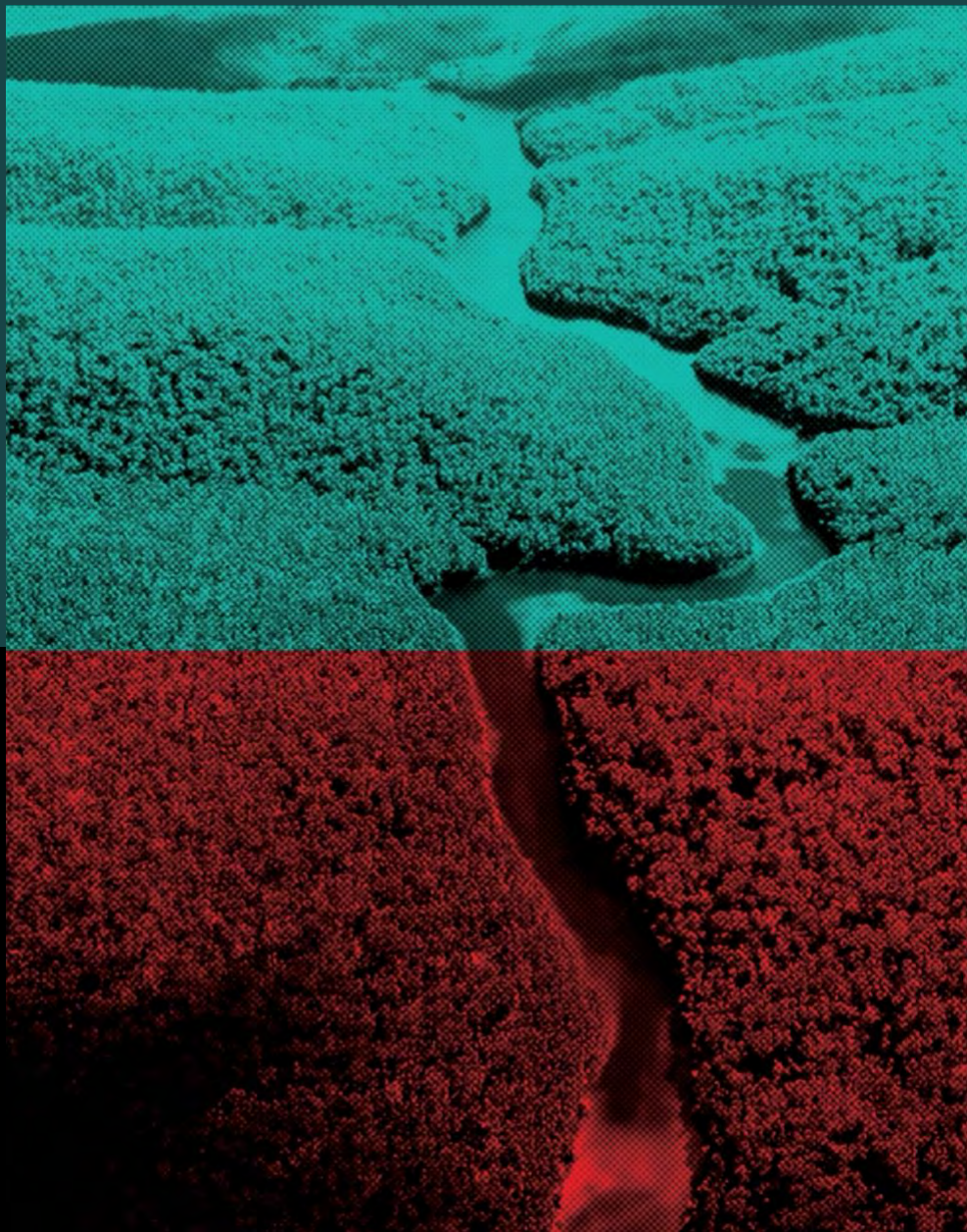


# Panel de Ciencia por la Amazonía

## Informe de evaluación de Amazonía 2021

### PARTE II



Science Panel for the Amazon



## Sobre el Panel Científico por la Amazonía (PCA)

El Panel Científico por la Amazonía es una iniciativa sin precedentes convocada bajo los auspicios de la Red de Soluciones para el Desarrollo Sostenible (SDSN) de las Naciones Unidas. El SPA está compuesto por más de 200 científicos e investigadores destacados de los ocho países amazónicos, la Guayana Francesa y socios globales. Estos expertos se reunieron para debatir, analizar y ensamblar el conocimiento acumulado de la comunidad científica, los pueblos Indígenas y otros actores que viven y trabajan en la Amazonía.

El Panel está inspirado en el Pacto de Leticia por la Amazonía. Este es el primer informe de su tipo que proporciona una evaluación científica exhaustiva, objetiva, abierta, transparente, sistemática y rigurosa del estado de los ecosistemas de la Amazonía, las tendencias actuales y sus implicaciones para el bienestar a largo plazo de la región, así como oportunidades y opciones relevantes de políticas para la conservación y el desarrollo sostenible.

Informe de evaluación de Amazonía 2021, Derechos de autor ©2022, Panel Científico por la Amazonía. Traducido del inglés al español por iTranslate, con el generoso apoyo del Banco Mundial. Este informe se publica bajo una licencia Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0). ISBN: 978-1-7348080-4-9

### Cita sugerida (Informe Completo)

Panel Científico por la Amazonía. 2021. Informe de evaluación de Amazonía 2021. Nobre C, Encalada A, Anderson E, Roca Alcazar FH, Bustamante M, Mena C, Peña-Claros M, Poveda G, Rodríguez JP, Saleska S, Trumbore S, Val AL, Villa Nova L, Abramovay R, Alencar A, Rodríguez Alza C, Armenteras D, Artaxo P, Athayde S, Barretto Filho HT, Barlow J, Berenguer E, Bortolotto F, Costa FA, Costa MH, Cui N, Fearnside PM, Ferreira J, Flores BM, Frieri S, Gatti LV, Guayasamin JM, Hecht S, Hirota M, Hoorn C, Josse C, Lapola DM, Larrea C, Larrea-Alcazar DM, Lehm Ardaya Z, Malhi Y, Marengo JA, Melack J, Moraes R M, Moutinho P, Murmis MR, Neves EG, Paez B, Painter L, Ramos A, Rosero-Peña MC, Schmink M, Sist P, ter Steege H, Val P, van der Voort H, Varese M, Zapata-Ríos G (Eds). United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. Disponible en [www.laamazoniaquequeremos.org](http://www.laamazoniaquequeremos.org). DOI: 10.55161/RFFA7697

### Cita sugerida (Capítulos Individuos)

#### Capítulo 14

Hecht S, Schmink M, Abers R, Assad ED, Bebbington DH, Brondizio ES, Costa FA, Calisto AMD, Fearnside PM, Garrett R, Heilpern S, McGrath D, Oliveira G, Pereira HS, Pinedo-Vazquez M. 2021. Capítulo 14: La Amazonía en movimiento: Políticas cambiantes, estrategias de desarrollo, pueblos, paisajes y medios de subsistencia En: Nobre C, Encalada A, Anderson E, Roca Alcazar FH, Bustamante M, Mena C, Peña-Claros M, Poveda G, Rodríguez JP, Saleska S, Trumbore S, Val AL, Villa Nova L, Abramovay R, Alencar A, Rodríguez Alza C, Armenteras D, Artaxo P, Athayde S, Barretto Filho HT, Barlow J, Berenguer E, Bortolotto F, Costa FA, Costa MH, Cui N, Fearnside PM, Ferreira J, Flores BM, Frieri S, Gatti LV, Guayasamin JM, Hecht S, Hirota M, Hoorn C, Josse C, Lapola DM, Larrea C, Larrea-Alcazar DM, Lehm Ardaya Z, Malhi Y, Marengo JA, Melack J, Moraes R M, Moutinho P, Murmis MR, Neves EG, Paez B, Painter L, Ramos A, Rosero-Peña MC, Schmink M, Sist P, ter Steege H, Val P, van der Voort H, Varese M, Zapata-Ríos G (Eds). Informe de evaluación de Amazonía 2021. Traducido del inglés al español por iTranslate. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. Disponible de <https://www.laamazoniaquequeremos.org/pca-publicaciones>. DOI: 10.55161/TOCR6947

#### Capítulo 15

Costa FA, Schmink M, Hecht S, Assad ED, Bebbington DH, Brondizio ES, Fearnside PM, Garrett R, Heilpern S, McGrath D, Oliveira G, Pereira HS, Pinedo-Vazquez M. 2021. Capítulo 15: Sistemas de subsistencia y agronegocios complejos, diversos y cambiantes en la Amazonía. En: Nobre C, Encalada A, Anderson E, Roca Alcazar FH, Bustamante M, Mena C, Peña-Claros M, Poveda G, Rodríguez JP, Saleska S, Trumbore S, Val AL, Villa Nova L, Abramovay R, Alencar A, Rodríguez Alza C, Armenteras D, Artaxo P, Athayde S, Barretto Filho HT, Barlow J, Berenguer E, Bortolotto F, Costa FA, Costa MH, Cui N, Fearnside PM, Ferreira J, Flores BM, Frieri S, Gatti LV, Guayasamin JM, Hecht S, Hirota M, Hoorn C, Josse C, Lapola DM, Larrea C, Larrea-Alcazar DM, Lehm Ardaya Z, Malhi Y, Marengo JA, Melack J, Moraes R M, Moutinho P, Murmis MR, Neves EG, Paez B, Painter L, Ramos A, Rosero-Peña MC, Schmink M, Sist P, ter Steege H, Val P, van der Voort H, Varese

M, Zapata-Ríos G (Eds). Informe de evaluación de Amazonía 2021. Traducido del inglés al español por iTranslate. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. Disponible de <https://www.laamazonia.quequeremos.org/pca-publicaciones>. DOI: 10.55161/RQVU5898

### Capítulo 16

Josse C, Futada S. M, von Hildebrand M, de los Rios MM, Oliveira- Miranda MA, Moraes ENS, Tuesta E. 2021. Capítulo 16: Estado Pasado y Actual de las Políticas de Conservación, Áreas Protegidas e Indígenas Territorios. En: Nobre C, Encalada A, Anderson E, Roca Alcazar FH, Bustamante M, Mena C, Peña-Claros M, Poveda G, Rodriguez JP, Saleska S, Trumbore S, Val AL, Villa Nova L, Abramovay R, Alencar A, Rodríguez Alzza C, Armenteras D, Artaxo P, Athayde S, Barretto Filho HT, Barlow J, Berenguer E, Bortolotto F, Costa FA, Costa MH, Cuví N, Fearnside PM, Ferreira J, Flores BM, Frieri S, Gatti LV, Guayasamin JM, Hecht S, Hirota M, Hoorn C, Josse C, Lapola DM, Larrea C, Larrea-Alcazar DM, Lehm Ardaya Z, Malhi Y, Marengo JA, Melack J, Moraes R M, Moutinho P, Murmis MR, Neves EG, Paez B, Painter L, Ramos A, Rosero-Peña MC, Schmink M, Sist P, ter Steege H, Val P, van der Voort H, Varese M, Zapata-Ríos G (Eds). Informe de evaluación de Amazonía 2021. Traducido del inglés al español por iTranslate. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. Disponible de <https://www.laamazonia.quequeremos.org/pca-publicaciones>. DOI: 10.55161/ZFBU3142

### Capítulo 17

Larrea C, Murais, Azevedo T, Nunes F, Rajão R. Capobianco JPR, Rodriguez Garavito C, Soares-Filho B, von der Hoff R. 2021. Capítulo 17: Globalización, extractivismo y exclusión social: Amenazas y Oportunidades para la Gobernanza de la Amazonía en Brasil. En: Nobre C, Encalada A, Anderson E, Roca Alcazar FH, Bustamante M, Mena C, Peña-Claros M, Poveda G, Rodriguez JP, Saleska S, Trumbore S, Val AL, Villa Nova L, Abramovay R, Alencar A, Rodríguez Alzza C, Armenteras D, Artaxo P, Athayde S, Barretto Filho HT, Barlow J, Berenguer E, Bortolotto F, Costa FA, Costa MH, Cuví N, Fearnside PM, Ferreira J, Flores BM, Frieri S, Gatti LV, Guayasamin JM, Hecht S, Hirota M, Hoorn C, Josse C, Lapola DM, Larrea C, Larrea-Alcazar DM, Lehm Ardaya Z, Malhi Y, Marengo JA, Melack J, Moraes R M, Moutinho P, Murmis MR, Neves EG, Paez B, Painter L, Ramos A, Rosero-Peña MC, Schmink M, Sist P, ter Steege H, Val P, van der Voort H, Varese M, Zapata-Ríos G (Eds). Informe de evaluación de Amazonía 2021. Traducido del inglés al español por iTranslate. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. Disponible de <https://www.laamazonia.quequeremos.org/pca-publicaciones>. DOI: 10.55161/QAUI3929

### Capítulo 18

Larrea C, Murmis MR, Peters S, Escobar A, Larrea-Alcázar D, Mantilla LM, Pichilingue E, Terán-Mantovani E, van den Bergh M. 2021. Capítulo 18: Globalización, extractivismo y exclusión social: Manifestaciones específicas de cada país. En: Nobre C, Encalada A, Anderson E, Roca Alcazar FH, Bustamante M, Mena C, Peña-Claros M, Poveda G, Rodriguez JP, Saleska S, Trumbore S, Val AL, Villa Nova L, Abramovay R, Alencar A, Rodríguez Alzza C, Armenteras D, Artaxo P, Athayde S, Barretto Filho HT, Barlow J, Berenguer E, Bortolotto F, Costa FA, Costa MH, Cuví N, Fearnside PM, Ferreira J, Flores BM, Frieri S, Gatti LV, Guayasamin JM, Hecht S, Hirota M, Hoorn C, Josse C, Lapola DM, Larrea C, Larrea-Alcazar DM, Lehm Ardaya Z, Malhi Y, Marengo JA, Melack J, Moraes R M, Moutinho P, Murmis MR, Neves EG, Paez B, Painter L, Ramos A, Rosero-Peña MC, Schmink M, Sist P, ter Steege H, Val P, van der Voort H, Varese M, Zapata-Ríos G (Eds). Informe de evaluación de Amazonía 2021. Traducido del inglés al español por iTranslate. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. Disponible de <https://www.laamazonia.quequeremos.org/pca-publicaciones>. DOI: 10.55161/ZTTM4697

### Capítulo 19

Berenguer E, Armenteras D, Lees AC, Fearnside PM, Smith CC, Alencar A, Almeida C, Aragão L, Barlow J, Bilbao B, Brando P, Bynoe P, Finer M, Flores BM, Jenkins CN, Silva Junior CHL, Souza C, García-Villacorta R, Nascimento N. 2021. Capítulo 19: Impulsores e impactos ecológicos de la deforestación y la degradación forestal. En: Nobre C, Encalada A, Anderson E, Roca Alcazar FH, Bustamante M, Mena C, Peña-Claros M, Poveda G, Rodriguez JP, Saleska S, Trumbore S, Val AL, Villa Nova L, Abramovay R, Alencar A, Rodríguez Alzza C, Armenteras D, Artaxo P, Athayde S, Barretto Filho HT, Barlow J, Berenguer E, Bortolotto F, Costa FA, Costa MH, Cuví N, Fearnside PM, Ferreira J, Flores BM, Frieri S, Gatti LV, Guayasamin JM, Hecht S, Hirota M, Hoorn C, Josse C, Lapola DM, Larrea C, Larrea-Alcazar DM, Lehm Ardaya Z, Malhi Y, Marengo JA, Melack J, Moraes R M, Moutinho P, Murmis MR, Neves EG, Paez B, Painter L, Ramos A, Rosero-Peña MC, Schmink M, Sist P, ter Steege H, Val P, van der Voort H, Varese M, Zapata-Ríos G (Eds). Informe de evaluación de Amazonía 2021. Traducido del inglés al español por iTranslate. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. Disponible de <https://www.laamazonia.quequeremos.org/pca-publicaciones>. DOI: 10.55161/ECWR5161

### Capítulo 20

Fearnside PM, Berenguer E, Armenteras D, Duponchelle F, Guerra FM, Jenkins CN, Bynoe P, García-Villacorta R, Macedo M, Val AL, Almeida-Val VMF, Nascimento N. 2021. Capítulo 20: Impulsores e impactos de los cambios en los ecosistemas acuáticos. En: Nobre C, Encalada A, Anderson E, Roca Alcazar FH, Bustamante M, Mena C, Peña-Claros M, Poveda G,

Rodríguez JP, Saleska S, Trumbore S, Val AL, Villa Nova L, Abramovay R, Alencar A, Rodríguez Alza C, Armenteras D, Artaxo P, Athayde S, Barretto Filho HT, Barlow J, Berenguer E, Bortolotto F, Costa FA, Costa MH, Cuvi N, Fearnside PM, Ferreira J, Flores BM, Frieri S, Gatti LV, Guayasamin JM, Hecht S, Hirota M, Hoorn C, Josse C, Lapola DM, Larrea C, Larrea-Alcazar DM, Lehm Ardaya Z, Malhi Y, Marengo JA, Melack J, Moraes R M, Moutinho P, Murmis MR, Neves EG, Paez B, Painter L, Ramos A, Rosero-Peña MC, Schmink M, Sist P, ter Steege H, Val P, van der Voort H, Varese M, Zapata-Ríos G (Eds). Informe de evaluación de Amazonía 2021. Traducido del inglés al español por iTranslate. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. Disponible de <https://www.laamazonia quequeremos.org/pca-publicaciones>. DOI: 10.55161/EBXM5917

### **Capítulo 21**

Armenteras D, Berenguer E, Andreazzy C, Dávalos LM, Duponchelle F, Hacon S, Lescano AG, Macedo M, Nascimento N. 2021. Capítulo 21: Impactos de la degradación de los ecosistemas terrestres y acuáticos sobre el bienestar y la salud de los seres humanos. En: C. Nobre C, Encalada A, Anderson E, Roca Alcazar FH, Bustamante M, Mena C, Peña-Claros M, Poveda G, Rodriguez JP, Saleska S, Trumbore S, Val AL, Villa Nova L, Abramovay R, Alencar A, Rodríguez Alza C, Armenteras D, Artaxo P, Athayde S, Barretto Filho HT, Barlow J, Berenguer E, Bortolotto F, Costa FA, Costa MH, Cuvi N, Fearnside PM, Ferreira J, Flores BM, Frieri S, Gatti LV, Guayasamin JM, Hecht S, Hirota M, Hoorn C, Josse C, Lapola DM, Larrea C, Larrea-Alcazar DM, Lehm Ardaya Z, Malhi Y, Marengo JA, Melack J, Moraes R M, Moutinho P, Murmis MR, Neves EG, Paez B, Painter L, Ramos A, Rosero-Peña MC, Schmink M, Sist P, ter Steege H, Val P, van der Voort H, Varese M, Zapata-Ríos G (Eds). Informe de evaluación de Amazonía 2021. Traducido del inglés al español por iTranslate. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. Disponible de <https://www.laamazonia quequeremos.org/pca-publicaciones>. DOI: 10.55161/EWEQ3828

### **Capítulo 22**

Marengo JA, Espinoza JC, Fu R, Muñoz JCJ, Alves LM, Rocha HR, Schöngart J. 2021. Capítulo 22: Variabilidad a largo plazo, extremos y cambios de temperatura e hidrometeorología en la region amazónica. En: Nobre C, Encalada A, Anderson E, Roca Alcazar FH, Bustamante M, Mena C, Peña-Claros M, Poveda G, Rodriguez JP, Saleska S, Trumbore S, Val AL, Villa Nova L, Abramovay R, Alencar A, Rodríguez Alza C, Armenteras D, Artaxo P, Athayde S, Barretto Filho HT, Barlow J, Berenguer E, Bortolotto F, Costa FA, Costa MH, Cuvi N, Fearnside PM, Ferreira J, Flores BM, Frieri S, Gatti LV, Guayasamin JM, Hecht S, Hirota M, Hoorn C, Josse C, Lapola DM, Larrea C, Larrea-Alcazar DM, Lehm Ardaya Z, Malhi Y, Marengo JA, Melack J, Moraes R M, Moutinho P, Murmis MR, Neves EG, Paez B, Painter L, Ramos A, Rosero-Peña MC, Schmink M, Sist P, ter Steege H, Val P, van der Voort H, Varese M, Zapata-Ríos G (Eds). Informe de evaluación de Amazonía 2021. Traducido del inglés al español por iTranslate. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. Disponible de <https://www.laamazonia quequeremos.org/pca-publicaciones>. DOI: 10.55161/YMTH3678

### **Capítulo 23**

Artaxo P, Almeida-Val VMF, Bilbao B, Brando P, Bustamante M, Coe MT, Correa SB, Cuesta F, Costa MH, Miralles-Wilhelm F, Salinas N, Silvério DV, Val AL. 2021. Capítulo 23: Impactos de la deforestación y el cambio climático sobre la biodiversidad, los procesos ecológicos y la adaptación ambiental. En: Nobre C, Encalada A, Anderson E, Roca Alcazar FH, Bustamante M, Mena C, Peña-Claros M, Poveda G, Rodriguez JP, Saleska S, Trumbore S, Val AL, Villa Nova L, Abramovay R, Alencar A, Rodríguez Alza C, Armenteras D, Artaxo P, Athayde S, Barretto Filho HT, Barlow J, Berenguer E, Bortolotto F, Costa FA, Costa MH, Cuvi N, Fearnside PM, Ferreira J, Flores BM, Frieri S, Gatti LV, Guayasamin JM, Hecht S, Hirota M, Hoorn C, Josse C, Lapola DM, Larrea C, Larrea-Alcazar DM, Lehm Ardaya Z, Malhi Y, Marengo JA, Melack J, Moraes R M, Moutinho P, Murmis MR, Neves EG, Paez B, Painter L, Ramos A, Rosero-Peña MC, Schmink M, Sist P, ter Steege H, Val P, van der Voort H, Varese M, Zapata-Ríos G (Eds). Informe de evaluación de Amazonía 2021. Traducido del inglés al español por iTranslate. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. Disponible de <https://www.laamazonia quequeremos.org/pca-publicaciones>. DOI: 10.55161/SNTO3592

### **Capítulo 24**

Hirota M, Flores BM, Betts R, Borma LS, Esquivel-Muelbert A, Jakovac C, Lapola DM, Montoya E, Oliveira RS, Sakschewski B. 2021. Capítulo 24: Resiliencia de la selva amazónica a los cambios globales: Evaluación del riesgo de puntos de inflexión. En: Nobre C, Encalada A, Anderson E, Roca Alcazar FH, Bustamante M, Mena C, Peña-Claros M, Poveda G, Rodriguez JP, Saleska S, Trumbore S, Val AL, Villa Nova L, Abramovay R, Alencar A, Rodríguez Alza C, Armenteras D, Artaxo P, Athayde S, Barretto Filho HT, Barlow J, Berenguer E, Bortolotto F, Costa FA, Costa MH, Cuvi N, Fearnside PM, Ferreira J, Flores BM, Frieri S, Gatti LV, Guayasamin JM, Hecht S, Hirota M, Hoorn C, Josse C, Lapola DM, Larrea C, Larrea-Alcazar DM, Lehm Ardaya Z, Malhi Y, Marengo JA, Melack J, Moraes R M, Moutinho P, Murmis MR, Neves EG, Paez B, Painter L, Ramos A, Rosero-Peña MC, Schmink M, Sist P, ter Steege H, Val P, van der Voort H, Varese M, Zapata-Ríos G (Eds). Informe de evaluación de Amazonía 2021. Traducido del inglés al español por iTranslate. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. Disponible de <https://www.laamazonia quequeremos.org/pca-publicaciones>. DOI: 10.55161/SOJT4398

## Parte II

# Transformaciones Socio-Ecológicas: Cambios en la Amazonía

## Índice

Capítulo 14: Amazonía en movimiento: Cambio de políticas, estrategias de desarrollo, personas, paisajes y medios de vida

Capítulo 15: Sistemas agroindustriales y de subsistencia complejos, diversos y cambiantes en la Amazonia

Capítulo 16: El estado de las políticas de conservación, las áreas protegidas y los territorios Indígenas, desde el pasado hasta el presente

Capítulo 17: Globalización, extracción de recursos y exclusión social: Amenazas y oportunidades para la gobernanza de la Amazonía en Brasil

Capítulo 18: Globalización, extracción y exclusión social: Manifestaciones específicas de cada país

Capítulo 19: Impulsores e impactos ecológicos de la deforestación y la degradación forestal

Capítulo 20: Impulsores e impactos de los cambios en ecosistemas acuáticos

Capítulo 21: Bienestar humano e impactos sanitarios de la degradación de los ecosistemas terrestres y acuáticos

Capítulo 22: Variabilidad a largo plazo, valores extremos, y cambios en temperatura e hidrometeorología

Capítulo 23: Los impactos de la deforestación y el cambio climático en la biodiversidad, los procesos ecológicos y la adaptación ambiental

Capítulo 24: Resiliencia de la selva amazónica a los cambios globales: Evaluación del riesgo de los puntos de inflexión

## PREFACIO

*El Informe de Evaluación de la Amazonía* es una maravilla de logro y colaboración científicos. Sobre todo, es el resultado de la profunda dedicación de más de 200 científicos de las naciones de la cuenca del Amazonas al bienestar de los pueblos y la biodiversidad de esta parte singular del mundo. La Amazonía merece todos los superlativos que se le presenten: única, insustituible, mega-diversa, invaluable y gravemente amenazada. El Panel Científico por la Amazonía no solo nos ha brindado el retrato científico más completo y apremiante de la Amazonía jamás producido, sino que también ha brindado una hoja de ruta para la supervivencia y la prosperidad de la Amazonía. Nos muestran, en definitiva, el camino hacia la Amazonía que Queremos.

Mi colega Emma Torres y yo, y nuestros colegas de la Red de Soluciones para el Desarrollo Sostenible (SDSN) de las Naciones Unidas, estamos profundamente agradecidos y en deuda con los científicos-autores de este volumen por el profundo cuidado, el conocimiento científico y la dedicación que entregaron a este volumen notable. Cuando Emma y yo ayudamos a lanzar el Panel Científico por la Amazonía hace más de un año, en medio de la pandemia del COVID-19, imaginamos que los principales científicos de la región producirían un informe político para establecer pautas para el desarrollo sostenible de la Amazonía. Los científicos, por supuesto, produjeron aquello, pero también produjeron algo mucho más grande. Entregaron una obra magna, una narrativa contundente que comienza con la geología antigua y formativa de la cuenca del Amazonas y que nos trae al presente, con poderosas propuestas de políticas para una nueva bioeconomía amazónica basada en una Visión Amazonía Viva que “apunta a transformar el sistema económico 'ciego a la vida' en uno 'centrado en la vida'.

A lo largo del camino, incluyen una deslumbrante variedad de temas para garantizar un tratamiento integral de la Amazonía desde todas las perspectivas importantes, incluida la Amazonía como una "entidad regional del Sistema de la Tierra," los "cambios antropogénicos en la Amazonía," incluida la deforestación, y el “espacio de soluciones” de vías sostenibles para la cuenca amazónica. Las soluciones incluyen estrategias de bioeconomía, protección de tierras indígenas, restauración de tierras degradadas y relaciones sostenibles más sólidas entre la selva amazónica y las ciudades amazónicas.

Se debe enfatizar tanto la urgencia como el carácter oportuno del informe. La urgencia es evidente a partir del mensaje científico central del estudio: los ecosistemas de la Amazonía no solo son invaluable, sino que también están gravemente en peligro. Debido a la deforestación y la degradación de la tierra en el pasado, la Amazonía bien puede estar cerca de un punto de inflexión en el que los principales ecosistemas de la Amazonía colapsarían irreversiblemente o se degradarían de manera persistente.

Su carácter oportuno resulta del hecho de que las naciones del mundo finalmente están reconociendo los peligros inminentes que enfrentan la Amazonía y las regiones de selva tropical de África y Asia. En la COP26, más de 130 gobiernos nacionales firmaron la Declaración de Líderes de Glasgow sobre Bosques y Uso de la Tierra, en la que prometen "detener y revertir la pérdida de bosques y la degradación de la tierra para 2030." Al mismo tiempo, fuentes públicas y privadas en conjunto prometieron más de USD\$10 mil millones para esta causa, con aún más fondos para movilizar. Estos gobiernos han reconocido, finalmente, que no puede haber una solución al cambio climático sin poner fin a la deforestación y restaurar las tierras degradadas, junto con la transformación del sistema energético global a fuentes de energía sin carbono.

Incluso durante el lanzamiento del Informe de Evaluación, la importancia transformadora del Panel Científico por la Amazonía ya está siendo reconocida por los gobiernos de la región y por las principales

agencias e instituciones internacionales de desarrollo. Este informe y el trabajo en curso del SPA serán retomados por el Pacto de Leticia que une a los líderes de la región para proteger el patrimonio común de la Amazonía, y por la Organización del Tratado de Cooperación Amazónica. Además, los principales científicos que trabajan en otros ecosistemas críticos, incluida la cuenca del Congo y los bosques tropicales del sudeste asiático, buscan en el SPA inspiración y orientación sobre cómo llevar a cabo iniciativas y colaboraciones científicas similares en esos ecosistemas también.

Por lo tanto, saboreemos los notables conocimientos científicos recopilados en este estudio y comprometámonos también a la acción de acuerdo con los mensajes urgentes del SPA. Si actuamos con decisiva y colaborativamente, con los países de la cuenca amazónica cooperando estrechamente y el resto del mundo uniéndose en apoyo urgente de la Amazonía, podemos lograr la visión del SPA de “una bioeconomía sana, de bosques en pie y ríos fluyentes basada en el intercambio y la colaboración entre el conocimiento local e indígena, la ciencia, la tecnología y la innovación.”

Jeffrey Sachs  
Convocante del SPA

## AGRADECIMIENTOS

Queremos expresar nuestro profundo agradecimiento a las numerosas personas e instituciones que hicieron posible este Informe.

Estamos en deuda con los más de 200 expertos que generosamente contribuyeron con su tiempo y conocimientos a este Informe, como miembros del Comité Directivo Científico, autores principales, autores principales de capítulos y autores colaboradores. Somos afortunados de haber tenido la oportunidad de trabajar con tantos individuos y equipos de investigación apasionados, brillantes, comprometidos y colegiados.

Estamos profundamente agradecidos con el Comité Estratégico del SPA. Su distinguido liderazgo ha sido muy valioso para brindar asesoramiento estratégico al trabajo del panel.

Agradecemos a los miembros de la Secretaría Técnica. Esta Evaluación no hubiera sido posible sin su diligente esfuerzo y dedicación.

También deseamos expresar nuestro profundo agradecimiento a los revisores inter pares que ayudaron a mejorar y precisar el Informe, y a las muchas partes interesadas que brindaron aportes invaluable a través de la consulta pública y por otros medios.

El Panel Científico por la Amazonía (SPA) desea agradecer el generoso apoyo financiero brindado por nuestros socios, la Fundación Gordon y Betty Moore y la Fundación Charles Stewart Mott.

También agradecemos las contribuciones de la Fundación Bobolink, el gobierno francés a través de una subvención de Conservación Internacional (CI), el Museo Field, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH (GIZ), el Banco Interamericano de Desarrollo (BID) y el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF-Brasil). Las opiniones, hallazgos y conclusiones expresadas en este informe pertenecen al autor/a o autores y no reflejan necesariamente las de nuestros socios y patrocinadores.

Estamos sinceramente agradecidos con otras personas e instituciones por apoyar este informe con investigación, datos, experiencia, asesoramiento, servicios y subvenciones.

En agradecimiento,

Jeffrey Sachs  
Convocante

Emma Torres  
Coordinadora Estratégica

Carlos Nobre  
Co-Presidente

Andrea Encalada  
Co-Presidente



**Comité Estratégico:** Gastón Acurio, Avecita Chicchon, Luiz Davidovich, Jose Gregorio Díaz Mirabal, Gustavo Dudamel, Maria Fernanda Espinoza Garcés, Enrique Forero, Valerie Garrido-Lowe, Angel Guevara, Marina Helou, André Lara Resende, Guilherme Leal, Thomas Lovejoy, Luis Moreno, Beka Munduruku, Rubens Ricupero, Fernando Roca, Sebastião Salgado, Monsignor Marcelo Sánchez Sorondo, President Juan Manuel Santos, Achim Steiner, Christiane Torloni, and Clarence Seedorf

**Comité Directivo Científico:** Elizabeth Anderson, Fernando Hector Roca Alcazar, Mercedes Bustamante, Carlos Mena, Marielos Peña-Claros, German Poveda, Jon Paul Rodriguez, Scott Saleska, Susan Trumbore, Adalberto Val, Luciana Villa Nova

**Autores principales:** Ricardo Abramovay, Ane Alencar, Ana Carolina R. Alzza, Dolors Armenteras, Paulo Artaxo, Simone Athayde, Henyo Trindade Barretto Filho, Jos Barlow, Erika Berenguer, Fernanda Bortolotto, Francisco de Assis Costa, Marcos Heil Costa, Nicolás Cuvi, Philip M. Fearnside, Joice Ferreira, Bernardo M. Flores, Sandra Frieri, Luciana V. Gatti, Juan M. Guayasamin, Susanna Hecht, Marina Hirota, Carina Hoorn, Carmen Josse, David M. Lapola, Carlos Larrea, Daniel M. Larrea-Alcazar, Zulema Lehm Ardaya, Yadvinder Malhi, José A. Marengo, John Melack, Mónica Moraes R., Paulo Moutinho, María R. Murmis, Eduardo G. Neves, Belen Paez, Lilian Painter, Adriana Ramos, Martha Cecilia Rosero-Peña, Marianne Schmink, Plinio Sist, Hans ter Steege, Pedro Val, Hein van der Voort, Mariana Varese, and Galo Zapata-Ríos

**Autores colaboradores:** Rebecca Abers, Ana Paula Aguiar, James S. Albert, Claudio Almeida, Rafael Almeida, Vera Maria F. Almeida-Val, Angelica Almeyda-Zambrano, Lincoln Muniz Alves, Cecilia S. Andreazzi, Luiz E.O. Aragão, Caroline Arantes, Alessandro C.de Araujo, Julia Arieira, Eduardo D. Assad, Tasso Azevedo, André Baniwa, Daniel Baniwa, Camila Sobral Barra, Marivelton Barroso, Luana S. Basso, Denise Humphreys Bebbington, Aoife Bennett, Carla Jaimes Betancourt, Richard A. Betts, Bibiana Alejandra Bilbao, Laura S. Borma, Paulo M. Brando, Sonia Bridi, Eduardo Brondizio, Paulette Bynoe, Nadino Calapucha, Derek Campos, João Paulo Ribeiro Capobianco, Thiago Cardoso, Ana Carolina Carnaval, Patrick Caron, Juan D. Carrillo, Zienhe Castro, Michael T. Coe, Sandra B. Correa, Sandra Costa, Mily Crevels, Francisco Cuesta, Liliana M. Davalos, Luisa Esther Diaz Arriola, Luis Donisete Benzi Grupioni, Carolina Rodrigues da Costa Doria, Amy E. Duchelle, Fabrice Duponchelle, Ana Margarida Duran Calisto, Juan Alvaro Echeverry, Marco Ehrlich, Andrés Escobar, Jhan-Carlo Espinoza, Adriane Esquivel-Muelbert, Ana Euler, Doris Fagua Rincon, Fander Falconí, Jorge Figueiredo, Matthew Finer, Suzette G.A. Flantua, Alexander Flecker, Carlos Eduardo Frickmann Young, Rong Fu, Laura P. Furquim, Silvia de Melo Futada, César Rodriguez Garavito, Roosevelt García-Villacorta, Rachael Garrett, Camilo Guio, Sandra Hacon, Sebastian Heilpern, Bernardo Herrera, Catarina C. Jakovac, Christopher Jarret, Clinton N. Jenkins, Juan-Carlos Jimenez Muñoz, James Junior, André B. Junqueira, David Kaimowitz, Michelle Kalamandeen, Mapulu Kamayurá, Jürgen Kesselmeier, Eduardo Kohn, Alexander C. Lees, Isabella Leite, Andrés (Willy) Lescano, Carolina Levis, Lúcia G. Lohmann, Marcia Macedo, Carla Maldonado, Luz Marina Mantilla, Daniel Magnabosco Marra, Carlos (Uldarico) Matapí, Anderson Mattos, David McGrath, Gustavo Henrique Coelho Melo, Diego Meneghelli, Fernando Miralles-Wilhelm, Guido Miranda, Anna G. Mombiola, Encarni Montoya, Mariana Montoya, Edel Moraes Tenório, Claide P. Moraes, Gaspar Morcote-Ríos, María de los Ríos Almandoz Moreno, Federico Mosquera Guerra, Nathália Nascimento, Pedro Meloni Nassar, Ismael Nobre, Felipe Nunes, Valeria Ochoa-Herrera, Gustavo Oliveira, Maria A. (Tina) Oliveira-Miranda, Rafael S. Oliveira, Jean Pierre Ometto, Fernando Ozorio de Almeida, German Palacio, Sunitha R. Pangala, Daniela Peluso, Henrique dos Santos Pereira, Davi Pereira Junior, Stefan Peters, Oliver L. Phillips, Eduardo Pichilingue, Natalia Piland, Miguel Pinedo-Vasquez, Camille Piponiot, Paulo dos Santos Pompeu, Visnu Posada, Carlos Alberto Quesada, Raoni Rajão, Ying Fan Reinfelder, Natalia Restrepo-Coupe, Diana Alvira Reyes, Camila C. Ribas, Humberto Ribeiro da Rocha, Douglas Riff, Gloria Amparo Rivera, Luciana Rizzo, Daniel Robison, Bruna C. Rocha, Carlos Rodriguez, Herve Rogez, Oscar

R. Román-Jitdutjaaño, Eduardo Roxo, Boris Sakschewski, Norma Salinas, Jochen Schöngart, Tatiana Schor, Glenn Shepard, Myrtle P. Shock, Miles Silman, Celso H. L. Silva Junior, Roberto Donato da Silva Júnior, Maria Aurea Pinheiro de Almeida Silveira, Divino V. Silvério, Charlotte Smith, Britaldo Soares-Filho, Atossa Soltani, Carlos Souza, Gasodá Wawaeitxapôh Surui, Tod D. Swanson, Gabriella Tabet, Eduardo K. Tamanaha, Leonardo Tello, Emiliano Terán, Laurent Troost, Fernando Trujillo, Luis Angel Trujillo, Ermeto Tuesta, Carmen Ulloa Ulloa, Manari Ushigua, Judson F. Valentim, Clara van der Hammen, Richard van der Hoff, Silvia Vidal, Martin von Hildebrand, Robert B. Wallace, Jennifer G. Watling, Stefan Wolff, Markos Zangas-Tsakiris, and Stanford Rhode Zent

**Revisores inter pares:** Cristina Adams, Orangel Aguilera, Sonia Alfaia, Silvana Amaral, Tercio Ambrizzi, Manuel Arroyo-Kalin, William Balée, Tim Baker, John Blake, Jan Börner, Pedro Brancalion, Carlos Zárate Botía, Ana Carla Bruno, Peter Bunyard, Carla Cárdenas, Raquel Carvalho, Alessandro Catenazzi, Josefa Salete Barbosa Cavalcanti, Mariano Cenamo, Robin Chazdon, Renan Campos Chisté, Charles Clement, Roberto Dall'Agnol, Eric Davidson, Pedro Leite da Silva Dias, Han Dolman, Marc J. Dourojeanni, Juan Alvaro Echeverri, Gilberto Fisch, Toby Gardner, Cécile Gautheron, Cullen Hanks, Michael Heckenberger, Alfredo Kingo Oyama Homma, Richard Houghton, Carlos Jaramillo, Ora Johannsson, Pilar García Jordán, Andrea Lampis, Marcos Longo, Viviana Lopez-Hernandez, William Magnusson, Francesca Majorano, Stephanie Mansourian, Jacques Marcovitch, John Miller, Patricia Morellato, Robinson I. Negrón-Juárez, Guillermo Obregon, Guilherme Oliveira, Enrique Ortiz, Michael Painter, Rene Parra, John Parrota, Toby Pennington, Stephen Perz, Oliver L. Phillips, Maitê Piedade, Roberto Porro, Peter Poschen, Anja Rammig, Carly Reddington, Laura Rival, J. Timmons Roberts, Stéphen Rostain, Rosa Lemos de Sá, Andre Sawakuchi, Fabio Scarano, Roberto Shaeffer, Jose Maria Cardoso da Silva, Paulo Sobral, Gustavo Solis, Esteban Suarez, Hans ter Steege, Stella de la Torre, Hanna Tuomisto, Ruud J. van der Ent, Celso von Randow, Eduardo Viola, Vincent Vos, Robert Toovey Walker, Robert Wallace, Fernanda Werneck, Ellen Wohl and Xavier Zapata

**Aportes de la Consulta Pública:** Cassio Bernardino (WWF Brazil), Paula Bueno (WWF Colombia), Joaquin Carrizosa (WWF Colombia), Joao Paulo de Soares Cortes (UFOPA), Brian Crnobrna (RedCons-Ucayali), Carlos de la Torre (University of Florida), Filipe Machado França (Lancaster University), Clarissa Gandour (Climate Policy Initiative and PUC-Rio), Deborah Goldemberg (WWF Brazil), James Gordon (WWF United Kingdom), Tarsicio Granizo (WWF Ecuador), Pia Escobar Gutiérrez (WWF Colombia), Consuelo Hernández (Fundación Humedales), Gerbrand Koren (Wageningen University), Claudia Leal León (Universidad de las Andes), Juan Carlos Ledezma (Conservation International), Bette Loisette (University of Florida), Bruno Garcia Luize (Unicamp), Anastassia Makarieva (Petersburg Nuclear Physics Institute), Stephanie Mansourian (University of Geneva), Dean Muruven (WWF International), Luis German Naranjo (WWF Colombia), Miguel Pacheco (WWF Peru), Sandra Petrone (WWF Mexico), Nigel Pitman (Field Museum of Natural History), Silvy Benitez Ponce (The Nature Conservancy), Thomas Ratican (University of Florida), María Inés Rivadeneira (WWF Ecuador), Carlos Rodríguez (Tropenbos Colombia), Jordi Surkin (WWF Bolivia), TR (Tinde) van Andel (Wageningen University), Michiel van den Bergh (WWF Suriname), Analiz Vergara (WWF), Hermani Vieira (EPE), Daphne Willems (WWF International), Mark Wright (WWF United Kingdom)

**Entrevistas:** Kleber Abreu, Dirceu Barbano, Andreia Bavaresco, Nurit Bensusan, Marcello Brito, Antônio Britto, Thaís de Carvalho, Mariano Cenamo, Claudia Galvez Durand, Kleber Franchini, Ruth Salzar Gascon, Deborah Goldemberg, André Guimarães, Jorge Hoezl, Kate Horner, Camilo Jaramillo Hurtado, Simão Jatene, Carlos Koury, Fany Kuiru, Riikka Kaukonen Lindholm, Pablo Lloret, Mauricio López, Lars Lovold, Elcio (Toya) Manchineri, Carlos Eduardo Marinelli, Elio "Wayu" Matapi, João Meirelles, Antônio Mesquita, Denis Minev, Paola Minoia, Berta Lina Murillo, Jhusely Danesy Navarro Patiño, Carina Pimenta, Marcos da Ré, Carlos

Rezende, Jaír Rincón, Jaime Siqueira, Roberto Smeraldi, Bruna Stein, Izabella Teixeira, Eduardo Trigo, Daniela Trivella, Sineia Bezerra do Vale, Tuija Veintie, Roberto Waack, Luke Weiss

**Secretaría Técnico-Científica:** Melanie Argimon, Julia Arieira, Lauren Barredo, Giovanni Bruna, Paulo de Souza, Carolina Jaramillo, Isabella Leite Lucas, Kamsha Maharaj, Nathália Nascimento, Eraclito Neto, Camila Posada, Jessica Tomé, and Catherine Williams.

**Asesores senior de comunicación:** Pilar Calderon, Coimbra Sirica, Ilona Szabo

**Fotografías:** Amazônia Real and their talented contributors, on Flickr as Agência Amazônia Real; IBAMA; the Museu Paraense Emilio Goeldi; WWF, on Shutterstock as WWF images; and numerous independent photographers and photojournalists.

**Mapas:** Instituto Socioambiental, Cicero Augusto, Clayton Bittencourt, Alicia Rolla

**Diseño:** Lanatta Branding and Design

**Colaboradores adicionales:** Kate Halladay, Charo Lanao, Robert Muggah, Andrew Revkin, and Sly Wongchuig

**Socios**



## INTRODUCCIÓN

La cuenca del Amazonas alberga la selva tropical más extensa del mundo (~5,8 millones de km<sup>2</sup>), y el río más grande, que fluye cuatro mil kilómetros desde los Andes hasta el Atlántico, transportando más agua que cualquier otro río (~220.000 m<sup>3</sup>/s). Miles de millones de años de cambios geológicos y climáticos y millones de años de evolución biológica dieron como resultado una región altamente heterogénea que alberga una biodiversidad vasta e incomparable, pero aún en su mayor parte desconocida. La selva amazónica es un ecosistema vital para todo el planeta y parte del patrimonio insustituible de toda la humanidad. La cuenca del Amazonas es también el hogar de pueblos indígenas que co-evolucionaron con ecosistemas biodiversos durante más de diez mil años, impulsando el surgimiento de una gran diversidad biocultural.

No obstante, la Amazonía y sus habitantes han sido históricamente amenazados por un modelo de desarrollo basado en los recursos y con una visión monetaria-céntrica que provoca la destrucción de los ecosistemas manteniendo las desigualdades y la violencia. Este modelo se ha asociado con una enorme pérdida de bosques intactos y diversos y la degradación de los ecosistemas terrestres y acuáticos por la deforestación, los incendios no naturales, la tala, la explotación de los recursos naturales y la contaminación. Junto con el cambio climático global, estas actividades están empujando a la Amazonía hacia un punto de inflexión más allá del cual se encuentra la pérdida irreversible de la selva tropical y su biodiversidad, lo que compromete gravemente el bienestar humano. Detener la deforestación y la degradación de los ecosistemas y encontrar vías alternativas hacia el desarrollo sostenible de la Amazonía son una prioridad en este escenario crítico.

A pesar de la riqueza existente en el conocimiento científico y socioambiental sobre la Amazonía, todavía existen brechas significativas en nuestra comprensión; esto afecta nuestra capacidad para guiar las estrategias de conservación y apoyar los procesos de toma de decisiones basados en la ciencia, y exige grandes esfuerzos científicos y tecnológicos para superarlo. Por ejemplo, aunque los científicos han descrito miles de especies en el Amazonas, las dimensiones completas de la biodiversidad amazónica siguen estando muy subestimadas. Además, a pesar del gran esfuerzo de los científicos para cuantificar las emisiones de carbono y la productividad de los ecosistemas, los limitados datos sobre los posibles efectos de la fertilización del CO<sub>2</sub> en la fotosíntesis y el uso del agua por parte de los árboles restringen nuestra comprensión de la resiliencia de los bosques frente al cambio climático. Finalmente, a pesar de la enorme diversidad de sistemas de conocimiento relacionados con la diversidad cultural y biológica de la Amazonía, existen investigaciones limitadas sobre cómo estos sistemas generan, transmiten y utilizan dicho conocimiento.

Bajo los auspicios de la Red de Soluciones para el Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas (SDSN), más de 200 científicos de la Amazonía que estudian la Amazonía se han unido para formar el Panel Científico por la Amazonía (SPA) sin precedentes. Reunieron su conocimiento y experiencia para producir una Evaluación Científica del estado de los diversos ecosistemas, usos de la tierra y cambios ambientales en la Amazonía y sus implicaciones para la región y otras partes del mundo. El desafío no tenía precedentes: producir el primer informe científico integral realizado para toda la cuenca del Amazonas y sus diversos biomas, incluida la oportunidad de desarrollar un nuevo paradigma sostenible que asegure que el bosque vale mucho más en pie que talado, y que los recursos de agua dulce se gestionen de forma sostenible. De la conservación de la Amazonía depende el bienestar de quienes hoy habitamos el planeta y de las generaciones venideras.

Este Informe está dividido en tres partes principales, cada una de las cuales contiene cuatro Grupos de Trabajo y en total suman 34 capítulos:

- I - La Amazonia como Entidad Regional del Sistema de la Tierra
- II - Transformaciones Socio-Ecológicas: Cambios en la Amazonía
- III - El Espacio de Soluciones: Encontrar Vías Sostenibles para la Amazonía

Parte I aborda una cuenca amazónica no perturbada, o con muy poca perturbación inducida por el hombre, a través de la evolución geológica, climática y ecológica de los ecosistemas terrestres y acuáticos y la biodiversidad. Explora por qué la selva amazónica contribuye de manera importante a los ciclos biogeoquímicos regionales y globales, como el ciclo del carbono y los principales ciclos de nutrientes, y sintetiza los principales mecanismos que operan en el hidroclima físico de la Amazonía. Parte I termina explorando la presencia humana en la Amazonía, destacando el papel fundamental de los pueblos indígenas y las comunidades locales (IPLCs, por sus siglas en inglés) en el uso sostenible y la conservación de la biodiversidad amazónica y las consecuencias de la colonización europea para estas poblaciones.

Parte II se centra en los crecientes cambios antropogénicos en la Amazonía, principalmente desde la década de 1960 hasta la actualidad. A partir de la década de 1960, la Amazonía experimentó la transformación socioambiental más profunda de su historia. Parte II comienza revisando la situación actual de los diversos pueblos que viven, se mueven y trabajan en la región amazónica, contextualizando los cambios en las políticas globales y la profunda integración regional a la economía mundial. Tal integración llevó a la Amazonía a los niveles más altos en las exportaciones mundiales de carne de res, hierro, oro, madera, cacao y soya, lo que ocurrió en el contexto de sociedades altamente desiguales, que amenazan la selva tropical, los ecosistemas acuáticos y la supervivencia de los IPLCs. Las políticas nacionales de conservación se discuten como una fuerza contraria para proteger la biodiversidad, la diversidad cultural y los derechos territoriales de los IPLCs. A continuación, los capítulos analizan la realidad actual de una combinación altamente compleja y dinámica de actividades rurales y urbanas, incluidas las economías formales, informales y clandestinas que impulsan la deforestación. Esto incluye la expansión de prados y tierras de cultivo, y la degradación de los ecosistemas, como la contaminación y los incendios forestales. Los impactos acumulativos de múltiples impulsores de la pérdida de bosques y la degradación terrestre y acuática sobre la biodiversidad, el clima y el ciclo del carbono se describen desde la perspectiva local a la global, incluidos sus efectos en cascada sobre la agricultura, la generación de energía hidroeléctrica y la salud y el bienestar humanos. Por último, pero no menos importante, Parte II termina con una advertencia sobre el riesgo inminente de cruzar un punto de inflexión debido a la conversión de tierras y el cambio climático en curso; más allá de este punto, los bosques continuos ya no pueden existir y son reemplazados por ecosistemas altamente degradados.

Parte III del informe se centra en las soluciones, presentando recomendaciones basadas en el conocimiento científico y tradicional, guiadas por los principios y valores de la visión *Amazonía Viva*. Esta visión propone un modelo de desarrollo sostenible para la Amazonía que sea socialmente justo, inclusivo y ecológica y económicamente floreciente. Reconoce el papel de la Amazonía en el siglo XXI y la necesidad de economías que puedan sostener la integridad y diversidad ecológica, proteger los ecosistemas terrestres y acuáticos, restaurar y remediar los ecosistemas afectados, empoderar a los pueblos amazónicos, proteger los derechos humanos y los derechos de la naturaleza y promover el bienestar humano-naturaleza. Las soluciones propuestas se basan en tres pilares:

- 1) Conservación, restauración y remediación de sistemas terrestres y acuáticos
- 2) El desarrollo de una bioeconomía innovadora, saludable, de bosques en pie y ríos fluyentes; abordar políticas y marcos institucionales para el bienestar humano-ambiental y la protección de la biodiversidad; combinando ingeniosamente el conocimiento de los IPLCs y el conocimiento

científico; e invertir en investigación, mercadeo y producción de productos de la socio-biodiversidad amazónica

- 3) El fortalecimiento de la ciudadanía y gobernabilidad amazónica, que incluye la implementación de sistemas de gobernabilidad bio-regional y bio-diplomática (diplomacia ambiental) para promover una mejor gestión de los recursos naturales y fortalecer los derechos humanos y territoriales

Más que nunca, la Evaluación del SPA es una oportunidad puntual para mostrar la conexión entre el bienestar humano y la naturaleza a una amplia audiencia, incluidos los responsables de la toma de decisiones. El funcionamiento sostenible de los ecosistemas amazónicos garantiza la seguridad de las personas que viven en la Amazonía y sus alrededores, y apoya la salud del planeta. El Informe del SPA insta a los tomadores de decisiones y a todas las sociedades a actuar ahora para evitar una mayor devastación en la región. Los resultados clave de este informe científico sin precedentes son nuevas recomendaciones para una Amazonía sostenible, que pueden servir como modelo para todos los bosques tropicales. Dadas las rápidas transiciones experimentadas por la Amazonía y el mundo, existe una gran necesidad de una mejor comunicación entre los formuladores de políticas y la comunidad científica, incluido el consenso sobre varios temas clave. Si bien las amenazas y su administración recaen ante todo en las naciones amazónicas, la responsabilidad de salvar la Amazonía es global. Lo que sucede en la región amazónica de un país afecta a las regiones amazónicas de todos los países, y lo que sucede en la Amazonía afecta al mundo entero. Por lo tanto, son urgentes las acciones dentro de la propia Amazonía que convergen con acciones globales para detener las crisis amazónicas inducidas por el hombre.

Carlos Nobre  
*SPA Co-Presidente*

Mercedes Bustamante  
*SPA Comité Directivo Científico*

## **Capítulo 14**

La Amazonía en movimiento: Políticas cambiantes, estrategias de desarrollo, pueblos, paisajes y medios de subsistencia



Caminhão sem placa e carregado com toras de madeira (Foto: João Paulo Machado /Amazônia Real)

## INDEX

<b>RESUMEN GRÁFICO .....</b>	<b>14.2</b>
<b>MENSAJES CLAVE.....</b>	<b>14.3</b>
<b>RESUMEN.....</b>	<b>14.4</b>
<b>14.1 GRANDES PROCESOS: PUEBLOS Y PAISAJES AMAZÓNICOS INVISIBLES.....</b>	<b>14.5</b>
<b>14.2 LA MODERNIZACIÓN Y SUS DESCONTENTOS .....</b>	<b>14.6</b>
14.2.1 PARADIGMA DE DESARROLLO Y MODERNIZACIÓN .....	14.6
14.2.2 EL IMPERATIVO DE LA MODERNIZACIÓN Y SU CAJA DE HERRAMIENTAS: PLANEACIÓN, PROGRAMAS Y PROCESOS DE DESARROLLO.....	14.8
14.2.2.1 <i>Evaluación de recursos, teledetección y modernización: el auge de la zonificación de idoneidad del uso de suelo y las reservas para la conservación.....</i>	<i>14.9</i>
14.2.2.2 <i>ISI y las modernizaciones militares en la Amazonía (1960-1990): geopolítica, agroindustria y alternativas de reforma agraria.....</i>	<i>14.10</i>
14.2.3 TRANSICIÓN, CONSTITUCIONALISMO Y NEOLIBERALISMO TEMPRANO.....	14.14
<b>14.3 RECIENTE ESQUEMAS Y POLÍTICAS DE DESARROLLO.....</b>	<b>14.14</b>
14.3.1 LA INFLUENCIA DE LA APERTURA POLÍTICA, LAS MOVILIZACIONES Y LAS POLÍTICAS AMBIENTALES, Y LA CAÍDA Y EL AUMENTO DE LA DEFORESTACIÓN .....	14.14
14.3.2 VIEJOS CAMINOS, NUEVOS IMPULSORES .....	14.17
14.3.2.1 <i>Nuevos circuitos de la globalización.....</i>	<i>14.17</i>
14.3.2.2 <i>Nueva financiarización amazónica .....</i>	<i>14.18</i>
14.3.2.3 <i>Economías clandestinas.....</i>	<i>14.20</i>
14.3.2.4 <i>Infraestructura .....</i>	<i>14.23</i>
14.3.3 DEPENDENCIA DE LAS EXPORTACIONES Y ESTADOS PRECARIOS.....	14.32
<b>14.4 PUEBLOS AMAZÓNICOS EN EL TERRENO .....</b>	<b>14.35</b>
14.4.1 URBANIZACIÓN AMAZÓNICA EN LA ANTIGÜEDAD .....	14.35
14.4.2 EL CONTINUO RURAL-URBANO .....	14.37
14.4.3 LA VIDA Y LOS MEDIOS DE VIDA EN LA MATRIZ URBANO-RURAL .....	14.38
14.4.4 PROBLEMAS AMBIENTALES URBANOS .....	14.41
14.4.5 MIGRACIÓN: FORMAL, PRIVADA Y ESPONTÁNEA .....	14.42
14.4.6 MOVIMIENTOS SOCIALES, PARADIGMAS DE DESARROLLO Y GOBERNANZA .....	14.47
<b>14.5 CONCLUSIONES.....</b>	<b>14.50</b>
<b>14.6 RECOMENDACIONES .....</b>	<b>14.51</b>
<b>14.7 REFERENCIAS.....</b>	<b>14.53</b>



Resumen Gráfico



Figura 14.A Los paisajes amazónicos están moldeados por las políticas de desarrollo, la globalización, los flujos financieros y los movimientos sociales de base.

# La Amazonía en movimiento: Políticas cambiantes, estrategias de desarrollo, pueblos, paisajes y medios de subsistencia

*Susanna Hecht<sup>a\*</sup>, Marianne Schmink<sup>b\*</sup>, Rebecca Abers<sup>c</sup>, Eduardo Assad<sup>d</sup>, Denise Humphreys Bebbington<sup>e</sup>, Eduardo Brondizio<sup>f</sup>, Francisco Costa<sup>g</sup>, Ana María Durán Calisto<sup>h</sup>, Philip Fearnside<sup>i</sup>, Rachael Garrett<sup>j</sup>, Sebastian Heilpern<sup>k</sup>, David McGrath<sup>l</sup>, Gustavo Oliveira<sup>m</sup>, Henrique Pereira<sup>n</sup>, Miguel Pinedo-Vazquez<sup>o</sup>*

## Mensajes clave

- Desde la segunda guerra mundial (WWII, por sus siglas en inglés), la Amazonía ha sido tratada como un laboratorio experimental de políticas de modernización y desarrollo. En este sentido, la visión de una Amazonia verde, no refleja la complejidad de las economías regionales, la diversidad social y cultural, la dinámica acelerada del cambio de uso del suelo, la urbanización acelerada y los cambios estructurales que han acompañado la integración amazónica en las políticas y economías nacionales e internacionales. La realidad amazónica, en el contexto actual, está siendo influenciada por la globalización acelerada y la demanda internacional de productos básicos, el aumento de la desigualdad social, el acelerado deterioro ambiental y las perturbaciones hidroclimáticas asociados al cambio climático.
- Las políticas de modernización y los planes de desarrollo regional a gran escala se dieron inicialmente bajo regímenes panamazónicos mayormente autoritarios, enfatizando la integración nacional y la política de la Guerra Fría. Esto estimuló la inversión temprana en infraestructura (en la década de 1960) y los programas de colonización estatales, informales y privados para ocupar físicamente la Amazonía y servir como alternativas a la reforma agraria en áreas más pobladas y disputadas. Además, se adelantaron una serie de programas económicos corporativos regionales focalizados y altamente subsidiados y polos de crecimiento para promover la minería, los hidrocarburos, la energía, la agroindustria y la ganadería. Estos asentamientos a menudo afectaban a los territorios de los pueblos Indígenas y comunidades locales (IPLC por su sigla en inglés).
- La idea de “modernización” enfatizó un cambio estructural profundo, donde la naturaleza, y especialmente los bosques, son considerados como obstáculos para el desarrollo, evidencia de atraso y en gran parte carentes de valor. Esta fue la base para las políticas y los esquemas de desarrollo en la Amazonía, enfoques que en gran medida percibían la Amazonía como un vacío demográfico e ignoraban sus funciones y servicios ecológicos y ambientales que prestan a nivel regional y global.

---

<sup>a</sup> University of California Los Angeles, USA, Luskin School of Public Policy, and Graduate Institute for International Development Studies, Geneva, Switzerland, sbhecht@ucla.edu

<sup>b</sup> University of Florida, Center for Latin American Studies, USA, schmink@latam.ufl.edu

<sup>c</sup> University of Brasília, Political Science Department, Brazil

<sup>d</sup> Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), São Paulo, Brazil

<sup>e</sup> Clark University, Department of International Development, Community and Environment Massachusetts, USA

<sup>f</sup> Indiana University Bloomington, Department of Anthropology, USA

<sup>g</sup> Federal University of Pará, Centre for High Amazonian Studies and Postgraduate Program in Economics, Brazil

<sup>h</sup> Yale School of Architecture, New Haven, CT and Estudio A0, Quito, Ecuador

<sup>i</sup> National Institute for Research in Amazonia (INPA), Department of Environmental Dynamics, Manaus, Amazonas, Brazil

<sup>j</sup> ETH Zurich University, Switzerland

<sup>k</sup> Cornell University, Cornell NY, USA

<sup>l</sup> Earth Innovation Institute, San Francisco, CA, and Graduate Program on Society, Nature and Development of the Federal University of Western Pará, Brazil

<sup>m</sup> University of California, Global and International Studies, Irvine, USA

<sup>n</sup> Federal University of Amazonas (UFAM), Agricultural Ecology, Brazil

<sup>o</sup> Columbia University, Earth Institute, New York, USA; Earth Innovation Instituto (EII), San Francisco, USA; and Universidad Intercultural de la Amazonia (UNIA), Pucallpa, Peru

## Capítulo 14: La Amazonía en movimiento: Políticas cambiantes, estrategias de desarrollo, pueblos, paisajes y medios de subsistencia

- Sin embargo, la Amazonía no estaba vacía. Ha estado habitada por al menos 12.000 años, y actualmente está ocupada por una diversidad de personas con múltiples estrategias de subsistencia. En la Amazonía actual, el uso de suelo está cada vez más dominado por sistemas de monocultivo simplificados y extracción de minerales, hidrocarburos y madera, en gran parte orientada a la exportación.
- Los amazónicos viven en ranchos, fincas, campamentos mineros, territorios Indígenas y tradicionales, bosques y aldeas, pero la mayoría vive en las ciudades de la región. La dinámica compleja de la migración circular, los hogares multilocalizados y las estrategias de ingresos polivalentes, incluyendo las transferencias estatales y las remesas intrafamiliares, subyacen a las fuertes interacciones rural-urbanas y a la dependencia generalizada de los bosques y ríos en la Amazonía.
- Las políticas públicas erráticas, el apoyo técnico limitado, la tenencia incierta y la violencia, combinados con la volatilidad de los precios de los pequeños agricultores, han contribuido al surgimiento de múltiples formas de economías clandestinas. Las inestabilidades rurales y los derechos a las tierras en disputa también han sido y continúan siendo fundamentales en la movilidad social, rural-urbano and urbano-rural que transformo a los amazónicos como una sociedad predominantemente o mayoritariamente urbana.
- El conocimiento y los intereses de la población local, tanto urbana como rural, nativa y migrante, a menudo son pasados por alto. Pero estos grupos están generando enfoques alternativos para gestionar y restaurar los paisajes, dando lugar a nuevos sistemas de comercialización y formas de gobernanza. Estos sistemas pueden servir como recursos de conocimientos, prácticas y estrategias para el desarrollo sostenible de la Amazonía.

### Resumen

Este capítulo revisa los procesos complejos, y a menudo invisibles, que impulsan el cambio social y ecológico en la Amazonía y los diversos pueblos que habitan sus paisajes. Explora las ideologías de desarrollo y las herramientas políticas que se implementaron para aplicarlos en la Amazonia. Los períodos generales de cambios de política macro, muestra la evolución del marco para las complejas interacciones actuales entre la agroindustria a gran escala, la minería y los hidrocarburos; diversos medios de subsistencia a pequeña escala; las economías clandestinas e ilícitas de acaparamiento de tierras, oro, coca y madera; y su funcionamiento en economías globalizadas y regionales. Si bien los gobiernos panamazónicos han oscilado entre formas de gobierno autoritarias y más o menos democráticas desde mediados del siglo XX, las transformaciones democráticas han dado lugar a interacciones entre una amplia gama de nuevos actores de la sociedad civil, incluyendo ONGs, movimientos sociales, sindicatos rurales y movimientos sociales urbanos, y actores poderosos como grupos técnicos, financieros y corporativos nacionales e internacionales y organizaciones internacionales de conservación. Las nuevas fuentes internacionales de financiamiento se expandieron mucho más allá de la ayuda multilateral o bilateral tradicional; esto incluye financiamiento de China y de fondos de cobertura, y nuevas formas de préstamos de producción tanto informales como corporativos. La integración en numerosos mercados y finanzas globalizados ha tenido enormes efectos en las políticas y economías amazónicas en todas las escalas. Estas dinámicas han generado nuevos tipos de políticas, marcos políticos, instituciones y economías, y han reestructurado los antiguos; han cambiado las formas de urbanización, asentamientos y regímenes territoriales, y estimulado un extenso y controvertido desarrollo de la infraestructura. Sobre el terreno, diversos pueblos amazónicos han sufrido en gran medida los impactos de estos procesos y han seguido adaptándose a las circunstancias cambiantes mientras luchan por avanzar en sus propias propuestas de formas alternativas de conservación y desarrollo de la Amazonía.

*Palabras clave: Política de desarrollo, globalización, urbanización, asentamiento, economía clandestina, deforestación, carreteras, represas, movimientos sociales*

### 14.1 Grandes Procesos: Pueblos y Paisajes Amazónicos Invisibles

Lejos de ser una cuenca fluvial boscosa homogénea, la Amazonía alberga pueblos y paisajes diversos, muchas veces ocultos a la perspectiva externa que tiende a ver la región como una vasta selva desprovista de habitantes humanos. Por generaciones los habitantes de los pueblos amazónicos se ganan la vida creando, manejando y conservando una alta diversidad de paisajes y ambientes. En esta diversidad de paisajes y ambientes los amazónicos han y siguen colectando, procesando y comercializando una gran diversidad de productos del bosque, de los ríos y lagos. Igualmente, los Indígenas y no-Indígenas amazónicos usan diversos sistemas de producción agrícola y agroforestal, así como de crianza de animales domésticos (incluyendo ganado) para ganarse la vida. En la Amazonía de hoy, los ingresos económicos de muchas familias dependen en actividades urbanas, como el comercio de productos, trabajo temporal y así como en una variedad de pensiones y ayuda económica gubernamental y privada, así como de redes de apoyo familiares. Viven en ranchos, granjas, campamentos madereros y mineros, depósitos de mano de obra de grandes proyectos, territorios Indígenas (TIs) y aldeas, pero sobre todo en las ciudades y pueblos de la región, invisibles en la imaginación del público sobre la Amazonía como un bosque virgen. Inadvertidamente, las formas de vida de los pueblos amazónicos, los lugares donde habitan y su calidad de vida han sido transformados por las múltiples políticas de construcción de nación e iniciativas de desarrollo de las últimas décadas.

Las poderosas fuerzas externas y sus resultados interactúan de manera complicada con las complejas circunstancias en cada rincón diferente de la Amazonía, donde las historias y los paisajes particulares han evolucionado durante milenios. Este capítulo arroja una luz sobre las ideas, los actores y las prácticas principales que han dado forma a su dinámica actual para enfocar mejor a las personas amazónicas, cómo y dónde viven, y cómo eso está cambiando bajo el impacto de la globalización, la deforestación, la degradación de la tierra, la conta-

minación con agrotóxicos y por mercurio, los incendios masivos y la rápida urbanización. El capítulo aclara qué fuerzas y qué actores convirtieron a la Amazonía en un lugar con uno de los más altos índices de extinción de especies y desigualdades sociales.

Comenzamos el capítulo discutiendo las ideas de desarrollo y las políticas que, desde la década de 1940 hasta finales de la década de 1980, moldearon activamente los enfoques teóricos y políticos de los procesos de cambios socioeconómicos y socioambientales en la Amazonía (Sección 14.2). La subsección 14.2.1 presenta teorías de desarrollo y modernización que han dado forma a la historia amazónica reciente en el contexto de la Guerra Fría, las propiedades emergentes y los grandes procesos de desarrollo de la Amazonía, y los problemas que permanecen "fuera del radar" (es decir, poco estudiados y algo invisibles) pero que son características principales de la dinámica socioeconómica y socio-ambiental de la Amazonía. La Sección 14.2.2 se centra en los enfoques de políticas de desarrollo a gran escala que han cambiado las economías regionales amazónicas desde la década de 1960 y los programas de infraestructura a gran escala que estructuran la trayectoria de desarrollo actual. Establecen las condiciones previas para las dinámicas económicas, ecológicas y sociales que han dado forma a procesos nuevos y continuos de asentamiento, urbanización, infraestructura, nuevas formas de inversión y finanzas y movimientos sociales.

La Sección 14.3 trata de la dinámica más reciente que ha evolucionado desde la década de 1990. La estructura de las economías regionales en diferentes partes de la Amazonía varía mucho, como se discutirá más adelante en este capítulo y en los Capítulos 15, 17 y 18. Sin embargo, lo que la mayoría de los datos de los países sugieren es que ha habido cambios estructurales significativos en las economías agrícolas y regionales desde la integración acelerada de la Amazonía en las economías regionales, nacionales y globales. Estos reflejadas en la privatización de tierras públicas y la expropiación de bienes comunes, la deforestación, y los despla-

zamientos por el desarrollo de infraestructura a gran escala, como se discutirá en la Sección 14.3.1. Si bien los índices de desarrollo humano han mejorado en muchas áreas (p.ej., educación, acceso al agua y atención médica) a través de la extensión de los programas nacionales y de ingresos básicos, como *Bolsa Familia*, la desigualdad también ha aumentado (Richards y VanWey 2015; Guedes *et al.* 2012; Torras 2019), situación puesta de manifiesto durante la pandemia del COVID-19.

Los diferentes contextos y políticas nacionales reflejan un papel más amplio de la Amazonía y sus productos básicos en la política planetaria y las economías nacionales. Para comprender esto, las Secciones 14.3.2 y 14.3.3 se enfocan en los impulsores emergentes, como las nuevas formas de globalización, los nuevos tipos de financiamiento para proyectos y productos básicos, los nuevos tipos de dependencia de las exportaciones y las economías clandestinas, destacando las propiedades ocultas inherentes en las transformaciones actuales (Cuadro 14.1). También discutimos la urbanización, los patrones de asentamiento y el desarrollo de infraestructura como procesos emergentes. Terminamos en la Sección 14.3.4 con una discusión sobre los patrones cambiantes de urbanización y asentamiento, los complejos sistemas de subsistencia que los pueblos amazónicos han desarrollado en respuesta a las transformaciones masivas. Presentamos algunos ejemplos de movimientos sociales que se contraponen a las políticas de conservación y desarrollo. Finalizamos el capítulo con propuestas de paradigmas alternativos prometedores para la gobernanza y la sostenibilidad amazónica.

## **14.2 La Modernización y sus Descontentos**

### **14.2.1 Paradigma de desarrollo y modernización**

La Amazonía, como gran parte del mundo tropical en la década de 1950, fue objeto de un “meta” pensamiento sobre el desarrollo. El mundo posterior a WWII parecía maleable a la transformación por parte de sus sistemas existentes de riqueza y pobreza al mundo moderno. La idea de “desarrollo” o, como decía un lenguaje más colonial, “mejora”, a-

plicada al mundo tropical, implicaba una transformación a través de la “modernización”, es decir, un camino desde las sociedades subdesarrolladas o tradicionales hacia un tipo uniforme de modernidad caracterizada como esencialmente urbana, industrial, en gran parte secular y organizada por leyes, instituciones y mercados basados en gran medida en los del mundo del Atlántico Norte. Este paradigma requería estados burocráticos modernos enmarcados por una identidad nacionalista en lugar de administraciones o sociedades coloniales estructuradas por lazos de parentesco, identidad, patrocinio o tradición. La modernización también se vio como un mecanismo para contrarrestar la desigualdad de las economías regionales dentro de las naciones, ya que el elegante modernismo de las capitales urbanas de América Latina contrastaba regularmente con imágenes de pobreza deprimente en sus sociedades rurales (Albuquerque 1999; Buckley 2017).

El paradigma de la modernización implicó un cambio de formas de sociedad e instituciones relativamente no capitalistas, mercantiles o tradicionales a estructuras económicas, sociales y políticas modernas. En este sentido, el modernismo consolidó la transición de trabajo no asalariado a formas asalariadas y monetizadas. Las políticas de desarrollo pusieron énfasis en los regímenes e instituciones de propiedad privada sobre la propiedad colectiva. La modernización produjo cambios en estructuras sociales y de los “motores” económicos, de lo rural a lo urbano; cambio cultural en términos de individualización, secularización y nuevos valores y formas de consumo; monetización y privatización de lo que habían sido recursos colectivos; y finalmente, la industrialización. Este proceso de modernización dependía de una fuerte intervención estatal en la economía y muchas otras estructuras sociales.

Al menos hasta principios de la década de 1990, este paradigma de modernización fue visto como la forma dominante en que los problemas de la llamada pobreza del Tercer Mundo, entendidos como expresiones del subdesarrollo, podrían ser resueltos a través de los poderes de la ciencia y la planeación tecnocrática (Rostow 1971). Esta narrativa, en po-

### Cuadro 14.1 Los procesos ocultos (y no tan ocultos) de la transformación amazónica

#### *Invisibilidades*

Un problema central para entender la Amazonía es el de las invisibilidades. Estos incluyen invisibilidades asociadas con los sistemas socioeconómicos: economías ilícitas (madera, oro y coca; y acaparamiento de tierras) cuyos valores económicos, costos sociales y ambientales son enormes. También incluye invisibilidades asociadas con las economías informales (intercambios en especie en los mercados informales); el valor de uso y subsistencia de los bosques y ríos; los flujos de población a gran escala a medida que viajan en movimientos diarios, periódicos y estacionales en la configuración de sus medios de vida, especialmente dado el alto grado de inseguridad que prevalece en los medios de vida amazónicos. A esto está asociado la invisibilidad de los costos de muchos desplazamientos poblacionales asociados con cercamientos, confiscaciones de tierras, desarrollo de infraestructura y violencia (Fearnside 2006, 2014; Jaichand y Sampaio 2013; Bratman 2014; Atkins 2017; Ioris 2017; Randell 2017; Calvi *et al.* 2020). También son invisibles los costos ecológicos y sociales de la corrupción, el robo de recursos y la especulación, y los costos de las pérdidas de diversidad cultural, sistemas de conocimiento y sistemas de valores que han sido fundamentales para mantener la integridad de los ecosistemas y los medios de vida.

Las instituciones informales, la “tradicición” y los regímenes de acceso y tenencia también operan de maneras que a menudo son invisibles para los extraños pero que son obvias en la vida cotidiana de las familias amazónicas. Algunos estados amazónicos están utilizando un “nuevo” mapeo social para revelar formas de dependencia urbana de los recursos y territorios ecológicos (UEA 2010; de Almeida *et al.* 2019). Entre los más dramáticos ha sido el surgimiento de la importancia y extensión de los asentamientos *quilombolas* (ver el Capítulo 13), tanto urbanos como rurales (territorios de refugio cuya existencia pasó desapercibida para la mayoría de las agencias de desarrollo hasta principios del siglo XXI). Otras poblaciones ubicuas, pero en gran medida invisibles, son los habitantes de los ríos “*caboclo*”, los habitantes de las orillas del lago y los pescadores, los recolectores forestales y los agricultores itinerantes (Harris y Nugent 2004; Brondizio 2009; Silva 2009). Alrededor del 25% de las poblaciones Indígenas son residentes urbanos (Alexiades 2009; Eloy y Lasmar 2011; Alexiades y Peluso 2015; Campbell 2015a,b; Nasuti *et al.* 2015; Sobreiro 2014). Estas poblaciones multilocalizadas tienen directo acceso a los mercados urbanos, los medios de comunicación, la educación, la atención médica y la organización política.

Hay otras invisibilidades relacionadas con los impactos ambientales, incluyendo las consecuencias ambientales de las transformaciones del uso de suelo amazónico, como los cambios hidrobioclimáticos (ver los Capítulos 19-24). El cambio en algunas áreas de la Amazonía para convertirse en emisores de CO<sub>2</sub> versus sumideros de carbono (Gatti *et al.* 2021), y la liberación de metano asociada con la extracción de hidrocarburos son serios impactos acumulativos invisibles, mientras que el aumento de la fragmentación ecológica y la mayor vulnerabilidad a los incendios también cambian los paisajes de muchas especies cuya disminución pasa desapercibida. Las nuevas formas de contaminación asociadas a los agrotóxicos vinculados a los monocultivos a gran escala, y la contaminación por mercurio y arsénico asociada a la extracción de oro, contaminan las aguas y se bioacumulan a lo largo de la cadena alimentaria.

#### *Subsidio de la naturaleza*

Otro factor menos visible es la importancia del “subsidio de la naturaleza.” Al igual que el pescado, los

productos forestales han y siguen jugando un rol importante en los medios de vida tanto de millones de pobladores rurales y urbanos de bajo recursos económicos. En muchos casos, este subsidio “sin costo” para familias Indígenas y no-Indígenas depende en el uso de sistemas de manejo y conservación muy dinámicas y complejas, así como de conocimientos y estrategias para el uso sustentable de los recursos. El subsidio que ofrecen por los recursos manejados y conservados asciende a alrededor de un tercio de los ingresos de las familias amazónicas de bajo recursos. Esto significa que las formas típicas de ver los medios de vida rurales y urbanos a menudo pasan por alto la importancia de los múltiples recursos manejados y conservados por generaciones de amazónicos.

La modificación del “subsidio de la naturaleza” a través de incentivos fiscales y legales, como en el caso de los sistemas de concesiones de madera, casi siempre llevaron a la extracción predatoria de los recursos, sin prestar atención a los daños a la economía familiar y comunal, así como, a ambientes y paisajes. En sistemas complejos como la Amazonía, la extracción de madera practicada por los concesionarios, casi siempre llevo a la deforestación de bosques que por generaciones las comunidades Indígenas y no-Indígenas habían manejado y conservado para la provisión de servicios, como el agua y una gran diversidad de productos, como plantas medicinales. Otro ejemplo clave es el impacto que tienen los incentivos públicos y privados para la conversión de áreas de producción de pequeños y medianos productores, así como de áreas boscosas en plantaciones de palma aceitera, cacao y otros productos de alta demanda en el mercado global. En este caso, tanto los costos de “producir” un producto ecosistémico, por ejemplo, un árbol de caoba, como los impactos de las externalidades asociadas con su extracción aumentan las vulnerabilidades del sistema, causan pérdida de resiliencia e impulsan la pérdida de servicios ecosistémicos con un precio cero. Las dislocaciones y los conflictos sociales tampoco forman parte del cálculo.

cas palabras, fue contrarrestada por los teóricos de la "dependencia" en la década de 1960, quienes argumentaron que las áreas periféricas eran sitios de extracción sistemática de recursos, bienes y riqueza hacia los principales centros económicos (metrópolis) (Frank 1966; Bresser-Pereira 2011; Cardoso y Faletto 2021). Este marco ha resurgido y ahora forma parte de las discusiones sobre el desarrollo en los lenguajes del extractivismo, que discutiremos más adelante.

#### **14.2.2 El imperativo de la modernización y su caja de herramientas: planeación, programas y procesos de desarrollo**

Los planes de desarrollo implementados o en proceso de implementación en toda la Amazonía andina y brasileña los modelos más generales de planeación quinquenal de Europa y el bloque comunista. Los estados burocráticos expandirían sus poderes territoriales, con la Amazonía como “laboratorio” de planeación del desarrollo en líneas capitalistas y un baluarte contra el comunismo, u-

na preocupación clave en el periodo de la Guerra Fría (Klein y Luna 2016).

Los planes de desarrollo en la Amazonia son el producto de acciones coordinadas de la banca y la inversión privada con agencias regionales y nacionales de los gobiernos amazónicos. Los planes de desarrollo dentro de marcos regionales brindan una especie de coherencia geográfica a los sectores financieros y eliminan el control de los actores locales y sus círculos de patrocinio (León *et al.* 2015; Sudério 2020). Una estrategia de desarrollo dentro del marco coordinado fueron los “polos de crecimiento”, inspirados en las ideas del economista francés Henri Perroux; que eran espacios legalmente protegidos para inversión especializada e infraestructura de apoyo en la Amazonía, acompañados de corredores de desarrollo entre polos y regiones específicos (Perroux 1955; Mønsted 1974; Hite 2004).

Frente a la Amazonía, los tomadores de decisiones, civiles y militares estuvieron enfocados en la

idea de la integración nacional como el primer paso de lo que se convertiría en una preocupación mayor con la planeación de cuencas fluviales. Los militares brasileños y los planeadores estadounidenses soñaban con transformar la Amazonía a través de una especie de TVA tropical (Hecht y Rajão 2020; Garfield 2013; Buckley 2017). La integración del enfoque de TVA con su escala de toda la cuenca y sus agencias de gestión centralizadas y de organización para los polos de crecimiento regional, se convirtió en el modelo para gran parte de la planeación de la cuenca fluvial en América Latina. Ciudad Guyana, y la enorme represa de Macagua en Venezuela son el mejor ejemplo de esto, e inspiran ampliamente la planeación tropical y el desarrollo agrícola en general, como en Bolivia con la agencia de planeación Cordecruz, en Colombia con la Corporación Araraquara, y en Ecuador y Perú. En Brasil, la poderosa agencia SUDAM (*Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia*), en muchos sentidos el modelo para el resto de la Pan-Amazonía, fue la agencia coordinadora.

En estos enfoques de modernización, el ecosistema se clasificaba simplemente como recurso natural; una plataforma sobre la que se cuadraban las visiones de desarrollo de la modernidad. La simplicidad ecológica se creó a través de la transformación de la tierra, ya que diversos sistemas ecológicos y de subsistencia, en su mayoría ilegibles para el estado y las personas externas, se mapearon en cuadrículas a gran escala y espacios de planeación para ser ocupados por monocultivos de colonos y ganadería. Este tipo de modificación dependía de lo que el antropólogo James Scott ha llamado el “impulso por la legibilidad” de los estados autoritarios modernistas (Scott 1998).

#### 14.2.2.1 Evaluación de recursos, teledetección y modernización: el auge de la zonificación de idoneidad del uso de suelo y las reservas para la conservación

La degradación ambiental tuvo una relevancia limitada en el discurso de la modernización y se percibió más o menos como un problema tecnológico, relacionado con problemas de eficiencia, planeación regional y algunos parques naciona-

les remotos. Se llevaron a cabo evaluaciones de recursos, como el *Proyecto RADAM* (1972), para proveer un estudio completo, enfocado principalmente en tipos de minerales, suelos y bosques, y para examinar la geografía física con el fin de actualizar la cartografía regional de recursos (Herrera Celemin 1975) y para orientar a las empresas de desarrollo. El gobierno militar brasileño utilizó la teledetección como un insumo estratégico para la integración nacional, y también siguió las prácticas de TVA. La rica información sentó las bases para iniciativas masivas de teledetección en las que se embarcaron todos los países amazónicos (y han llegado a depender), especialmente cuando se expandieron las capacidades computacionales y de teledetección satelital. Esto produjo el desarrollo de laboratorios nacionales de teledetección y monitoreo del cambio de uso de suelo, como el INPE (Instituto Nacional de Investigaciones Espaciales) de clase mundial del Brasil y el Experimento a Gran Escala de la Biosfera-Atmósfera en la Amazonía (LBA), que fue fundamental para descifrar la dinámica del clima amazónico (Nobre *et al.* 2009). La teledetección y los modelos desarrollados a partir de datos satelitales se han vuelto clave para comprender la dinámica espacial del cambio en el uso de suelo y sus implicaciones (p. ej., fragmentación, dinámica del carbono). Las poderosas tecnologías computacionales y de teledetección significaron que los análisis significativos podrían llevarse a cabo de forma remota, con algo de verificación en el terreno, desplazando lo que anteriormente había sido el *sine qua non* de la investigación amazónica: el trabajo de campo. Si bien muchos académicos continuaron explorando la Amazonía desde cero y continuaron contribuyendo a la comprensión de la importancia histórica de la coevolución de las personas con los sistemas naturales amazónicos, gran parte de la investigación ambiental continuó enfocándose en la naturaleza amazónica “prístina”, sin humanos.

Los proyectos de teledetección como el *Proyecto RADAM* no pudieron capturar muchos aspectos de la ocupación humana, especialmente los de IPLCs, cuyo sustento estaba basado en árboles, tubérculos, carne de animales silvestres y peces, hasta



mucho más adelante en el desarrollo de tecnologías de teledetección. Las imágenes de una vasta aglomeración de recursos y un bosque ilimitado subrayaban la idea de un vacío demográfico y, fundamentalmente, de un espacio experimental que podía transformarse en algo más científico, uniforme y ordenado, según una visión centralizada (Silva 1957, 1967, 2003; da Costa Freitas 2004). Esta dinámica puso en juego una competencia continua por el control de los recursos regionales entre las poblaciones existentes, el estado y los inmigrantes; y nuevas aspiraciones regionales de los habitantes locales a través de reclamos por tierras, derechos y ciudadanía; junto con las ambiciones de grupos más distantes.

#### 14.2.2.2 ISI y las modernizaciones militares en la Amazonía (1960-1990): geopolítica, agroindustria y alternativas de reforma agraria

La Industrialización por Sustitución de Importaciones (ISI) fue el marco principal de la metapolítica durante gran parte del periodo de mediados de siglo en la Pan-Amazonía.<sup>1</sup> La fase inicial, ejemplificada por la promesa del presidente de Brasil Kubitschek de modernizar “50 años en cinco”, incluyó el primer gran proyecto de infraestructura amazónica, la carretera Belém-Brasilia, construida entre 1958 y 1960. Esta se convirtió en el prototipo de la Carretera Transamazónica que también formaba parte del sistema de “carreteras de integración” que era dentro de los planes estratégicos elaborados por los militares. Estas ambiciones de infraestructura continuaron después del periodo de gobierno militar en Brasil (1964-1985), cuando el enfoque cambió de la integración nacional a la integración de la Amazonía en corredores de ex-

portación a gran escala, como veremos más adelante.

El desarrollismo militar se desplegó en una serie de planes quinquenales en toda la Amazonía brasileña, hizo hincapié en la integración a través de la construcción de carreteras, apoyó empresas rurales a gran escala (especialmente mineras y ganaderas, con importantes subsidios), reforzó las instituciones técnicas y científicas para la agricultura y la investigación tropical (Dalmarco *et al.* 2015; Klein y Luna 2018). También desarrolló polos de crecimiento e instrumentos para la coordinación del desarrollo regional y suministró líneas de crédito significativas para la ocupación regional, un ensamblaje de exportaciones altamente subsidiado y un centro libre de impuestos en Manaus (Kanai 2014; Wilson *et al.* 2015). Por razones de legitimación, abastecimiento regional de alimentos y ocupación geopolítica, así como para desviar las demandas de reforma agraria, se implementaron importantes proyectos de colonización en Brasil, Perú, Colombia, Ecuador y Bolivia, involucrando la colonización estatal, privada y espontánea, que ampliaremos más adelante (Brasil 1976; Barbira-Scazzocchio 1980; Becker 1982; Kohlhepp 2001; Jepson 2006a,b; Intrator 2011). Con el apoyo de financiamiento internacional bilateral de Europa y EE.UU. y financiamiento multinacional, el proceso de desarrollo de intervenciones tempranas también produjo deforestación extensiva, degradación ambiental, abusos de los derechos humanos e invasión de las tierras de los IPLCs (Almeida 1992; Hecht y Cockburn 1989; Schmink 1982; Schmink y Wood 1992; Jepson 2006a; Osorio 1992; Fearnside 1986). Este periodo, desde mediados de la década de 1960 hasta la década de 1990 (una generación), evolucionó con

---

<sup>1</sup> A partir de una crítica de las exportaciones de recursos naturales que discutimos anteriormente, se argumentó que tales economías condenaban a los países a un papel sesgado en la división internacional del trabajo y el subdesarrollo. La ISI promovió políticas que estaban destinadas a expandir la base industrial nacional a través de cuatro etapas principales: (1) producción nacional de bienes de consumo no duraderos, simples y previamente importados; (2) la extensión de la producción nacional a una gama más amplia de bienes de consumo duraderos y productos manufacturados más complejos; (3) la exportación de productos manufacturados y la diversificación industrial continuada como parte de una estrategia de modernización; y 4) modernización de la agricultura para liberar mano de obra para los sectores industriales emergentes. Una gama de políticas en torno a los incentivos fiscales, las tasas al cambio de variables y la nueva infraestructura que favorecía a las industrias y los sectores guiados por los polos de crecimiento impulsarían la economía y sus vínculos hacia adelante, cambiando el desarrollo de su gran énfasis en los recursos naturales y los mercados internacionales, hacia bienes industrializados para consumo local, y manufacturas en su combinación de exportación.

una regulación ambiental mínima y la aplicación de las pocas leyes que había.

Los sistemas agrícolas de los colonos migrantes, en general basados inicialmente en la producción de arroz, también eran problemáticos, plagados de problemas de producción y comercialización, problemas laborales y fallas agronómicas, con problemas reales de disminución de nutrientes del suelo y bajos rendimientos, utilizando variedades y prácticas no adaptadas a las condiciones locales, en gran medida en función de una extensión defectuosa y prácticas no adaptadas. Estos problemas se vieron exacerbados por las inseguridades en la titulación, la violencia rural, las tasas muy altas de deserción de colonos y la alta rotación (Hall 2000; Murphy 2001; Etter *et al.* 2008; Fearnside 2009; Pacheco 2009; Acker 2014; Carrero *et al.* 2020; Yanai *et al.* 2017).

La deforestación a gran escala se estaba convirtiendo cada vez más en un problema internacional en los terrenos amazónicos desde la década de 1970 en adelante, a medida que la literatura científica exploraba con mayor detalle la dinámica de los bosques en pie y las consecuencias a nivel local, regional y, cada vez más, global de la tala de bosques. Esta vinculación de las cuestiones sociales con las preocupaciones ambientales se hizo cada vez más aguda e internacionalizada en las controversias asociadas con el desarrollo del programa *Polonoroeste* de Brasil, la pavimentación de la carretera Cuiabá-Porto Velho (BR-365), los problemas continuos con la carretera Transamazónica y en las zonas de colonización activa de Ecuador, Perú y Bolivia (Well 1980; Eastwood y Pollard 1985; Santos-Granero y Barclay 1998, 2000; Barbieri *et al.* 2009; Pinto-Ledezma y Mamani 2014; Orta 2015). Estas controversias vincularon a grupos ambientales y de derechos humanos internacionales con grupos y movimientos nacionales. Coincidiendo con la agitación industrial urbana, la corrupción dentro de las fuerzas armadas, la angustia por la tortura y los asesinatos políticos, y el clamor por la democracia, estos movimientos eventualmente llevaron a la caída de los regímenes autoritarios y la expansión de los gobiernos demo-

cráticos (Luciak 2001; Hagopian y Mainwaring 2005; Hecht *et al.* 2006; Zimmerer 2006; Hochstetler y Keck 2007). El desarrollismo militar en la Pan-Amazonía tuvo muchas variaciones diferentes, pero las similitudes incluyeron ideas de integración y/u ocupación territorial a través del desarrollo temprano de infraestructura, transferencias a gran escala de tierras públicas a propietarios privados (ver el Capítulo 15), promoción de programas de colonización, apoyo a sector(es) líder(es) (petróleo, minas, azúcar, ganadería), política de la Guerra Fría, y apoyo a cambios masivos de uso de suelo y procesos regionales altamente conflictivos de expropiación territorial y represión local (Alvarez-Berrios *et al.* 2013; Bebbington 1993; Brondizio *et al.* 2009; Andersson y Gibson 2007; Arrueta Rodríguez 1994; Assies 2002; Blanes Jiménez y Flores Céspedes 1983; Bottos 2008). En la mayoría de los casos, los problemas ambientales, los abusos a los derechos humanos y otras formas de represión y graves problemas de corrupción estimularon la movilización nacional y las alianzas con otras partes de la sociedad civil, incluyendo los sindicatos, los movimientos sociales urbanos y las organizaciones ambientales nacionales e internacionales, y fueron fundamentales en el ascenso de la región a la democracia y la redacción de nuevas constituciones (Hecht y Cockburn 1989; Schmink y Wood 1992; Kingstone y Power 2000; Hagopian y Mainwaring 2005; Hochstetler y Keck 2007).

Incluso llegó a haber ambientalismo militar. Generalmente indiferente a la deforestación *per se*, el régimen militar brasileño fue sensible a la presión internacional y a los problemas planteados por la creciente condicionalidad en los préstamos inter-

nacionales a partir de mediados de la década de 1980, que plantearon preocupaciones sobre los derechos humanos, los derechos territoriales Indígenas, los derechos de los pueblos tradicionales sobre los recursos, la extinción de las especies y el cambio climático. En parte, esto se reflejó en la creación de Parques Nacionales durante la década de 1970, por lo que hasta principios de la década de 2000 y la nueva administración presidencial, el

### Cuadro 14.2 Ascendencia Amazónica: cambios complejos en la conservación de los recursos amazónicos

La Amazonía de fines del siglo XX fue vista como una solución o resolución a varios tipos de problemas nacionales con implicaciones internacionales. Estos incluyeron 1) integración nacional; 2) preocupaciones geopolíticas sobre las fronteras; 3) problemas de insurgencias políticas, reales o imaginarias; 4) temas relacionados con las poblaciones Indígenas en formas que nominalmente satisficieron a los observadores internacionales; 5) potencial político para ganancias económicas y recursos exploratorios; 6) cuestiones agrarias sin emprender reformas estructurales en otras regiones políticamente más delicadas, y donde las élites nacionales se resistieron vigorosamente a la reforma; 7) un medio para “modernizar la agricultura tradicional” en nuevos contextos espaciales que no antagonizarían a los oligarcas terratenientes, un elemento crítico de las alianzas políticas nacionales e importante para las agencias de desarrollo; 8) la elaboración de tecnologías que impulsarían los sectores agroindustriales de las economías a través de innovaciones en las rotaciones de soya/maíz, nuevos pastos y la introducción de la palma aceitera; y 9) políticas ambientales reales y retóricas y desarrollo institucional de especial interés para socios comerciales, organizaciones multilaterales y financiadores bilaterales.

Quizás podamos resumir aspectos de estos cambios en los siguientes puntos que evolucionaron en el periodo posautoritario, en términos de conservación, enfoques de desarrollo y regulaciones. Como parte de este proceso de cambio económico y creciente participación nacional en las sociedades civiles, hubo una serie de otros cambios que, aunque cuestionados, sugirieron una nueva forma de política. Estos pueden resumirse como “Cambios epistémicos” en el desarrollo institucional a nivel de los estados y nuevas dinámicas de mercado. Estos también produjeron propiedades emergentes y nuevos impulsores que ahora dan forma a la Amazonía.

#### *Cambios epistémicos*

1. En un cambio profundo del modelo de conservación dejado a un lado, se reconoció que los paisajes habitados tenían valor de conservación además de valor económico, y sus administradores merecían derechos y reconocimiento, cambiando sustancialmente los derechos territoriales de los IPLCs (Simmons *et al.* 2010; Fontana y Grugel 2016; BenYishay *et al.* 2017; Bebbington *et al.* 2018a). Estos derechos están siendo atacados actualmente en casi toda la Amazonía.
2. Las críticas agroecológicas y socioecológicas a los modelos de desarrollo de la agricultura y la ganadería de monocultivo se han visto acompañadas por el surgimiento de experimentos agroecológicos y alternativas sostenibles como respuesta a las externalidades, y para potenciar el subsidio de la naturaleza y el apoyo de los servicios ambientales. Existe una literatura sustancial al respecto, como se evidencia en la bibliografía.
3. La naturaleza tiene derechos legítimos y permanentes, al menos al nivel de la retórica. La *Pachamama* tiene personería jurídica en las constituciones de Ecuador y Bolivia. En Colombia, un río tiene derechos. Esta inclusión de respeto y derechos por la naturaleza representa al menos un contrapeso ideológico a la visión de la naturaleza como mera mercancía.
4. Los regímenes tradicionales de tenencia y los territorios se reconocen legal y constitucionalmente a través de los derechos históricos y el uso ancestral (es decir, tierras afrodescendientes de quilombos, palenques o cimarronas; reservas tradicionales y extractivas). Estos también ratificaron los de-

rechos y la autonomía Indígenas. Nuevamente, estos derechos están bajo ataque informal a través del acaparamiento de tierras y amenazas legislativas formales.

5. La Amazonía fue reconocida cada vez más como un “socioambiente” construido a través de las transformaciones geobióticas históricas de los bosques y los suelos de los pueblos, y las obras de ingeniería, basadas en investigaciones arqueológicas, etnográficas e históricas (Balée 1998; Fausto y Heckenberger 2007; Heckenberger *et al.* 2007; Parssinen *et al.* 2009; Clement *et al.* 2015; Athayde *et al.* 2017; Watling *et al.* 2017; de Souza *et al.* 2018; Levis *et al.* 2018; Maezumi *et al.* 2018). Estos fueron analizados con etnografías actuales y brindan una fuente alternativa de tecnologías para la resiliencia social y del ecosistema a más largo plazo en el momento actual, y una especie de puente epistemológico hacia el futuro.

*A medida que los Estados desarrollaron sistemas para la gestión ambiental, surgieron los regímenes legislativos, reglamentarios y analíticos/tecnológicos*

1. Se crearon nuevos ministerios en todos los países panamazónicos, aliados a las ideas de sustentabilidad y resiliencia y con nuevas facultades normativas. Los ministerios existentes (como los de agricultura) asumieron portafolios ambientales ampliados.
2. La legislación ambiental se expandió y los países panamazónicos se integraron en acuerdos ambientales internacionales a nivel de jurisdicción nacional y local (Acuerdo Climático de París 2015, Aichi 2017).
3. Las políticas nacionales “socioambientales” en Brasil y en otros lugares crearon conocimientos sobre vías y estrategias para controlar la deforestación. Esto incluyó un mayor apoyo internacional para modelos de desarrollo alternativos (proyecto Piloto Amazonía) y otras investigaciones y prácticas sostenibles que también se ramificaron a través de instituciones regionales de investigación. Esto incluyó la demarcación activa de áreas protegidas de todo tipo, incluyendo los bosques habitados. Se promulgaron moratorias sobre productos de áreas recientemente deforestadas, se apoyaron organizaciones comunitarias de muchos tipos, se aplicaron bloqueos de crédito en áreas deforestadas ilegalmente, se brindó apoyo y financiamiento a agencias reguladoras estatales, y se monitoreó y evaluó en tiempo real, incluyendo multas y sanciones por actividades de deforestación ilegal. Esta alineación de acciones en todos los niveles supuso una restricción inusual para el desmonte ilegal. También estaban en juego otros procesos, incluyendo los precios bajos de las materias primas y la fuga regulatoria de los productores hacia el Cerrado, Bolivia y el Chaco.
4. El monitoreo mejorado de la deforestación y el uso de suelo, así como los escenarios de modelado del uso de suelo, surgieron y suministraron nuevas y poderosas herramientas científicas, políticas y regulatorias.
5. Se utilizaron nuevas tecnologías para la demarcación de tierras, como CAR (Catastro de Áreas Rurales de Brasil), el mapeo social y la validación de reclamos históricos para mediar y regularizar los reclamos de las tierras (Oliveira y Hecht 2016; Arima *et al.* 2014; Azevedo *et al.* 2017; Oliveira 2013). Sin embargo, este sistema de tierras geolocalizadas requería acceso a sistemas GIS que podrían no estar disponibles para mucha gente rural, y estos sistemas han sido utilizados cada vez más para regularizar las tenencias ilegales (Ferrante *et al.* 2021).

*Dinámica de los mercados emergentes*

1. Mayor integración en los mercados globales, especialmente China y la UE, para productos amazónicos no tradicionales (p. ej., soya, aceite de palma) y madera, oro y carne de res. Esto acompañó una

caída en el comercio de EE.UU. (anteriormente el principal socio comercial de la Pan-Amazonía). La fuerte demanda internacional ha aumentado, convirtiendo a la agroindustria amazónica en una de las mayores fuentes de divisas.

2. Expansión de los mercados clandestinos, una de las principales actividades económicas regionales. Los mercados clandestinos son una fuente importante de empleo estacional y continuo.
3. La expansión de los mercados verdes y de comercio justo (p. ej., açai, cacao, caucho, castaña del Brasil) ha sido importante para valorizar los cultivos nativos amazónicos y las poblaciones que manejan y conservan estos recursos por generaciones. Cada vez más, estos productos tienen marca (p.ej., los “superalimentos” guaraná y açai) y se mueven hacia nichos de mercado globales que muestran un potencial de crecimiento continuo, al igual que los mercados de alimentos básicos para los pueblos y ciudades amazónicas.
4. Los esquemas de certificación han sido importantes como dispositivos de mercadeo para productos alimenticios, pero persisten problemas de corrupción, especialmente con la madera (Clark y Kozar 2011; VanWey y Richards 2014; Brancalion *et al.* 2018).
5. La demanda ampliada de madera de rápido crecimiento que son mayormente manejadas por pequeños productores (Sears *et al.* 2018).

periodo militar había sido considerado la época dorada de la creación de Parques Nacionales Amazónicos (Foresta 1991; Padua y Quintao 1982). Las TIs también tuvieron que ser demarcadas, aunque a un ritmo pausado, para disminuir las preocupaciones sobre los abusos a los derechos humanos durante el periodo del desarrollismo militar.

Nuestra revisión de las economías políticas del siglo XX y las ecologías políticas de diferentes intervenciones amazónicas nos ayuda a comprender lo que podríamos llamar la “Ascendencia Amazónica” (Cuadro 14.2), o cómo una región que había sido vista como un remanso se convirtió en una presencia económica crucial en las cuentas nacionales y, cada vez más, en un impulsor de las cuestiones de política social, económica y ambiental nacional más allá del PIB. Las nuevas preocupaciones sobre la legitimidad, las desigualdades sociales y los patrones desiguales de desarrollo podrían atenuarse al intervenir con programas amazónicos de múltiples tipos, allanando el camino para los productores a gran y pequeña escala.

#### 14.2.3 Transición, constitucionalismo y neoliberalismo temprano

El final de la década de 1980 se usa a menudo como un marcador del cambio de políticas y regímenes

autoritarios a nominalmente democráticos en América Latina, aunque las ideas de modernización en realidad no retrocedieron. En cambio, los enfoques se vieron reforzados por nuevos marcos científicos del medio ambiente, la historia, la etnografía y los movimientos sociales que desafiaron la orientación tecnocrática y los modelos de planeación.

### 14.3 Reciente Esquemas y Políticas de Desarrollo

#### 14.3.1 La influencia de la apertura política, las movilizaciones y las políticas ambientales, y la caída y el aumento de la deforestación

La política del periodo 2000-2020 reflejó la integración de muchos factores emergentes que estimularon una nueva estructuración social, institucional y política. La respuesta a estas complejas presiones y a estos cambios no fue uniforme en la Pan-Amazonía, pero produjo nuevas ideologías y estrategias que fueron más allá de los modos tradicionales de conservación y los marcos estándares de desarrollo. Como se menciona en el Cuadro 14.5, la importancia de las nuevas formas de derechos sobre la tierra para los pueblos Indígenas y las comunidades locales, especialmente los afrodescendientes y tradicionales (injustamente categorizados como extractivistas) que por generaciones usan sistemas agroforestales y de manejo en la producción y con-

servación de productos forestales y acuáticos.

Estas poblaciones multi-étnicas y otras legitimadas por una larga ocupación histórica, crearon espacios tanto culturales como políticos, una especie de ciudadanía forestal. En Bolivia y Ecuador, ideas como los Derechos de la Naturaleza (la *Pachamama*) y las formas de vida enfocadas en el bienestar sobre la acumulación (*Buen vivir*) se incorporaron al lenguaje constitucional y político (ver también el Capítulo 25). Si bien es cierto que son principalmente retóricas, articularon un lenguaje moral indígena en un documento que define a la nación.

Sin embargo, mientras el socioambientalismo influyó cada vez más en la política amazónica, las políticas económicas de macrodesarrollo asociadas con el Consenso de Washington o el neoliberalismo trabajaron en contra de estos enfoques por medio de sus posturas desreguladoras, limitaciones a las acciones estatales, privatizaciones, amplia apertura nacional a la inversión internacional, descentralización política y comercio libre de aranceles. El periodo neoliberal en la Amazonía coincidió aproximadamente con el aumento del compromiso y la inversión de China y Europa en la economía, incluyendo también un "shock de China/Asia", ya que las importaciones asequibles y de alta calidad de China y otros productos asiáticos socavaron y desmantelaron efectivamente muchas industrias nacionales. Esto hizo que las economías se enfocaran nuevamente en las exportaciones de recursos naturales. China y la UE se involucraron más en las economías de los países amazónicos. Esto también se reflejó en una demanda acelerada de materias primas, especialmente soya y carne de res (de Waroux *et al.* 2019). La década de 1990 y el periodo de transición posautoritario reflejaron la debilidad institucional de una sociedad civil en ascenso que había sido duramente reprimida durante los tiempos autoritarios, y el debilitamiento del Estado como parte de las macropolíticas, que más o menos dejaban a los mercados como la institución organizativa central.

La inestabilidad en los sectores manufactureros desencadenó un contexto político más errático y cambió las ideas de la economía lejos de lo que ha-

bía sido un pensamiento de sustitución de importaciones con esfuerzos industriales para los mercados internos, a un desarrollo impulsado por la exportación basado en materias primas o mínimamente procesadas: lo que era más tarde llamado "consenso de los productos básicos (*commodities*)" (Svampa 2019), "extractivismo" o "neodependencia". Esta expansión coincidió con un auge de los productos básicos liderado en gran medida por la demanda de Asia y una mayor preocupación ambiental nacional y mundial, ya que los problemas de justicia ambiental animaron la política local y los IPLCs, incluyendo las comunidades afrodescendientes, cuyas tierras y medios de vida se vieron cada vez más amenazados. Estas dinámicas contradictorias se reflejaron en un mayor activismo tanto en el ámbito rural como en el urbano, y la presión por inversiones sociales y nuevas instituciones de apoyo socioambiental. Esto produjo un cambio hacia un régimen de desarrollo ahora llamado "Neo-Extractivismo", que implicó continuar expandiendo las exportaciones mientras se implementaban esquemas de transferencias fiscales como un medio para aliviar la pobreza y alejarse del cambio estructural. Estas iniciativas antipobreza incluyeron transferencias monetarias condicionadas en toda América Latina; como *Bolsa Familia* en Brasil, una transferencia social que brinda un ingreso garantizado a las madres condicionado a la escolarización y vacunación de los niños; y jubilaciones financiadas, salarios mínimos más altos, acceso a crédito y expansión en los servicios sociales.

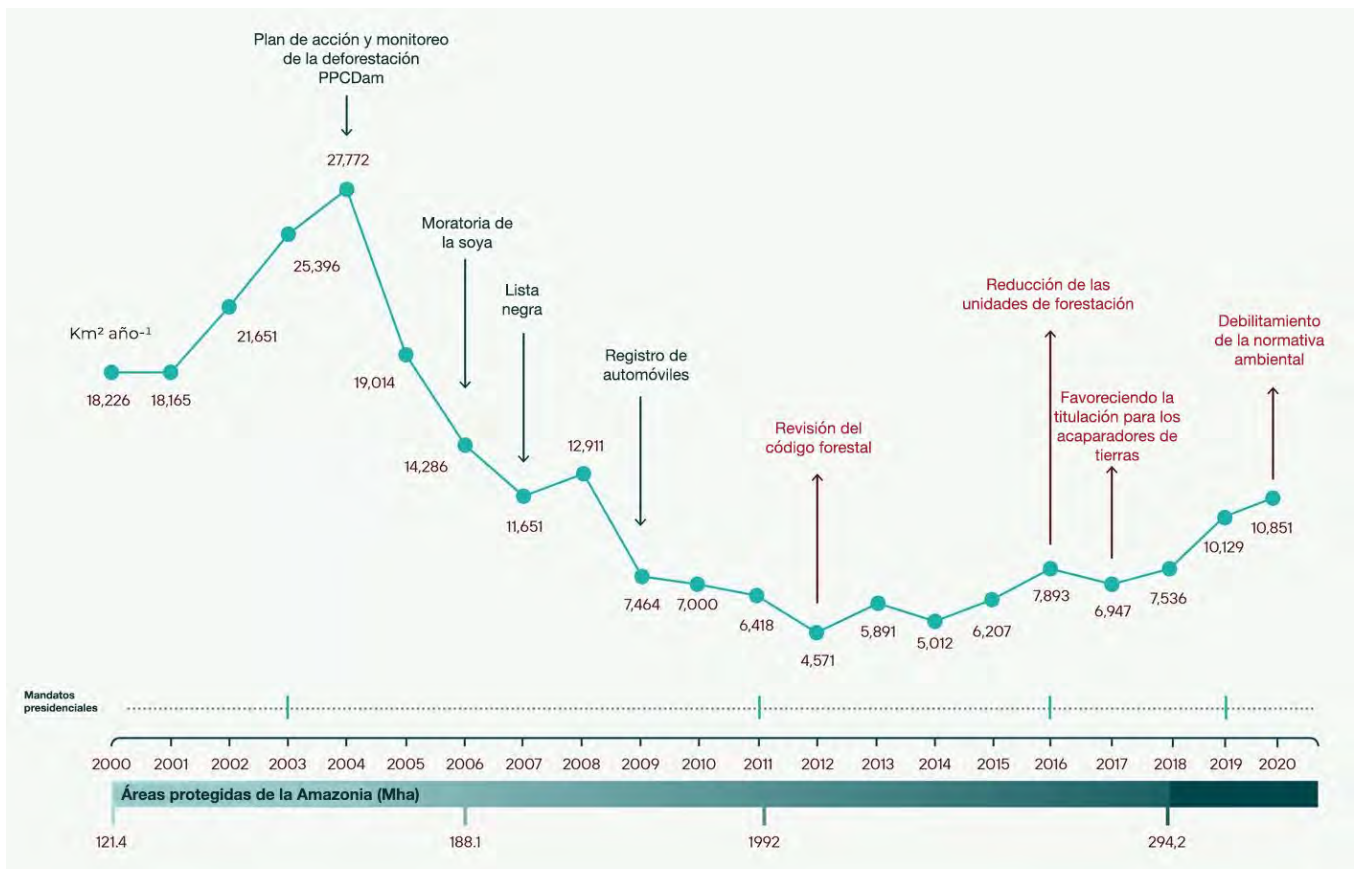
En este contexto, el "socioambientalismo" representó un replanteamiento de la naturaleza de la conservación, que podría incluir ambientes habitados de muchos tipos orientados hacia formas de desarrollo sostenibles y resilientes. Debido a sus componentes ambientales y de justicia social, y a la creciente preocupación internacional por el cambio climático y la deforestación, los activistas ambientales y de conservación internacionales comenzaron inversiones a gran escala orientadas a mantener los bosques en pie como lugares sociales y bióticos. Esto representó formas novedosas de inversión rural que fueron mucho más allá de los créditos de producción que antes se otorgaban a los

**Capítulo 14: La Amazonía en movimiento: Políticas cambiantes, estrategias de desarrollo, pueblos, paisajes y medios de subsistencia**

pequeños agricultores. Estos cambios macro en los modelos de desarrollo tuvieron impactos políticos significativos en toda la Amazonía, pero quizás el más estudiado haya sido el caso de Brasil (ver el Capítulo 17). La figura 14.1 ilustra esta dinámica.

La Figura 14.1 muestra cómo los importantes cambios políticos y de políticas en Brasil llevaron a una disminución drástica de la deforestación después de un pico en 2004, y cómo los cambios posteriores de políticas desde 2016 han ido acompañados de un aumento de la deforestación. Las tasas anuales de deforestación en la Amazonía se redujeron en aproximadamente un 80% entre 2005 y 2012, debido a la disminución de los precios de los productos básicos y tasas de cambio desfavorables. Asociados a estos cambios tributarios, fueron las intervenciones políticas y el desarrollo institucional significativo a nivel local y nacional. La amplia partici-

pación de la sociedad civil en iniciativas de desarrollo sostenible y la expansión de áreas protegidas con apoyo internacional llevo a una reducción de la tasa de deforestación en este periodo. Dos factores también contribuyeron en la baja tasa de deforestación, el establecimiento de sistemas de monitoreo de la deforestación y las “fugas” significativas (desplazamiento de los principales procesos de deforestación al Cerrado brasileño, Bolivia y el Chaco de Argentina), de las inversiones en plantaciones de soja y otros productos de alta demanda en el mercado internacional (Fearnside 2007; Hecht 2012, 2014a; de Waroux *et al.* 2016; Davenport *et al.* 2017; Duchelle *et al.* 2017; Lambin *et al.* 2018; Nogueira *et al.* 2018; de Waroux *et al.* 2019; Silva *et al.* 2020). Sin embargo, en 2016, con la destitución del presidente y el surgimiento de una poderosa camarilla de agronegocios que obtuvo el control de la política institucional y rural (la *Bancada Ruralista*) en



**Figura 14.1** Deforestación en la Amazonía brasileña en respuesta a cambios de política, 2000-2018. Adaptado de: PRODES 2020, Soares-Filho y Rajão 2018.

Brasil, comenzó a aumentar la deforestación. Para 2019, la tasa anual de deforestación en la Amazonía brasileña había aumentado un 122% desde el mínimo en 2012 (Carrero *et al.* 2020), y continuó aumentando a lo largo de 2020. Para la primera mitad de 2021, las alertas de deforestación aumentaron al nivel más alto en seis años (Dantas 2021). Una nueva ley que legalizaba las apropiaciones ilegales de tierras públicas se abrió paso en la legislatura, amenazando con regularizar las apropiaciones ilegales de tierras anteriormente y estimular nuevas oleadas de acaparamiento de tierras (Fasolo 2021).

La deforestación panamazónica es volátil por varias razones, tanto intrínsecas a la región como reflejo de interacciones con ambiciones nacionales más amplias y procesos internacionales. Responde claramente a la política y a las presiones económicas y políticas nacionales e internacionales, pero también refleja cómo se desarrollan en la base de los recursos naturales y a través de los sistemas socioambientales a diferentes escalas. Si bien la deforestación es ahora la preocupación principal, no se puede abordar sin comprender los marcos más amplios que justifican e impulsan la tala de bosques y que contribuyen a inestabilidades mayores. Destacamos la variación de las economías, estructuras, lógicas y sistemas productivos regionales amazónicos, las camarillas políticas que se han beneficiado, y las formas de resistencia y alternativas económicas que han ido surgiendo, tanto legales como ilegales, en la construcción de la Amazonía actual, a medida que viejos caminos dan paso a nuevos múltiples motores de cambio.

### 14.3.2 Viejos caminos, nuevos impulsores

#### 14.3.2.1 Nuevos circuitos de la globalización

La globalización se refiere a la integración y el movimiento de múltiples mercancías, capital, personas, tecnologías, ideas, ideologías, discursos y formas de representación que pueden estructurar y

transformar localidades y economías, pero también hibridar con espacios locales, regionales y nacionales. En el momento actual, la expansión de la soya, la palma aceitera, la carne bovina, los pastos exóticos, el eucalipto, las nuevas concesiones mineras y los bloques de petróleo y gas que han proliferado en la Amazonía andina son formas del moderno “imperialismo ecológico” en la Amazonía, transformando ecologías nacionales y globales, mercancías y transferencias económicas.<sup>ii</sup> Sin embargo, la Amazonía se ha integrado a circuitos a gran escala en el movimiento de mercancías durante miles de años, con la transferencia de germoplasma amazónico, plumas, plantas medicinales, piedras, artefactos de oro, metales y tecnologías en toda América Latina (Whitehead 1990, 1994, Whitten *et al.* 1997).

Desde la década de los 2000, los mercados globales, más que las estrategias internas de desarrollo, han impulsado cada vez más los procesos de uso de suelo en la Amazonía. En particular, los mercados globales de madera, pulpa y papel, carne, medicamentos, petróleo, oro y semillas oleaginosas han impulsado transformaciones más grandes y rápidas de la cuenca amazónica que en cualquier otro periodo. Los países más industrializados han “tercerizado” sus huellas ambientales hacia la Amazonía, como con la expansión de la palma aceitera para los biocombustibles holandeses, la soya para China y la carne de res para Asia, eligiendo explotar la Amazonía en lugar de degradar aún más sus propios recursos (p. ej. Rajão *et al.* 2020; Austin 2010; Rudel 2007; Klinger 2018).

Si bien ciertas formas de producción agroindustrial pueden generar desarrollo cuando involucren procesos de valor agregado (Garrett y Rausch 2016; Richards *et al.* 2015; Richards y VanWey 2015), por lo general tienen un desempeño deficiente en términos de generar más empleo y mejorar el acceso a los servicios, y tienden a exacerbar la desigualdad (Weinhold *et al.* 2013). En esta misma línea, los

<sup>ii</sup> El imperialismo ecológico es un concepto desarrollado por Alfred Crosby (2004), quien argumentó que los colonos lograron colonizar otras regiones debido a su introducción accidental o deliberada de plantas, animales y enfermedades que cambiaron profundamente las ecologías locales.



'municipios modelo' surgieron como nodos en la evolución de una frontera de gobernanza en la Amazonía, promoviendo un paradigma neoliberal que reemplazó medidas democráticas más directas (como el presupuesto participativo) con una gobernanza municipal que regulaba y estabilizaba el desarrollo agroindustrial 'verde' (Schmink *et al.* 2017; Thaler *et al.* 2019). La “ola” redemocratizadora de los gobiernos de los países amazónicos y el ascenso de las políticas socioambientales que protegen a los IPLCs y los recursos naturales de la región parecen haberse agotado en gran medida para 2020, con claros signos de reveses políticos a medida que la región como el conjunto se ha integrado más en las economías globales, y la política nacional se desplazó hacia la dinámica de la camarilla.

Mientras se desarrollaban nuevas formas de financiarización y globalización en el contexto de poderosas fuerzas económicas que configuraban los mercados de exportación de productos básicos agrícolas, las fallas en otras áreas de desarrollo, especialmente en lo que respecta al empleo, como ocurrió tan ampliamente en otras partes de América Latina, provocaron el surgimiento de economías clandestinas en América Latina en parte debido a su demanda relativamente alta de mano de obra.

#### 14.3.2.2 Nueva financiarización amazónica

Un nuevo aspecto importante de la dinámica panamazónica ha sido la transformación del sector financiero. El papel de los bancos de desarrollo de América del Sur y los bancos comerciales estatales ha disminuido en la concesión de préstamos y capital de inversión para la agricultura, la agrosilvicultura, la extracción de madera, otros productos forestales, la extracción de minerales e incluso la construcción de infraestructura. Nuevos actores financieros privados han comenzado a desempeñar un papel cada vez más importante en las prácticas de producción, consumo y conservación. Esto incluye no solo una mayor participación de los préstamos de bancos comerciales privados en la región, sino también, y lo que es más importante, el papel de los nuevos actores financieros como los fondos de cobertura, los fondos soberanos, los fondos de

pensiones y los nuevos instrumentos financieros en la formación de las trayectorias de desarrollo y la geografía histórica de la Amazonía. Para 2021, las tierras amazónicas ilegales (incluyendo las TIs) eran vendidas en Facebook (Fellet y Pamment 2021), y las tecnologías digitales habían llegado a desempeñar un papel importante para facilitar las transacciones del mercado ilegal.

En la producción agrícola y ganadera, los bancos comerciales estatales (como el *Banco do Brasil*) fueron los más importantes financiadores de la agricultura y la ganadería en la Amazonía hasta la década de 1980 (Torres 1996). A medida que los monocultivos de soya se expandieron en el sur de la Amazonía brasileña durante la década de 1990 (ver el Capítulo 15), particularmente en los pastos degradados talados del bosque amazónico en los estados de Mato Grosso, Rondônia y Pará, los agricultores comenzaron a depender cada vez más de las empresas comercializadoras de semillas y agroquímicos como Monsanto, Bunge y otros para obtener crédito, a menudo negociando previamente un tercio o más de sus futuras cosechas al momento de comprar sus insumos para el año (Wesz Jr. 2016). A su vez, esta financiarización de las empresas comercializadoras de agronegocios les dio más dinamismo en la generación de ganancias, incluso obteniendo ganancias especulativas del comercio de productos básicos y la inversión en tierras agrícolas (Salerno 2017). Este proceso se desarrolló junto con la desregulación del sector bancario en América del Sur desde la década de 1990 (Stuart 2000) y el surgimiento de fondos de capital privado, fondos de cobertura, círculos de inversión locales y banca de inversión en todo el mundo (Wójcik *et al.* 2018), que comenzó a ver los recursos naturales y los agronegocios en los países en desarrollo (particularmente aquellos con potencial de crecimiento, como Brasil) como objetivos ideales para la inversión (Visser *et al.* 2015). En consecuencia, cuando la soya desplazó a la ganadería en la periferia sur de la Amazonía (especialmente en Mato Grosso), los fondos de capital privado, los fondos de pensiones y otros nuevos actores financieros se convirtieron en los principales proveedores de capital (tanto de América del Sur como fuera de la región) para gran-

des empresas de “desarrollo de tierras” y gestión de fincas a gran escala (Oliveira y Hecht 2016).

Transformaciones similares han ocurrido en lo que respecta al financiamiento para la construcción de infraestructura, que incluye no solo carreteras y puertos, sino también, muy significativamente, represas hidroeléctricas en la Amazonía occidental (Ecuador, Perú y Bolivia) y sur (Cuencas del Tapajós y Xingu en Brasil) (Bebbington *et al.* 2018a). Muchos de estos proyectos de infraestructura involucran a empresas constructoras brasileñas, especialmente al gigante transnacional Odebrecht, y recientemente se vieron envueltos en escándalos de corrupción que llegaron a otros países amazónicos, derrocando gobiernos en Perú, Bolivia, Ecuador y Brasil (Branford 2016). Históricamente, los proyectos de infraestructura a gran escala han sido financiados por bancos de desarrollo estatales o multilaterales, entre los cuales el Banco Nacional de Desarrollo Económico y Social de Brasil (BNDES) ha desempeñado un papel descomunal en la región, incluso en los países panamazónicos vecinos como Perú, Ecuador, Colombia y Venezuela (Rivasplata Cabrera *et al.* 2015; Hochstetler 2014).

Ha habido un cambio notable en la financiación del desarrollo internacional desde el Banco Interamericano de Desarrollo (BID) y el Banco Mundial (BM) hacia el Banco de Desarrollo de China y el Banco de Exportación e Importación de China (Ray *et al.* 2019), en parte debido a la limitada condicionalidad ambiental o social de sus préstamos. Estos últimos son recién llegados no solo a la Amazonía, sino también al ámbito de las finanzas de desarrollo internacional, y ha habido preocupación de que la entrada de los bancos de desarrollo chinos pueda desestabilizar los logros percibidos en las mejores

prácticas de protección ambiental y responsabilidad social adoptadas por el BNDES, el BID y BM (BankTrack y Amigos de la Tierra 2012; Dussel Peters *et al.* 2018).<sup>iii</sup>

Las finanzas chinas responden más a las articulaciones de gobierno a gobierno y a las políticas nacionales que a los movimientos sociales ascendentes y a las intervenciones de las ONG (Ray *et al.* 2019). En consecuencia, este cambio transformó el equilibrio de poder entre los actores amazónicos, empoderando a las élites nacionales y otras personas fuera de la Amazonía que podrían beneficiarse de los proyectos de construcción de infraestructura, al mismo tiempo que evita el efecto negativo directo de estos proyectos y debilita la fuerza relativa de los pueblos Indígenas amazónicos, los movimientos sociales y las ONG frente a tales megaproyectos. De esta manera, China se está convirtiendo en una fuerza importante en la deforestación y degradación ambiental de la Amazonía (Fearnside *et al.* 2013; Fearnside y Figueiredo 2015), y ahora es el principal socio comercial y de préstamos en la Amazonía latinoamericana (ver también el Capítulo 18).

Quizás el cambio más notable se refiere a la creación de nuevos instrumentos para generar dividendos financieros a partir de la conservación misma. En la Conferencia de las Partes de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático de 2006, el gobierno brasileño pudo lanzar una asociación con donantes europeos para establecer (en 2008) el Fondo Amazonía (*Fundo Amazonia*), un vehículo financiero de USD 1100 millones para el desarrollo sostenible y la conservación. El gobierno noruego fue el principal contribuyente, mientras que la agencia de desarrollo alemana KfW

---

<sup>iii</sup> Esto es algo irónico dada la problemática historia de BNDES en la Amazonía (Bergamini Junior 2003; Gallagher y Yuan 2017), incluso en la década de 2000, con disputas de alto perfil sobre la represa de Belo Monte en el río Xingu (Fearnside 2006, 2017a; Diamond y Poirier 2010; Jaichand y Sampaio 2013; Bratman 2014). Según algunos expertos, los programas y proyectos de desarrollo financiados por entidades del gobierno Chino están provocando una “carrera hacia el abismo” de las pocas iniciativas de desarrollo sostenible (Gerlak *et al.* 2020). La poca sensibilidad con los impactos socioambientales de parte de los inversionistas chinos está demostrada en la construcción de la hidroeléctrica São Manoel en Mato Grosso, ubicada a solo 700 m de la Tierra Indígena Kayabí, donde no se consultó a los Indígenas (violando las leyes brasileñas) y el Convenio 169 de la Organización Internacional del Trabajo [OIT]). El embalse de São Manoel se llenó en 2017, a pesar de múltiples irregularidades en la concesión de licencias, y es escenario de continuas tensiones con los pueblos Indígenas (Fearnside 2017b, 2020).

y la petrolera estatal brasileña Petrobras hicieron contribuciones menores. El punto decisivo del proyecto era que las transferencias financieras del Fondo Amazonía estaban condicionadas a la reducción de la deforestación y las emisiones de GEI, mientras se exploraban y apoyaban usos alternativos de la tierra.

El Fondo Amazonía se convirtió en el instrumento financiero más grande del mundo para el control de la deforestación. También funcionó como un eje de la estrategia de movilización de mecanismos financieros y comerciales para reducir las emisiones de la deforestación y la degradación forestal (es decir, REDD o REDD+). No obstante, la implementación de REDD+, las actividades del Fondo Amazonía en general (incluyendo los mecanismos para monitorear y calcular la deforestación y las emisiones) y la cuantificación económica de estos procesos son objeto de un intenso escrutinio y un acalorado debate (van der Hoff *et al.* 2018; Correa *et al.* 2019; Pinsky *et al.* 2019; West *et al.* 2020). Más allá de las cuestiones técnicas sobre cómo monitorear y medir la deforestación, la degradación y las emisiones/secuestro de carbono, y cómo calcular estos fenómenos en términos económicos (Fearnside 2012a), los debates más importantes pertenecen a la lucha política sobre *quién* establece los términos y los beneficios del desarrollo en la Amazonía (McAfee 2012; Corbera 2012; Mahanty *et al.* 2013; Klinger 2018). Estas tensiones políticas se hicieron especialmente evidentes en 2020 cuando los donantes europeos retuvieron los fondos destinados al Fondo Amazonía debido al aumento de la deforestación en Brasil, mientras que el gobierno federal de Brasil rechazó públicamente la idea de que otras naciones impusieran condiciones a la política brasileña.

#### 14.3.2.3 Economías clandestinas

Las economías clandestinas emergen y convergen con economías reguladas, legales y formalizadas. La expansión de las economías clandestinas refleja nuevas tecnologías, infraestructura de transporte ampliada, nuevas tecnologías de geolocalización, mercados nuevos o en expansión y políticas nacio-

nales de desarrollo fallidas que producen pocas oportunidades de ingresos y niveles muy altos de empleo y precariedad de ingresos.

Los sistemas legales e ilegales a menudo operan uno al lado del otro, fusionándose tanto en el espacio como en los productos, como en la industria maderera. La adquisición ilegal de tierras se puede lavar a través de ganado, títulos falsos y amnistías de limpieza de tierras o, como se mencionó anteriormente, incluso se puede vender en Internet.

Los ingresos generados por las economías clandestinas son sustanciales; por ejemplo, las Naciones Unidas estiman el valor de la economía de la coca en quinientos millones de dólares a nivel mundial (UNODC 2015), pero los retornos a menudo conllevan graves costos ambientales y sociales, y pueden o no producir mucho a través de vínculos de desarrollo local a lo largo del tiempo.

#### 14.3.2.3.1 Oro

Perú es el mayor productor de oro de América Latina y el séptimo del mundo. Sin embargo, más de la mitad del oro peruano se extrae mediante operaciones de minería de oro artesanal y en pequeña escala (ASGM, por sus siglas en inglés) no reguladas (Caballero Espejo *et al.* 2018; Rodrigues 2019). Una proporción significativa del oro extraído en los países amazónicos es extraída ilegalmente (Cuadro 14.1). Prácticamente toda la minería aurífera en la región de Madre de Dios de la Amazonía peruana es “informal”, en violación de las normas ambientales y laborales estatales, una situación que esencialmente criminaliza toda la minería a pequeña escala, a pesar de su importancia para los medios de subsistencia en la región (Bird y Krauer 2017). Los esfuerzos para formalizar a los mineros artesanales e inducirlos a cambiar a actividades agrícolas alternativas han fracasado en gran medida, porque las alternativas no pueden igualar los mayores ingresos disponibles a través de la minería de oro, debido a los altos precios mundiales del oro (actualmente casi USD 2000/onza; Monex 2021).

La minería es responsable de alrededor del 10% de

la deforestación en la Amazonía brasileña (Soares-Filho y Rajão 2018). Los depósitos de oro en la Amazonia se encuentran distribuidos de forma difusa. La extracción de oro que se encuentran en depósitos difusos, requiere la remoción de bosques, extracción de pozos de suelo y el uso de mercurio líquido. Este sistema de extracción de oro, representa una gran amenaza para la biodiversidad amazónica, la calidad del agua, las reservas de carbono de los bosques y la salud humana (Diringer *et al.* 2019). La Iniciativa Global contra el Crimen Organizado Transnacional (2016) señala que la minería ilegal de oro se está extendiendo rápidamente por la Pan-Amazonía.

**Tabla 14.1** Porcentaje de oro considerado 'extraído ilegalmente'

País	%
Brasil	36
Perú	28
Bolivia	30
Ecuador	77
Colombia	80
Venezuela	80-90

Fuente: Escolhas Institute 2020

La minería de oro a menudo provee un complemento importante para los sistemas de subsistencia de las personas y también ha proporcionado una forma de movilidad económica ascendente para algunos (Cleary 1990; Instituto Escolhas 2020). Los mineros a menudo se vuelven políticamente activos en defensa de las prácticas y, en algunos casos, han presentado argumentos a favor de la informalidad y sus características redistributivas y de acceso, en comparación con la minería formal a gran escala, que a menudo involucra a grandes empresas internacionales y subsidios estatales (Bebbington y Bebbington 2018; Bebbington y Bury 2013; Schmink y Wood 1992).

#### 14.3.2.3.2 Acaparamiento de tierras

En Brasil, el “acaparamiento de tierras” se conoce como “*grilagem*”, que involucra la reivindicación de tierras mediante la demostración de un uso efectivo (ver el Cuadro 15.3, Capítulo 15).<sup>iv</sup> Durante siglos ha sido una parte importante de la práctica de tenencia de la tierra de Brasil por grandes actores, y la invasión y posterior legalización por parte de pequeños propietarios (*posseiros*) a través de varios sistemas tradicionales de reconocimiento de tierras (Benatti *et al.* 2006; Moreno 1999; Schmink y Wood 1992). En Brasil, el acaparamiento de tierras afecta los 54 a 65 millones de hectáreas de “tierras no designadas” (*terras devolutas*) (Azevedo-Ramos y Moutinho 2018). También se reporta que las tierras de valdío o de propiedad del estado que existen en Loreto en Perú, y en los territorios de las antiguas Fuerzas Armadas Revolucionarias de Colombia (FARC) (Reydon *et al.* 2020) también están siendo sujetas a los procesos de acaparamiento. Las TIs y otras formas de reclamo de tierras, como las comunidades afrodescendientes y otras tierras tradicionalmente reconocidas, pero aún no demarcadas, también están cada vez más amenazadas, aparentemente alentadas por el discurso de la actual administración brasileña (HRW 2019).

En Colombia, varias dinámicas asociadas con las interacciones de los paramilitares y los cambios en el gobierno de las FARC también han estimulado la apropiación de tierras en ausencia de autoridades mediadoras. Las tierras cimarronas en el Chaco también han sido objeto de expropiación (Armenteras *et al.* 2013; Ballve 2013; Gomez *et al.* 2015; Grajales 2011, 2015). Es exactamente en estas zonas de territorialidad cambiante donde es más probable que ocurra la deforestación como un “punto crítico”, ya que el desmonte funciona para ayudar a establecer reclamos territoriales definitivos en los

<sup>iv</sup> El uso del término “acaparamiento de tierras” en la Amazonía es diferente de la forma en que se usa comúnmente en otros contextos. Particularmente desde 2008, este término suele referirse a la compra de grandes extensiones por parte de foráneos, de manera que se excluye a la población local, especialmente a los pequeños agricultores que producen para el consumo local (Borras Jr. *et al.* 2011). Más recientemente, sin embargo, han pasado a primer plano nociones más complejas de “acaparamiento de tierras” que no necesariamente equivalen a “extranjerización”, como se caracterizó el proceso en Brasil, de modo que puede abarcar más claramente los procesos históricos y en curso de *grilagem* en la Amazonía (Oliveira 2013, 2021; Oliveira y Myers 2021).

lugares donde se disputan. Las situaciones en Colombia, Perú, Ecuador y Bolivia se complican por la industria de los hidrocarburos, que opera con concesiones subterráneas, incluso cuando las concesiones de recursos o tierras sobre la superficie se acumulan para otros. El sector de hidrocarburos, al igual que el sector de infraestructura en general, proporciona vías de acceso a extensas áreas que pueden convertirse en sitios de apropiación de tierras.

Si bien la dinámica legal en la Amazonía varía, la dinámica del reclamo de tierras puede ser bastante similar.<sup>v</sup> El acaparamiento de tierras facilita el establecimiento de monocultivos y para pastos de ganado, porque son la mejor manera de demostrar el “uso productivo” y justificar un título de propiedad. La tala también disuade a otros posibles reclamantes de invadir el área y elimina los recursos forestales para aquellos que podrían depender de ellos (Fearnside 2008).

#### 14.3.2.3.3. Tala

En los bosques altamente biodiversos de la Amazonía, la tala casi siempre selectiva, comercializando solo especies. Sin embargo, en las últimas décadas, los concesionarios usan métodos de tala rasa. La tala ilegal ha sido y sigue siendo rampante en la Amazonía brasileña y le provee más madera al mercado

que la tala legal (Brindis 2014; Butler 2013; Greenpeace 2003; AMAZON 2017). Gran parte de la madera que aparece en las estadísticas oficiales como proveniente de áreas deforestadas legalmente o de proyectos legales de manejo forestal en realidad está siendo “lavada” de la tala ilegal; en muchos casos usando documentos legales vendidos por los dueños de concesiones. Brancalion *et al.* (2018) muestran que el volumen de especies de alto valor declarado en ventas de madera supuestamente legal supera con creces los volúmenes de estas especies originalmente presentes en las áreas de concesiones de las que supuestamente procedía la madera. Se estima que el 47% de la madera vendida en Colombia es ilegal (EIA 2019), mientras que en la Amazonía peruana se extrae madera ilegal en Loreto, Ucayali, Madre de Dios, río Marañón, Yurimaguas, río Ucayali y Ucayali/Contamana, legalizada en Colombia, y vendida en Tabatinga, Brasil (Praeli 2019). La extracción de madera a través de los sistemas de concesión, pueden ser insostenibles debido a las diversas lagunas que se han creado y la frecuente violación de las regulaciones por parte de los concesionarios. Además, debido a que las especies madereras crecen a tasas de alrededor del 3% anual, mientras que otras inversiones pueden producir rendimientos del orden del 10% anual (en términos reales, independientemente de la inflación), tiene sentido financiero talar y vender la madera, e invertir las ganancias.

---

<sup>v</sup> La *Terra do Meio* es un área en el estado amazónico brasileño de Pará del tamaño de Suiza, que durante mucho tiempo ha estado esencialmente fuera del control del gobierno brasileño, dominada por acaparadores de tierras, traficantes de drogas y otros (p. ej., Fearnside 2008). La parte sur del estado de Amazonas ahora también es una frontera activa de acaparamiento de tierras, que incluye la reivindicación y la tala de castañas utilizadas por los extractivistas tradicionales en el municipio de Boca do Acre y otras regiones vulnerables (Maisonave y de Almeida 2020). A partir de 2009, Brasil promulgó una serie de leyes que permitían la “legalización” o la “regularización” de las reivindicaciones ilegales de tierras de más de 100 ha, que había sido el máximo que podía legalizarse en la práctica (a pesar de una ley de 2005 que permitía la legalización de hasta 500 ha, que no fue puesta en práctica por el Instituto Nacional de Reforma Agraria de Brasil [INCRA]) (Barreto *et al.* 2008). La Ley N° 11.952, conocida como la primera “ley de acaparadores de tierras” (*lei da grilagem*), aumentó el área legalizable a 1.500 ha (Brasil PR 2009). En 2017, la segunda “ley de acaparadores de tierras” (Ley N° 3465) aumentó esto a 2.500 ha (RP Brasil 2017). En diciembre de 2019, el gobierno federal de Brasil emitió la MP-910, una orden ejecutiva temporal (*medida provisória*) válida por 120 días, que permite legalizar reivindicaciones de tierras de 2.500 ha sobre la base de una “autodeclaración” sin necesidad de ninguna inspección in situ (Fearnside 2020). Esta medida se dejó vencer y se transformó en un proyecto de ley (PL N° 2633/2020), que actualmente se encuentra en proceso de comisión en la Cámara de Diputados (Brasil Câmara dos Deputados 2020). Tenga en cuenta que todas estas leyes aplican a cada reclamante o número de identificación tributaria (CPF), lo que hace posible legalizar áreas sustanciales ya sea por una familia con varios miembros o por un acaparador de tierras usando “*laranjas*” (literalmente “naranjas”, o personas cuyas identidades son utilizadas por otros, con o sin consentimiento). Esto significa que los acaparadores de tierras y los ocupantes ilegales asumen que pueden ocupar ilegalmente otras áreas y, eventualmente, una nueva ley otorgará otra “amnistía”, perdonando las infracciones y otorgando títulos de propiedad.

#### 14.3.2.3.4. Coca

La masticación de la hoja de coca puede aliviar el hambre, el frío y la fatiga, y la coca también es un psicotrópico con un amplio mercado internacional. Es un cultivo que se puede producir con flexibilidad; se procesa localmente en una pasta, y la producción puede moverse fácilmente de un área a otra en las zonas productoras de coca para evitar la presión política o la represión policial (Gootenberg 2017; Gootenberg y Dávalos 2018).<sup>vi</sup>

Los productores de coca ha sido objeto de hostigamiento internacional desde la Guerra contra las Drogas de Richard Nixon y el Plan Colombia de William Clinton, que invirtió miles de millones en la erradicación de la coca, con un éxito limitado (Bradley y Millington 2008). Las justificaciones de los programas de erradicación de la coca también han incluido discursos políticos sobre la anti-insurgencia, el anticomunismo y la guerra contra el terrorismo.

La coca, un cultivo tradicional muy valioso, es un producto ideal para los pequeños agricultores, ya que genera empleos e ingresos considerables, se procesa localmente y se integra bien en los sistemas agroforestales. Los datos de las Naciones Unidas sobre el cultivo de coca en el río Ucayali indican que, de manera conservadora, una hectárea podría producir aproximadamente 860 kg de hoja de coca secada al sol a un precio promedio en la finca de USD 2,8 por kg en 2004 (UNODC 2005) o USD 2.350 por hectárea, sin que el agricultor incluso tenga que abandonar su finca. Esta estimación empequeñece el potencial de ingresos de cultivos alternativos cultivados cerca de la ciudad comercial regional de Pucallpa (incluso cuando los USD 2.350 por hectá-

rea representan tan solo el 2% del valor de venta en las calles de EE.UU. por la misma cantidad de hoja en forma de cocaína) (Salisbury y Fagan 2011).

Se considera que el impacto indirecto de la producción de coca en la deforestación es mucho mayor que el área real utilizada para el cultivo, ya que las parcelas abandonadas tienden a convertirse en sitios utilizados para la agricultura a pequeña escala, la ganadería y el desmonte de tierras en los alrededores (Dávalos *et al.* 2014). Como medio de lavado de dinero, inversión y especulación de tierras, la coca a menudo funciona junto con la ganadería y la reivindicación de tierras (Gootenberg 2017; Negret *et al.* 2019). Si bien, durante un tiempo considerable, la coca fue erradicada manualmente, la expansión del uso de herbicidas (glifosato) ha provocado que se desvíe hacia otras regiones, amenazando las zonas Indígenas (Arenas-Mendoza 2019). Los programas de erradicación no han logrado eliminar los cultivos de coca; por lo contrario, el área desde el piedemonte sur andino-amazónico hasta la frontera ecuatoriana sigue siendo una de las principales regiones productoras de coca en Colombia (UNODC 2015). Los *hotspots* de cultivo actuales incluyen el Ucayali, el Putumayo, Caquetá, las áreas fronterizas entre Bolivia y Perú, y más generalmente la región fluida de la triple frontera (Cuesta Zapata y Trujillo Montalvo 2009).

#### 14.3.2.4 Infraestructura

Proyectos de infraestructura de acceso y energía dominan las carteras de inversión de todos los gobiernos amazónicos y son los proyectos cuyos efectos generan la mayor cantidad de impactos ambientales y sociales. La construcción de carreteras, continúan incrementando las redes de transporte

<sup>vi</sup> La fuente de toda la coca cultivada son dos especies arbustivas sudamericanas estrechamente relacionadas, *Erythroxylum coca* y *Erythroxylum novogranatense* (Plowman 1984), adaptadas a regiones ambientalmente distintas en Colombia, Bolivia, Perú (Ehleringer *et al.* 2000) y, más recientemente, Brasil (Duffy 2008). Cada especie tiene una variedad adicional, *E. coca var. ipadu* y *E. novogranatense var. truxillense*, siendo la primera conocida por su uso tradicional por grupos amazónicos de las tierras bajas (Plowman 1981, 1984) y la última como una variedad resistente a la sequía cultivada principalmente con fines comerciales en los valles interandinos áridos a semiáridos. Aunque *E. coca var. ipadu* se ha cultivado en las tierras bajas de la Amazonía durante muchos siglos, históricamente su bajo contenido de alcaloides la convirtió en una mala elección para la producción de cocaína; sin embargo, investigaciones recientes sobre la coca cultivada ilegalmente en la Amazonía colombiana indican que los agricultores están cultivando cada vez más híbridos de alta producción de *E. coca var. ipadu* (Johnson *et al.* 2003), en parte como respuesta al cambio climático. Estos híbridos estarían bien adaptados y se difundirían fácilmente a otras partes de la Amazonía (Duffy 2008).

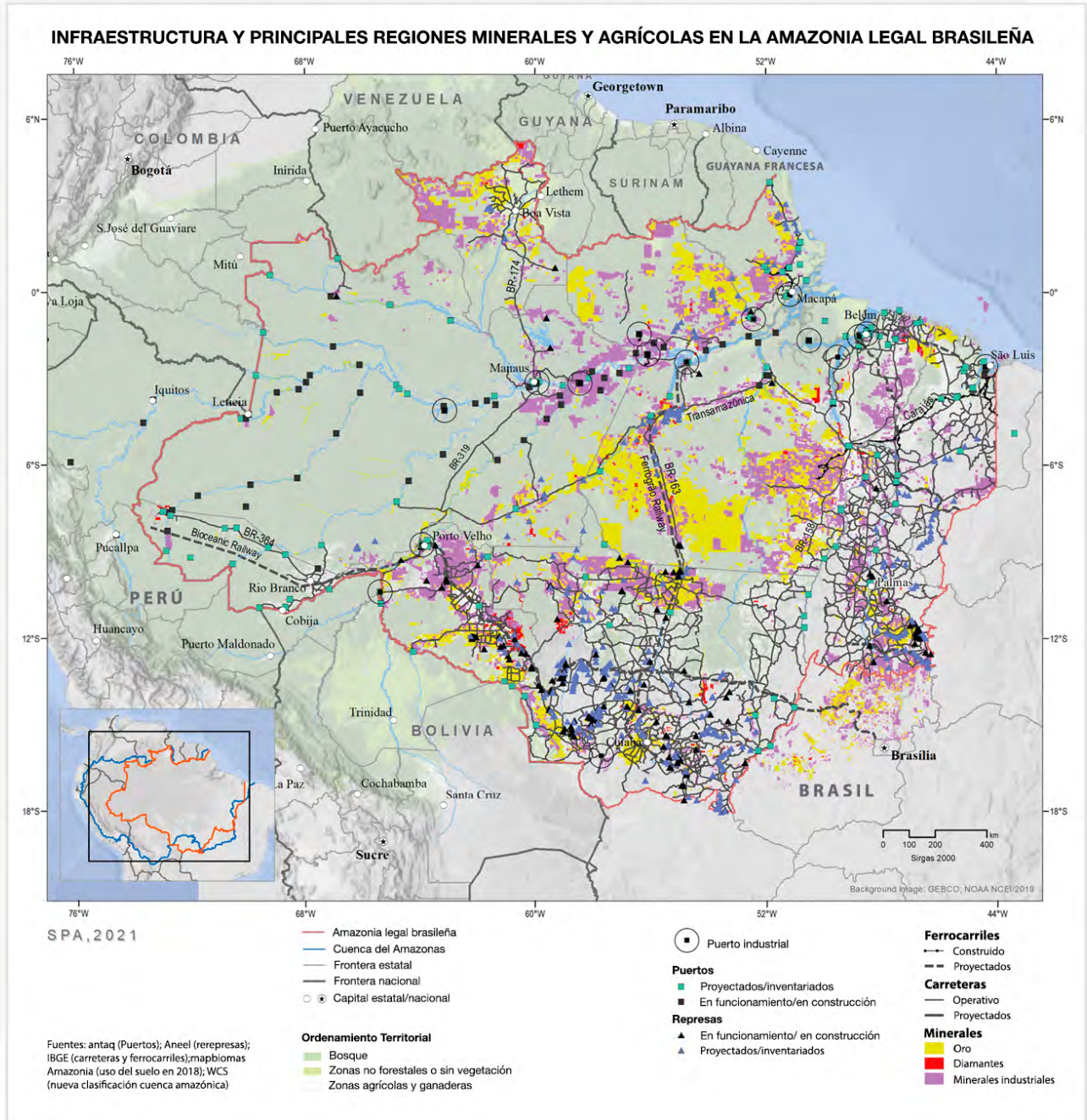


Figura 14.2 Mapa de infraestructura y principales regiones y proyectos mineros y agrícolas.

multimodal transoceánicas para apoyar la expansión agroindustrial, para construir represas hidroeléctricas y redes de transmisión. En la mayoría de

casos las decisiones para construir carreteras no toman en cuenta los impactos ambientales y sociales (Bebbington *et al.* 2020; Van Dick 2008).

### Cuadro 14.3: IIRSA/COSIPLAN

La Iniciativa para la Integración de la Infraestructura Regional Suramericana, creada en 2000 y administrada por el Consejo Suramericano de Infraestructura y Planificación desde 2009, estableció un marco para promover una serie de inversiones coordinadas y estratégicas en megainfraestructura a escala continental.

IIRSA/COSIPLAN propuso apoyar la transformación de la Amazonía a través de una serie de diez corredores o ejes estratégicos de desarrollo integrado que conectan a los países de la región entre sí y con los mercados globales (Simmons *et al.* 2018; Walker *et al.* 2019). El portafolio de proyectos incluía unas 544 inversiones prioritarias por un total de más de 130.000 millones de USD (Little 2014). La visión más amplia incluía la creación de vías navegables, un sistema de puertos y centros logísticos, un ferrocarril transcontinental con más de 15.000 km de vías nuevas y mejoras a 2 millones de kilómetros de carreteras, además de la modernización de los sistemas de telecomunicaciones y la estandarización y armonización de regulaciones en apoyo del flujo eficiente de bienes y servicios. La iniciativa también fomenta la participación del sector privado e introduce arreglos financieros innovadores para superar los tipos de cuellos de botella que experimentan los proyectos de infraestructura financiados con fondos públicos.

Uno de los mayores desafíos de la integración continental ha sido la construcción de corredores de transporte terrestre que conecten los puertos del Atlántico y el Pacífico. La Carretera Interoceánica Sur, que se extiende por más de 2.600 kilómetros y conecta los puertos brasileños y peruanos, fue inaugurada en 2011. Más recientemente, la carretera ha sido criticada por exagerar la cantidad de comercio que transportaría, la falta de salvaguardas sociales y ambientales y la deforestación significativa y la minería ilegal de oro que ha inducido. Además de la Carretera Interoceánica Sur, Perú continúa desarrollando una ruta Interoceánica Norte que involucra una combinación de inversiones en construcción de carreteras, navegación fluvial (la vía fluvial Amazónica propuesta) y desarrollo portuario. Finalmente, una tercera ruta, la Carretera Interoceánica Central, ha mejorado la red vial que une Lima con Pucallpa, dejando abierta la posibilidad de una conexión terrestre a Cruzeiro do Sul en Acre.

En Brasil, los planes nacionales de infraestructura complementan y refuerzan objetivos más amplios de integración regional. La Agenda de Brasil para Proyectos Prioritarios de Integración destinó casi el 70 por ciento de su presupuesto de USD 20 billones para apoyar la construcción de sistemas de transporte multimodales (carreteras, ferrocarriles y vías fluviales) (Bebbington *et al.* 2018b). Las inversiones en estos sistemas de transporte son atractivas porque son proyectos de alto valor y crean sinergias con otras inversiones potenciales.

La vasta red de infraestructura prevista para la Amazonía está destinada a conectar sitios remotos de producción y extracción, reducir los costos de transporte y aumentar la eficiencia del transporte de productos destinados a los mercados extranjeros, pero especialmente a China. Mejorar la infraestructura de acceso en la Pan-Amazonía es claramente una prioridad tanto para los gobiernos subnacionales como para los nacionales; sin embargo, un estudio reciente encontró que muchas de las carreteras propuestas (los investigadores analizaron un portafolio de 75) no incluían suficientes evaluaciones de impacto social y ambiental, ni se consideró que los proyectos fueran económicamente viables (Vilela *et al.* 2020).



Los gobiernos de toda la Pan Amazonía, y de todo el espectro político, ahora aplican políticas económicas orientadas a la exportación. Las agencias de desarrollo priorizan proyectos de infraestructura a gran escala que facilite la extracción de recursos naturales y el desarrollo de la agroindustria. La expansión de redes de carreteras, atraen a inversionistas nacionales y extranjeras. Forman parte de un paradigma de desarrollo que promueve la urbanización centralizada, la conectividad y el crecimiento económico sobre estrategias más locales, resilientes y participativas. Estas inversiones también son importantes para el sostenimiento de la extracción de minerales y combustibles fósiles que financian la política social y otros gastos que dan viabilidad a sus proyectos políticos “neoextractivistas” (Bebbington *et al.* 2018a).

A lo largo de la Pan-Amazonía, los ramales se convirtieron en vías de acceso a áreas de bosques que son sitios primarios de especulación de tierras (ver amenazas a los IPLCs, expropiación de tierras, tala de bosques y degradación forestal (Bebbington *et al.* 2018b; Bebbington 2020; Ferrante y Fearnside 2020; Ferrante *et al.* 2020).

La forma en que se toman las decisiones en la construcción de infraestructura, no refleja necesariamente la magnitud de los impactos socioambientales, pero en muchos casos refleja los intereses económicos de los grupos de poder. Estos grupos de interés son muy diversos y generalmente constituidos por militares, grupos corporativos, movimientos sociales de base y otros actores. Las decisiones no se toman de la manera que uno podría imaginar, sino que reflejan una gran conveniencia política y siguen en gran medida las prácticas autocráticas

el Capítulo 19). Las empresas de construcción vieron la infraestructura lucrativa como sitios clave para adjudicar contratos a través de la dinámica de la corrupción. Una empresa brasileña, Odebrecht, se hizo famosa por corromper a casi todos los gobiernos nacionales de la Pan-Amazonía (Campos *et al.* 2019; Morales y Morales 2019; Lagunes y Svejnár 2020).

A partir del año 2000, y liderada por Brasil, una ambiciosa y coordinada iniciativa de infraestructura, IIRSA (*Iniciativa para la Integración de la Infraestructura Regional de América del Sur*), ahora administrada por COSIPLAN (*Consejo Suramericano de Infraestructura y Planificación*), priorizó y promovió sectores selectos y geografías para recibir inversión en infraestructura (Cuadro 14.3). Los ejes propuestos por IIRSA/COSIPLAN que atraviesan la cuenca amazónica son especialmente polémicos debido a sus altos costos en términos de derechos humanos,

del periodo militar.<sup>vii</sup> En Brasil, ni siquiera se recopila la información sobre impactos socioambientales más amplios antes de que se tomen decisiones; esto viene después durante el proceso de licenciamiento que sirve para justificar las decisiones que ya se han tomado por razones políticas (Fearnside 2012b).

La disponibilidad de fondos y experiencia de fuentes externas puede ser importante para determinar qué proyectos tienen prioridad. En el pasado, esto ha incluido importantes proyectos financiados por bancos multinacionales de desarrollo (Fearnside 1987), Corea y especialmente China, ahora un actor fundamental en varios planes para la construcción de ferrocarriles, represas y vías fluviales (Ascensão

---

<sup>vii</sup> En Brasil, como en otros países amazónicos, los proyectos de infraestructura normalmente forman parte de los “planes plurianuales” (PPA), que son conjuntos de proyectos (que incluyen muchas inversiones además de la infraestructura) que se proponen implementar en un periodo de cuatro o cinco años (Fearnside *et al.* 2012). El presidente recoge las sugerencias de los diferentes ministerios y es el encargado de presentar una propuesta de PPA al congreso, donde hay mucho espacio para el cabildeo de las partes interesadas y el “trueque de caballos” entre los grupos políticos. El PPA 2020-2023 fue aprobado por el Senado con 326 enmiendas (West y Fearnside 2021). Los planes de alto nivel como IIRSA (ver Killeen 2007; Zibechi 2015) tienen poca influencia, aunque pueden usarse como argumentos para justificar proyectos deseados por otras razones. En Ecuador, por ejemplo, los proyectos que habían quedado en los libros fueron retirados del sistema COSIPLAN, principalmente para asegurar una mayor autonomía nacional. Una vez incluidos en el PPA, otras luchas políticas determinan la prioridad que recibe un proyecto para su inclusión en el presupuesto anual.

*et al.* 2018; Branford y Torres 2018; Fearnside y Figueiredo 2015; Serrano Moreno *et al.* 2020; Oliveira y Myers 2021; Oliveira 2021).

Las empresas estatales y sus agencias de gestión pueden influir significativamente en las decisiones sobre grandes proyectos de infraestructura. Los ejemplos incluyen el ferrocarril de Carajás, que fue terminado en 1984 por *Companhia Vale do Rio Doce*, una empresa minera del gobierno brasileño que luego fue privatizada y ahora se llama *Vale*. El ferrocarril transporta mineral de hierro a lo largo de 890 km desde la mina de Carajás hasta un puerto cerca de São Luis (Maranhão). Las empresas petroleras estatales en Ecuador (PetroEcuador), Colombia y Brasil (*Petrobrás*) tienen un control y financiamiento significativos sobre las formas de desarrollo y extracción regional. Otro ejemplo es la represa de Tucuruí, que bloqueó el río Tocantins en 1984. La represa fue construida por *ELETRONORTE* (la empresa estatal de electricidad del norte de Brasil) para abastecer a las fábricas de aluminio en Barcarena (Pará) y São Luis (Fearnside 1999, 2001a, 2016).

Las empresas constructoras son famosas por presionar por el acceso y el desarrollo de infraestructura energética. El corredor de transporte de soya desde el interior de Mato Grosso hasta la Terminal Cargill en Santarém fue promovido por productores de soya y empresas de infraestructura (Torres y Branford 2018). El efecto de la corrupción en las decisiones de infraestructura también puede ayudar a explicar por qué los proyectos costosos pueden ganar prioridad.

#### 14.3.2.4.1. Carreteras

En las últimas décadas, se ha dirigido una importante inversión a la construcción de nuevas carreteras y la mejora de las existentes que forman parte de una serie de corredores de transporte estratégicos promovidos por IIRSA/COSIPLAN. Estos planes hacen eco a los proyectos de construcción de carreteras a gran escala de épocas anteriores, como la construcción de la carretera Belem-Brasilia (1960) y la *Carretera Marginal de la Selva* (1963), que tenía por objeto conectar las regiones amazónicas de Bo-

livia, Perú, Ecuador, Colombia y los llanos de Venezuela.

En las décadas siguientes, la carretera Transamazónica se inició a principios de la década de 1970, seguida por la carretera Cuiabá-Porto Velho en la década de 1980, y un conjunto floreciente de construcción de carreteras formales e informales desde la apertura de las principales carreteras troncales (Fearnside 2015). Los caminos formales e informales actuales se analizan con más detalle en el Capítulo 19. Un resultado de esta dinámica ha sido la continua deforestación y degradación de los bosques, excepto en períodos de profundas luchas civiles, como en Perú con Sendero Luminoso y en Colombia con varios grupos rebeldes ocupantes (Negret *et al.* 2019; Clerici *et al.* 2020).

Una de las perogrulladas de la infraestructura podría ser el axioma “tener carretera, tener deforestación”. Existen numerosos artículos científicos que han documentado esta dinámica en todas partes de la Amazonía durante décadas (Arima *et al.* 2008; Armenteras *et al.* 2006; Baraloto *et al.* 2015), generalmente acompañados de imágenes de deforestación que flanquea la carretera (ver la Figura 19.5, Capítulo 19). Un artículo reciente que revisa la deforestación asociada a las carreteras (Vilela *et al.* 2020) encontró que la expansión de infraestructura vial está alterando el ambiente a través de la fragmentación del bosque.

La mayoría de los proyectos viales propuestos carecen de evaluaciones de impacto rigurosas o incluso de una justificación económica básica, lo que refleja los hábitos de la práctica burocrática. El estudio Vilela *et al.* (2020) citado anteriormente analizó los impactos ambientales, sociales y económicos esperados de 75 proyectos viales, totalizando 12 mil km de carretera planeada. Todos los proyectos, aunque en diferentes magnitudes, produjeron la deforestación de unos 2,4 millones de hectáreas. El cuarenta y cinco por ciento también generaría pérdidas económicas, incluso sin tener en cuenta las externalidades sociales y ambientales. La cancelación de proyectos económicamente injustificados evitaría 1,1 millones de hectáreas de deforestación y USD

7.600 millones en fondos desperdiciados para proyectos de desarrollo (Vilela *et al.* 2020). La fragmentación, la pérdida ecológica de conectividad, la degradación de los paisajes utilizados principalmente para la especulación y la constante amenaza a las áreas protegidas de muchos tipos, que amenazan la integridad de áreas significativas y paisajes ecológicamente importantes, siguen siendo parte de las externalidades masivas asociadas con las carreteras. Los Capítulos 19 y 20 elaboran con más detalle la mayoría de los impactos ambientales del desarrollo de infraestructura.

Tanto la construcción de nuevas vías como la pavimentación de vías secundarias existentes también tienen efectos dramáticos en la población humana del área a lo largo de la ruta. Cuando se construye una nueva carretera en un área de la Amazonía que anteriormente carecía de acceso por carretera, es probable que los residentes del área sean grupos tradicionales como pueblos Indígenas, habitantes de las riberas (*ribeirinhos*) o extractivistas forestales que recolectan productos forestales no madereros. Las ventajas de la carretera al permitir un acceso más rápido a los hospitales y otros servicios urbanos a menudo pueden verse superadas por los efectos negativos, ya que nuevos inmigrantes, madereros y acaparadores de tierras se mudan al área, a menudo desplazando a las poblaciones anteriores (Schmink y Wood 1992; Yanai *et al.* 2017).

Las nuevas vías atraen a actores de varios tipos, incluidos familias de bajo recursos económicos. Estas familias son los primeros en ocupar las tierras (*posseiros*) (p. ej., Simmons *et al.* 2010). Con el paso del tiempo, estos migrantes pueden ser expulsados violentamente por actores más poderosos que convierten el área en grandes haciendas, como ocurrió a lo largo de la Carretera Belém-Brasília (Foweraker 1981; Valverde y Dias 1967) y en la BR364. Los pequeños productores que pierden sus tierras pueden ser “regularizados” por el INCRA, o recibir lotes en otros lugares en proyectos de asentamiento oficial (Fearnside 2001b; Schmink y Wood 1992).

El programa “*Terra Legal*” (Tierra Legal) de Brasil, cuyo objetivo era reducir el avance de la frontera

agrícola hacia la Amazonía, en realidad consolidó la agroindustria y el extractivismo en las zonas de transición Amazonía-Cerrado (Oliveira 2013). Este proceso se ha repetido ampliamente a lo largo de los proyectos de asentamiento amazónico (Ferrante *et al.* 2020). La ocupación inicial también puede ocurrir cuando los *grileiros* se apropian de grandes áreas, quienes luego subdividen los reclamos y venden la tierra en parcelas más pequeñas, o alternativamente, los consolidadores de tierras que usan múltiples nombres para adquirir propiedades más grandes. Un proceso paralelo ocurre en los proyectos de asentamiento del gobierno, donde, aunque no esté legalmente permitido, los pequeños productores venden sus lotes, principalmente a ganaderos medianos y grandes (p. ej., Carrero y Fearnside 2011; Yanai *et al.* 2020).

#### 14.3.2.4.2. Puertos

Casi 100 puertos fluviales industriales importantes se han construido en los principales ríos de la Amazonía brasileña en las últimas dos décadas (Andreoni 2020). Muchos han sido financiados internacionalmente y construidos por empresas de productos básicos con poca supervisión gubernamental, como el puerto del ex Ministro de Agricultura en Porto Velho (Brasil) o el puerto de Cargill en Santarem (Bratman 2019). Estos puertos han transformado la región, abriéndola aún más a la agroindustria y reduciendo los costos de transporte de productos básicos de exportación, especialmente soya, a China y al resto del mundo. Sin embargo, este auge de la infraestructura portuaria a menudo se produjo a expensas del medio ambiente y las comunidades ribereñas tradicionales. En la actualidad, se planean más de 40 puertos fluviales importantes adicionales en el bioma amazónico; en los ríos Tapajós, Tocantins y Madeira; propuesta de desarrollo portuario en Perú; y la hidrovía Ichilo-Mamoré-Madeira-Amazonas en Bolivia. Estos proyectos nuevamente

se están llevando a cabo en gran medida sin tener en cuenta los impactos socioambientales acumulativos (Silva *et al.* 2008; Leal *et al.* 2012; Alves *et al.* 2015; Barbosa y Moreira 2017).

#### 4.3.2.4.3 Represas

La construcción de represas y plantas hidroeléctricas sigue siendo una importante estrategia de desarrollo en toda la región. Las decisiones sobre infraestructura logística, como carreteras, represas, vías férreas, puertos y vías fluviales, son fundamentales, tanto porque representan importantes inversiones gubernamentales como porque sus consecuencias sociales y ambientales son enormes (ver los Capítulos 19 y 20).

Si bien los impactos sociales de las represas varían de un sitio a otro, algunos de los efectos sociales más importantes y bien documentados incluyen el desplazamiento de poblaciones, la pérdida de medios de subsistencia debido a la pesca, efectos río abajo, impactos en las poblaciones Indígenas e impactos en la salud humana y la migración, como se detalla en el Cuadro 14.4 (Fearnside 2016; Andrade 2021).

#### 14.3.3 Dependencia de las exportaciones y estados precarios

Como se ha mostrado en las secciones anteriores, los estados panamazónicos se han vuelto cada vez más dependientes de las exportaciones de recursos naturales. Esta dependencia es parte de una ola de “neoextractivismo” latinoamericano que combina las exportaciones de materias primas con el despliegue de programas de bienestar social para abordar la pobreza persistente frente a oportunidades económicas limitadas y prácticamente ningún cambio estructural (Baletti 2014; McKay 2017; Svampa 2019). Algunos expertos han etiquetado esta fase actual de desarrollo como una nueva encarnación del desarrollo dependiente (Svampa 2019).<sup>viii</sup>

Al mismo tiempo, sin embargo, existen nuevas economías innovadoras basadas en cultivos tradicionales amazónicos como el *açaí*, el *guaraná*, productos de origen animal y medicamentos que circulan en los mercados nacionales y globalizados.

La extracción de minerales e hidrocarburos industriales y la agroindustria no son actividades especialmente absorbentes de mano de obra, y la mayoría de los productos de exportación salen de la Amazonía como productos crudos o mínimamente refinados. Otros sistemas de acumulación de capital incluyen múltiples formas de captura de recursos que tienen lugar a través de la apropiación directa (acaparamiento de tierras, comercio de animales salvajes, robo de recursos) y una variedad de rentas institucionales que dependen del posicionamiento político (líneas de crédito, especulación, corrupción), regulación y captura institucional, e ilegalidad y violencia. Es decir, gran parte de la actividad económica y de la obtención de beneficios está relacionada con el posicionamiento, el acceso y, en cierta medida, la impunidad.

Los estados amazónicos sufren continuos problemas de inestabilidad política, independientemente del formato político (autoritario, antiliberal o democrático), lo que ha dado una cualidad de “arranque intermitente” a las iniciativas de desarrollo amazónico, con frecuentes reversiones de políticas o cambios de énfasis que aumentan la volatilidad en los procesos, los precios y la implementación de políticas. La mayoría de las naciones amazónicas son estados jóvenes con nuevas constituciones de solo unas pocas décadas que surgieron después del colapso de regímenes autoritarios o democracias iliberales, y siguen caracterizándose por intensos faccionalismos, si no insurgencias (como en Colombia y Perú), movimientos de sucesión (Boli-

---

<sup>viii</sup> La teoría de la dependencia argumentaba que la dependencia excesiva de los recursos naturales hacía que las economías fueran vulnerables a las volatilidades de los mercados globales por razones de precios y políticas, competencia global y cambios técnicos en los sectores, y términos de intercambio decrecientes en materias primas versus productos industrializados. Esto en realidad “subdesarrolló” a los países en lugar de desarrollarlos, al estructurar instituciones e infraestructuras en torno a sectores que a menudo estaban, y aún lo están, en gran medida dominados por grandes corporaciones internacionales que obtenían la mayoría de los beneficios, y grupos nacionales aliados a ellas. Esta idea fue desarrollada más a fondo por Bunker (1985), quien puso la degradación ambiental como un elemento más en el “desarrollo del subdesarrollo”.

## Los impactos sociales de las represas

### *Desplazamiento de la población*

El desplazamiento de la población es la consecuencia humana más dramática de las represas hidroeléctricas. Todo el peso de este impacto recae sobre quienes tienen la desgracia de vivir en un lugar elegido para la inundación por una represa, mientras que los beneficios de la represa van a las personas y las industrias en ciudades distantes, haciendo de la justicia ambiental una de las principales preocupaciones en torno a las represas amazónicas (Fearnside 2020). Las 23.000 personas desplazadas por la represa de Tucuruí en Brasil en 1984 aún sufren las consecuencias de su desplazamiento (Fearnside 1999, 2020; Santos *et al.* 1996). Los desplazados por las represas del río Madeira también están sufriendo (Baraúna 2014; Simão y Athayde 2016). En Belo Monte, una gran población de habitantes ribereños fue desplazada y trasladada a “asentamientos urbanos” distantes del río, con consecuencias dramáticas tanto por la pérdida de medios de vida como por la pérdida del entorno físico y social (Magalhães y da Cunha 2017).

### *Pérdida de medios de subsistencia a causa de la pesca*

Las represas tienen impactos severos en los ecosistemas naturales (ver el Capítulo 20). Estos cambios conducen a la pérdida de las pesquerías que sustentan gran parte de las poblaciones en áreas inundadas por embalses, y en los tramos de ríos tanto antes como después del embalse donde las pesquerías también se ven afectadas negativamente. En el caso de Tucuruí, las pesquerías adelante de la represa redujeron abruptamente tanto peces como camarones de agua dulce, eliminando la flota pesquera en Cametá (la principal ciudad del bajo Tocantins) (Fearnside 1999, 2001a; Odinetz-Collart 1987). Los datos de descarga de peces a lo largo del río Tocantins muestran que la producción de peces en el embalse de Tucuruí nunca compensó la pérdida de producción de peces en el río (Cintra 2009). La producción de peces en los embalses amazónicos es mínima. En Balbina, la pesca comercial fue prohibida a partir de 1997 debido a la precipitada disminución de la población de peces (Weisser 2001). Las presas Santo Antônio y Jirau en el río Madeira destruyeron una de las pesquerías fluviales más productivas del mundo que había sustentado a grandes poblaciones en Brasil, Bolivia y Perú. Los impactos provienen del bloqueo de la migración de los peces, incluyendo el famoso “bagre gigante” del río Madeira, del impedimento del descenso de las larvas de peces que se generan en las cabeceras del río, del entorno desfavorable de los embalses para muchas especies y de la reducción de los nutrientes asociados con los sedimentos (Fearnside 2014; Forsberg *et al.* 2017; Faleiros e Isensee e Sá 2019). El desarrollo de la energía hidroeléctrica puede afectar negativamente las percepciones de la sostenibilidad de la pesca y exacerbar las debilidades existentes en la gobernanza de la pesca (Doria *et al.* 2021).

### *Poblaciones Indígenas*

Los pueblos Indígenas sufren los mismos impactos que todos los otros habitantes que son afectados por represas, además de algunos que son exclusivos de los grupos Indígenas. La pérdida de sitios sagrados es particularmente grave. Lo más traumático para lo vivido por los Mundurukú cuando en el 2013, las cataratas de Sete Quedas fue dinamita durante la construcción de la represa Teles Pires (Branford y Torres 2017). Para los Mundurukú, las cataratas de Sete Quedas fue el lugar donde habitaban los espíritus de los ancianos tribales fallecidos, que es el equivalente del Cielo para los cristianos. Los sitios sagrados también fueron destruidos en 2017 por la represa São Manoel, 40 km río abajo, y las tensiones con los residentes

de la Tierra Indígena Kayabi, ubicada a solo 700 m de la represa. Actualmente, la represa São Manoel esta protegida por las fuerzas armadas de Brasil (Fearnside 2017a; *Neo Mondo* 2018).

Los impactos de las represas pueden resultar en pérdidas severas de las culturas Indígenas. En el caso de la represa de Balbina, las dos aldeas Waimiri-Atroari más grandes se inundaron y la población desplazada se trasladó al borde de la carretera BR-174 (Manaus-Boa Vista). Después de un retraso desastroso, la empresa hidroeléctrica (ELETRONORTE) financió un programa que convenció al grupo de abandonar el camino y construir una nueva aldea en el bosque (Fearnside 1989). El grupo sobrevivió y aumentó su población, pero pagó un alto precio en pérdida cultural bajo la influencia del programa de la compañía eléctrica (Rodrigues y Fearnside 2014).

La represa de Belo Monte no inundó tierras Indígenas, pero desvió el 80% del agua del río Xingu para fluir hacia una central eléctrica 100 km aguas abajo de la represa principal, dejando la “Gran Curva del Xingu” (*Volta Grande do Xingu*) con muy poca agua. Dos tierras Indígenas se ubican a lo largo de este tramo, y un tercer grupo en un afluente que se une al Xingu en este tramo también perdió la pesca de la que dependen (de Oliveira y Cohn 2014; Villas-Bôas *et al.* 2015). Tan severos como fueron estos impactos, fueron eclipsados por los impactos de las represas planeadas en el río Xingu aguas arriba de Belo Monte (Fearnside 2006). Belo Monte es completamente inviable económicamente sin agua almacenada en represas río arriba (de Sousa Júnior *et al.* 2006; Fearnside 2017a). La primera prioridad sería la represa de Babaquara (oficialmente renombrada como la represa de “Altamira”, pero más conocida por su nombre original). Esto inundaría 6.140 km<sup>2</sup>, el doble del tamaño de Balbina o Tucuruí, casi toda la cual es tierra Indígena (Fearnside 2006).

#### *Impactos sobre la salud*

Las represas tienen impactos en la salud de las personas que viven alrededor de los embalses o comen pescado de estos. El mercurio está naturalmente presente en los suelos de la Amazonía porque los suelos tienen millones de años y han estado recibiendo mercurio a través de la lluvia, como resultado de erupciones volcánicas que inyectan mercurio a la atmósfera, donde se esparce por todo el mundo. También pueden ocurrir adiciones de mercurio por su uso en la minería de oro aluvial, pero no son necesarias para tener cantidades sustanciales de mercurio presentes en el fondo de los embalses. El agua en embalses como Tucuruí o Balbina se estratifica en capas según la temperatura, y el agua fría del fondo no se mezcla con el agua caliente cerca de la superficie. El resultado es que el oxígeno en el agua del fondo se agota pronto a medida que las hojas y otras formas de materia orgánica se convierten en CO<sub>2</sub>. Esto genera un ambiente anóxico (sin oxígeno) en el que el mercurio se convierte en metilmercurio altamente tóxico. El metilmercurio en el agua es absorbido por el plancton y pasa a la cadena alimenticia a los peces, aumentando su concentración aproximadamente diez veces con cada eslabón de la cadena alimenticia. Se han encontrado altas concentraciones de mercurio en los peces del reservorio y en el cabello de las personas que comen estos pescados en Tucuruí (Arrifano *et al.* 2018; Leino y Lodenius 1995) y Balbina (Forsberg *et al.* 2017; Weisser 2001).

Los insectos representan otro riesgo para la salud de los embalses. La dramática “plaga de mosquitos” en Tucuruí fue una enorme explosión de mosquitos del género *Mansonia* que se estaban reproduciendo en las macrófitas flotantes del embalse (Tadei *et al.* 1991). Los mosquitos tienen una picadura dolorosa, pero la principal enfermedad que pueden transmitir (filariasis o “elefantiasis”) aún no está presente en Brasil, aunque sí en Surinam y la Guayana Francesa. Otros mosquitos, como las especies de *Anopheles* que transmiten la malaria, también pueden reproducirse en los embalses (Sánchez-Ribas *et al.* 2012).

### *Impactos aguas abajo*

El río aguas abajo de una represa cambia de manera que tiene impactos negativos para los muchos residentes de estas áreas. Estos incluyen la mortandad de peces y la retención de sedimentos en las represas que privan al río de los nutrientes asociados con estas partículas, poniendo así en peligro la base de la cadena alimenticia para la producción de peces. Las represas del río Madeira redujeron los sedimentos aguas abajo (Latrubesse *et al.* 2017), y las capturas de peces río abajo han disminuido notablemente (Santos *et al.* 2020). La retención de sedimentos por represas planeadas en Perú y Bolivia afectará a las pesquerías a lo largo de todo el río Amazonas en Brasil (Forsberg *et al.* 2017). Irónicamente, casi todas las represas planeadas serán financiadas por BNDES y construidas por empresas constructoras brasileñas. La pérdida de sedimentos afecta la distribución de nutrientes en los bosques inundados y las llanuras aluviales que pueden ser utilizadas para la recolección y la agricultura de las llanuras aluviales. Otro impacto de las represas en las comunidades río abajo ocurre durante la construcción, cuando el flujo del río se detiene temporalmente o se reduce casi a cero a medida que la represa comienza a llenarse. Irónicamente, cuando los aliviaderos se abren por primera vez, el nivel del agua en el río de ahí hacia abajo puede subir muy por encima de su nivel normal de agua alta, causando daños por inundación a los residentes río abajo.

### *Efectos sociales de la migración*

Los efectos sociales de la migración al área de construcción de la represa son notables. Si bien algunos empresarios pueden ganar fortunas con el auge económico local durante la fase de construcción, la mayoría de la población pierde mucho. Altamira, la ciudad más cercana a la represa de Belo Monte, experimentó una explosión en los precios de la vivienda y las necesidades básicas del hogar, lo que hizo que la ciudad fuera inasequible para muchos de los residentes originales. También hubo una explosión de violencia, con Altamira siendo calificada como la ciudad más violenta de Brasil (Ventas 2017). Una larga lista de problemas urbanos acompañó la construcción de represas (Miranda Neto 2015; do Nascimento 2017; Gauthier y Moran 2018).

via, Ecuador), y los complejos escenarios políticos en la “Amazonía caribeña” de Guyana, Surinam y la Guayana Francesa.

Todos los gobiernos amazónicos han tenido graves escándalos de corrupción (Fogel 2019). Seis de los últimos presidentes peruanos han sido acusados de corrupción asociada con favoritismo y sobornos personales, a menudo asociados con el desarrollo de infraestructura. Perú pasó por tres presidentes en un periodo de un mes en 2021. También surgen preocupaciones de corrupción en torno a los sistemas de concesión de hidrocarburos, minerales y madera. La falta de transparencia y el favoritismo en muchos contratos y procesos de licitación han generado desconfianza en el Estado nacional y sustentado una dinámica de ilegalidad en torno a la adquisición de tierras, concesiones de infraestructu-

ra, certificaciones de producción, moratorias de desbroce, invasiones de áreas protegidas, formas de soborno y patrocinio político. Todo esto agrega elementos distorsionadores a la dinámica regional y fomenta la desconfianza en el gobierno y la corrupción social más amplia y de bajo nivel (Bulte *et al.* 2007; Campos *et al.* 2019; Fogel 2019).

Si bien el PIB ha aumentado en toda la Pan-Amazónica, la desigualdad y la precariedad siguen siendo problemas centrales, y el COVID-19 ha llevado la pobreza, la desigualdad y la vulnerabilidad a nuevos niveles. Perú, Colombia, Bolivia, Ecuador y Brasil tienen algunas de las tasas de infección y mortalidad per cápita más altas. La crisis del COVID-19 ha desviado parte de la atención de la destrucción y protección de los bosques, ha facilitado las incursiones ilegales al paralizar las acciones estatales

para controlar la tala (Silva Junior *et al.* 2021), y en algunos estados dio *carta blanca* implícita para seguir adelante con prácticas semiilegales y destructivas.

A pesar del actual marco de “consenso de productos básicos” y su énfasis agroindustrial y la destrucción ambiental generalizada, existen nuevas economías innovadoras basadas en cultivos amazónicos tradicionales como *açaí*, *guaraná*, cacao y otros productos y medicinas amazónicas tradicionales (ver el Capítulo 30). Estos siguen siendo en gran medida cultivos de nicho, cuyo valor y cadenas de valor son bastante diferentes de la dinámica de los productos básicos a gran escala. De los principales artículos de exportación, la coca y el oro pasan por un procesamiento significativo en las localidades amazónicas y podrían considerarse más “exportaciones industrializadas” que muchos de los otros productos básicos de exportación (Gootenberg y Campos 2015; Gootenberg 2017; Hilson y Laing 2017; McKay 2017; Betancur-Corredor *et al.* 2018), aunque el valor agregado local es a menudo efímero (Instituto Escolhas 2021).

En medio de estas poderosas y a menudo ocultas fuerzas y estos procesos que configuran el desarrollo y la conservación de la Amazonía, las poblaciones amazónicas continúan respondiendo lo mejor que pueden a las opciones cada vez más precarias para ganarse la vida en los bosques, ríos y tierras. Se basan en cosmologías y prácticas Indígenas que datan de milenios (ver Capítulos 8 y 10), y las identidades culturales únicas y los sistemas de manejo de recursos naturales que han evolucionado en cada país y localidad amazónicas, mientras se adaptan a nuevos impulsores y procesos que cambian rápidamente, que restringen cada vez más sus posibilidades (Athayde *et al.* 2017; Vadjunec y Schmink 2012). Lejos de ser pasivos e invisibles, los pueblos amazónicos continúan movilizándose para proteger sus territorios, medios de vida e identidades culturales, defendiendo sus propias propuestas para un futuro caracterizado por nuevas formas de gobernanza, innovación social, usos de la tierra y bienes.

## 14.4 Pueblos Amazónicos en el Terreno

Los patrones de asentamiento de las poblaciones amazónicas son altamente complejos y dinámicos, incluyendo diversos patrones y formas de migración de pueblos internos y externos a la región, y entre áreas urbanas y rurales. Contrariamente a la comprensión general de la Amazonía como un gran bosque natural, la población está altamente concentrada en áreas urbanas, incluyendo un gran número de moradores Indígenas, que nacieron, crecieron y viven en las ciudades y pueblos. Para entender la Amazonia como un espacio urbano y los amazonios como una población predominante urbana, primero examinamos la urbanización como una forma de asentamiento de importancia en la antigüedad, y los complejos vínculos históricamente arraigados entre los medios de vida rurales y urbanos (Sobreiro 2014; Campbell 2015b; Peluso 2012, 2017; Hecht *et al.* 2015). Finalmente, examinamos patrones más amplios de asentamiento y migración.

### 14.4.1 Urbanización amazónica en la antigüedad

Aunque la Amazonía se percibe como un lugar salvaje con una historia biótica más que humana, las secciones anteriores de este Informe (Capítulo 8) han demostrado que los seres humanos han ocupado la Amazonía durante al menos 12.000 años, con poblaciones muy grandes (en muchos lugares mucho mayores de lo que son hoy). La evidencia de estas poblaciones incluye extensas áreas de construcción de zanjas circulares, numerosos montículos, aldeas de la plaza central, extensas obras de ingeniería, suelos antropogénicos generalizados, ecologías y biogeografías humanizadas, observatorios celestiales y un amplio dominio de los viajes integrados de larga distancia por agua. La cultura material incluía obras maestras artísticas, metalurgia del oro, lugares de entierros ceremoniales, un conjunto complejo de plantas domesticadas y semi-domesticadas y una farmacopea sofisticada, todas evidencias de civilizaciones complejas. Las poblaciones de la Amazonía disminuyeron en más del 90% debido a enfermedades epidémicas luego del contacto con los europeos (Denevan 1992, 2003;



Clement *et al.* 2015), eliminando los sistemas de conocimiento y las formas de ser tropicales que también incluían políticas complejas y vida urbana (Whitehead 1994; Heckenberger 2009; Rostain 2009).

Durante el periodo colonial, los asentamientos urbanos amazónicos incluían una mezcla de modelos Indígenas, religiosos, militares y comerciales, que reflejaban estrategias geopolíticas y económicas. Los pueblos misioneros se extendían desde la desembocadura del Río de la Plata a través de gran parte de los territorios amazónicos, especialmente la Amazonía boliviana, hasta la desembocadura de los ríos Amazonas y Orinoco (Block 1994). Las misiones, a menudo construidas sobre las ruinas de pueblos, centros de comercio y pueblos del pasado, reunieron a las poblaciones nativas, beneficiándose de su uso en regímenes de trabajo forzoso. Los centros comerciales establecidos en las coyunturas de los ríos se convirtieron en centros comerciales, sitios urbanos multiétnicos que a menudo incluían importantes poblaciones Indígenas (Roller 2014). Muchas poblaciones Indígenas nunca abandonaron estos enclaves, y las poblaciones nativas y tradicionales continuaron moviéndose de un lado a otro entre pueblos y ciudades y zonas del interior y pueblos de origen. La persistencia de este patrón en la actualidad puede reflejar raíces culturales mucho más profundas.

Más tarde, a finales del siglo XVIII y principios del XIX, el comercio de esclavos en la Amazonía brasileña a través de los puertos de Belém y Sao Luis rivalizó con el comercio de esclavos en Bahía y Río de Janeiro (Salles 1971; Hawthorne 2010). Comunidades esclavas fugitivas de personas afrodescendientes surgieron en lo profundo de los bosques, los *quilombos* que se extendían por todo el bajo Amazonas y llegaban hasta las Guayanas (Agostini 2002; Cavalcante 2011; De la Torre 2012; Florentino y Amantino 2012a,b; Hecht 2013; dos Santos Gomes 2015). El sistema mercantil, los puestos militares que lo atendían y los pueblos y aldeas étnicamente complejos formaban redes de comercio “informal”, especialmente en el bajo Amazonas (La Torre López y Huertas 1999; De la Torre 2012). Esto dio el

marco para el periodo de expansión económica del auge del caucho que, durante algunas décadas, construyó y amplió estos asentamientos y los sistemas de transporte interno, perturbando aún más los asentamientos y las economías Indígenas (ver también el Capítulo 11). Los pueblos establecidos durante estos periodos históricos continuaron dominando los patrones de asentamiento en su mayoría ribereños hasta el periodo posterior a la Segunda Guerra Mundial y el cambio al transporte terrestre.

Los ciclos extractivos que sustentaron el desarrollo fronterizo en la Amazonía después del siglo XIX contribuyeron a un “urbanismo desarticulado” característico (Godfrey y Browder 1997), con múltiples centros urbanos dispersos dentro de una economía fronteriza cambiante. Este enfoque en el sistema global en su forma moderna puede oscurecer los sistemas de subsistencia amazónicos preexistentes y también los sistemas agrícolas de apoyo y los productos no madereros que llegaban a los hogares y los mercados (Hecht 2007; Schmink y García 2015). Muchas ciudades amazónicas han atravesado ciclos periódicos de expansión y contracción, orientaciones de exportación versus locales que reflejan los movimientos de población hacia y desde el campo, siguiendo los flujos en la demanda global de productos forestales particulares y el surgimiento de nuevos tipos locales de demanda de maderas de construcción locales, alimentos amazónicos, y nuevos sistemas de exportación para productos como el *açaí* (Sears *et al.* 2007; Uriarte *et al.* 2012). La perdurabilidad de la participación familiar e individual dentro de los marcos comerciales, asalariados y de subsistencia del patrón más antiguo de medios de vida urbano-rurales, con la migración circular tradicional o los hogares multiubicados, es un modelo de urbanismo que difiere de gran parte de los patrones de zonas templadas de urbanización, aunque esta polivalencia también está muy extendida en África tropical y Asia (Hecht 2014b).

Después de la Segunda Guerra Mundial, las relaciones dinámicas entre los espacios urbanos y rurales fueron moldeados cada vez más por la influencia de

la construcción nacional y la planeación formalista impulsada por el estado. Esto involucró nuevas “ciudades de exhibición” como Ciudad Guyana (en Venezuela) y, después de 1989, pueblos como Palmas y el redo Goiania (Correa *et al.* 2019), diseñados como pueblos de servicios agroindustriales y ciudades rurales planeadas en proyectos privados de colonización (Jepson 2006b). Estas ciudades corporativas planeadas complementaron los asentamientos de aldeas de reforma agraria planeadas en Bolivia, Colombia (Caquetá) y Perú (San Martín) (Eastwood y Pollard 1985; Redo *et al.* 2011). Se desarrolló un modelo amazónico en gran parte bifurcado de nuevos asentamientos en el que grandes subsidios alentaron el capital a gran escala, siguiendo en gran medida las ideas de planeación espacial del polo de crecimiento para áreas de extracción de minerales y áreas urbanas específicas como Manaus (Hite 2004), mientras que la reforma agraria espacialmente extensa que usaba un modelo de asentamiento territorial diferente se estaba expandiendo, conectando polos a través de corredores de asentamiento con infraestructura vial. Una fantasía de urbanización planeada como parte de los arreglos de infraestructura y la idea de un asentamiento ordenado se ha visto acompañada por un asentamiento espontáneo masivo, una sorprendente fluidez en las ciudades en auge y su abandono después de que se agotaran los recursos o el ciclo especulativo en la tierra siguiera su curso. El asentamiento rural ha ido de la mano con la nueva urbanización, la expansión de carreteras secundarias ilegales y la mayor importancia y crecimiento de los pueblos medianos que pueden permitir la interacción con los recursos rurales, al mismo tiempo que continúan el acceso a los sistemas bancarios, de salud y educación, y empleos periódicos, que refleje las cambiantes economías rurales. Si bien el desarrollo vial y de infraestructura ha “desencadenado” algunos pueblos de “infraestructura” espontáneos, estos asentamientos son notorios por su falta de infraestructura urbana y social.

Los flujos migratorios en la región se caracterizan en gran medida por el cambio de población de las zonas rurales a las urbanas (Maia y Buainain 2015). Con casi dos tercios de la población viviendo al me-

nos medio tiempo en áreas urbanas, la Amazonía presenta una de las tasas más altas de migración interna en Perú y Brasil; aproximadamente el 10% de la población emigró entre 2005 y 2010 (IBGE 2018). El surgimiento de la Amazonía como la próxima frontera energética también cambió la composición social y espacial de la Amazonía andina, ya que el norte de Perú, Ecuador y Bolivia se han convertido en fuentes de empleo y especulación vial a partir de la producción de hidrocarburos, madera, oro y coca, cuya mano de obra la demanda es a menudo estacional.

#### 14.4.2 El continuo rural-urbano

De aproximadamente tres millones de habitantes brasileños en 1960, solo alrededor del 36% residía en áreas urbanas. Para 2010, el 74% de la población amazónica residía en pueblos y ciudades. En Perú (Menton y Cronkleton 2019), Colombia y Ecuador existe un patrón similar. Las transiciones urbanas actuales en el mundo en desarrollo tienen varias características que difieren del patrón euroamericano:

- 1) Han ocurrido extremadamente rápido (en una década o dos en lugar de siglos.
- 2) Estaban respaldadas por diferentes tipos de funcionalidades urbanas, rurales o forestales de la mayoría de los sistemas europeos.
- 3) Reflejan fuertes presiones exógenas al menos tanto como dinámicas endógenas; es decir, guerras por la tierra, desplazamiento económico, globalización, violencia política, desarrollo vial y, en algunos casos, cambio climático (Brondizio *et al.* 2011; Hecht 2014b; Hecht *et al.* 2014; Kanai 2014; Mansur *et al.* 2018).
- 4) Las áreas rurales, en zonas con una profunda historia de asentamientos, a menudo tienen altas densidades de población, fuertes relaciones con formas históricas y actuales de agricultura familiar o de pequeña escala y medios de vida forestales, e historias regionales profundas. Los ejemplos incluyen las áreas del estuario y los alrededores de Iquitos (Sears *et al.* 2007; Brondizio 2008, 2009; Pinedo-

Vasquez y Padoch 2009; Brondizio *et al.* 2011).

- 5) Los procesos de urbanización actuales generalmente están más globalizados en términos de productos básicos, flujos financieros y, a menudo, mano de obra (o su falta), y moldeados por nuevas ideologías de producción.
- 6) Corredores urbanos de exportación y sitios de construcción de depósitos laborales de megaproyectos, como las cercanas a Maraba, Carajás en Pará, Ciudad Guyana y Jar, son ejemplos de la expansión urbana espontánea (es decir, ciudades satélites no planeadas o expansión periurbana) que acompaña a las ciudades planeadas. Estos asentamientos suelen ser depósitos de mano de obra y centros de servicios informales (Roberts 1995; Randell 2017; Weißermel 2020; Ulmer 2021).

La urbanización que se basa en movibilidades de medios de vida más antiguas implica nuevas formas de transporte y comunicación (aunque los pueblos amazónicos a menudo aún dependen de sus sistemas acuáticos), al tiempo que aumenta la dependencia de los servicios estatales para las transferencias de efectivo, las pensiones, los servicios de salud y educación, y el trabajo periódico, los mercados locales, y una plataforma compleja para la construcción de medios de vida, en un contexto de un "mundo sin salarios" a menudo con altos grados de precariedad. Alrededor del 40% de los residentes amazónicos ahora se encuentran por debajo de las líneas de pobreza del Banco Mundial (Verner 2013). Esto, a su vez, ha contribuido a la necesidad de mayores niveles de movilidad y migración, un nuevo compromiso regular con las ciudades y los mercados, y la intensificación de los vínculos e intercambios rural-urbanos, a menudo mediante el uso de redes sociales complejas e informales de parentesco, clientelismo y mecenazgo (Peluso y Alexiades 2005; Pinedo-Vasquez *et al.* 2001; Brondizio *et al.* 2011; Eloy *et al.* 2014; Tritsch y Le Tourneau 2016). El conflicto rural, la violencia y en algunos casos el cambio climático, también contribuyen a este complejo reencuentro con un nuevo tipo de urbanismo y una nueva ruralidad, donde tanto la ciudad como el campo se involucran en formas de pro-

ducción que pueden imitarse entre sí, con crecientes similitudes en la producción y los patrones de consumo. El crecimiento en la demanda urbana del *açaí* y otros alimentos rurales, y el complejo de productos generados en el jardín del patio, una especie de "laboratorio al aire libre", a menudo imitan los patrones de subsistencia de los hogares rurales (WinklerPrins 2002; WinklerPrins y de Souza 2005; Lewis 2008).

#### 14.4.3 La vida y los medios de vida en la matriz urbano-rural

Los estudios urbanos amazónicos están en su infancia, especialmente en comparación con la gran cantidad de investigaciones sobre las ciudades y capitales costeras de América Latina. Los procesos urbanos claramente tienen profundas implicaciones para el desarrollo regional, la conservación y los medios de vida. La compleja dinámica de la migración circular, los hogares multiubicados y la fuerte interacción y dependencia rural-urbana están muy extendidas en la Amazonía y en el trópico, como se muestra en la Figura 14.3 basada en un estudio en Iquitos, Perú. Varias ideas ayudan a caracterizar la dinámica actual que vemos en la "urbanización integrada" (pueblos y ciudades históricamente arraigados en sus sistemas de subsistencia regionales) frente a los "centros de servicio" (depósitos de mano de obra y ciudades de exportación vinculadas a sitios de construcción de mega desarrollo, campos petroleros y empresas de exportación). En primer lugar, el aumento de los hogares multiubicados ha desdibujado las distinciones entre áreas rurales y urbanas, convirtiendo las áreas periurbanas y las periferias en la intersección de nuevas formas de construcción de medios de vida.

Esto incluye los medios de vida asalariados forestales, agrícolas, urbanos y rurales, y el pequeño comercio y las transferencias estatales. Cuando se observa desde la perspectiva de las familias, la región Amazónica es de hecho un 'continuo rural-urbano'. Las redes familiares configuran los paisajes urbanos y rurales de la región, sustentando intensos patrones de circulación e intercambios a corta y larga distancia. Sin embargo, las interacciones entre per-

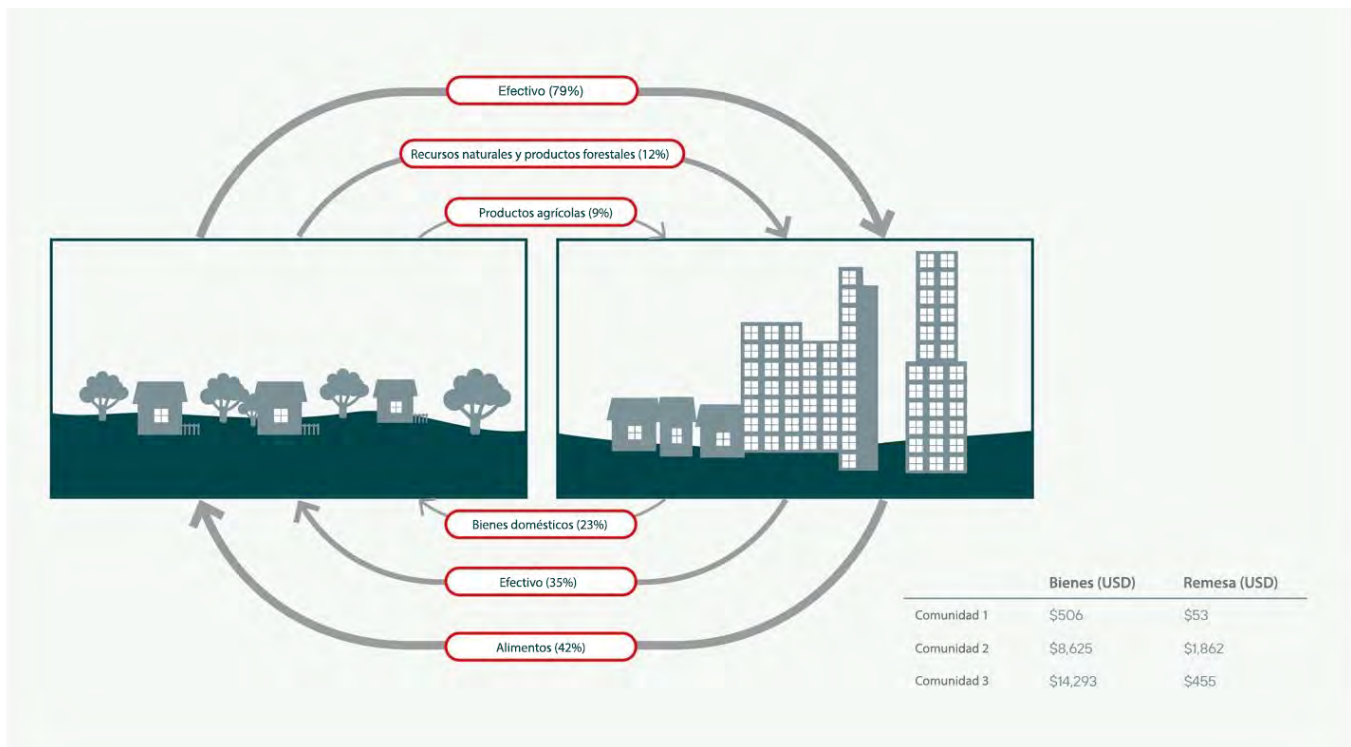
**Capítulo 14: La Amazonía en movimiento: Políticas cambiantes, estrategias de desarrollo, pueblos, paisajes y medios de subsistencia**

sonas y familias en áreas rurales y urbanas varían significativamente en la región, en función de la geografía y el transporte, siendo la densidad y frecuencia de las interacciones proporcional a la proximidad a las ciudades y al tipo de transporte disponible (Padoch *et al.* 2008; Parry *et al.* 2010; Eloy *et al.* 2014; Nasuti *et al.* 2015). Independientemente, las economías rurales/de recursos están intrínsecamente conectadas a los centros urbanos, involucrando redes sociales entre familias extendidas, intermediarios, agentes de mercado y corporaciones (como exportadores de *açaí* o nueces de Brasil); estas interacciones, representadas en la Figura 14.3, están detrás de grandes segmentos de la economía regional y la vida social, generando cadenas económicas regionales de alto valor en pesca, frutas y productos forestales regionales e internacionales no maderables.

Las actividades extractivas de base rural, como la tala, la extracción de oro y la pesca, son ahora importantes fuentes de empleo e ingresos para los residentes urbanos. La vida en la mayoría de las co-

munidades rurales se ha convertido en un reflejo de la vida en los barrios urbanos de escasos recursos y viceversa. Las economías estacionales son especialmente importantes para las familias (p. ej., comercialización de *açaí* y pescado a lo largo de las llanuras aluviales, minería, recolección, trabajos de construcción). Las economías móviles estacionales tienden a tener un alto grado de género, predominantemente dominadas por hombres. Almeida (2011) ha documentado la dependencia de las poblaciones urbanas brasileñas de las configuraciones de recursos para Belém y Manaus, mostrando el alcance de los viajes, la estacionalidad y la división de género en estos sistemas.

Varios factores afectan las interacciones rural-urbanas y la urbanización en diferentes partes de la región, incluyendo la creciente disponibilidad de transporte intermunicipal y transporte personal (motocicletas, botes pequeños, automóviles), redes de parentesco, acceso a oportunidades y nichos de mercado, acceso a teléfonos celulares y tecnologías de la comunicación, disponibilidad de servicios pú-



**Figura 14.3** Flujos de remesas y regalos entre Iquitos, Perú y comunidades rurales. Adaptado de Gregory y Coomes 2019, 298.

blicos y educación y estilo de vida. Una dinámica continua es la marginación de la agricultura campesina en la Amazonía, excepto en las áreas periurbanas, áreas con regímenes tradicionales de tenencia, asentamientos regionales más tradicionales y aquellas cercanas a urbanizaciones históricas.

Lo periurbano y las periferias se han convertido en nuevas formas centrales de construcción de medios de vida en los barrios urbanos de escasos recursos de la Amazonía, como en Belem, Santarem, Tefe, Rio Branco, Manaus, Macapá, Coca, Leticia, Iquitos, Pucallpa. Estos modos de vida se repiten en ciudades en el ámbito del eje petrolero del Ecuador (Lago Agrio), Leticia y San José de Guaviare (Colombia), polos de desarrollo de infraestructura como Marabá (Brasil) (Cuesta Zapata y Trujillo Montalvo 1999; Armenteras *et al.* 2013). Estos agrobosques periurbanos y domésticos son cada vez más importantes para la seguridad alimentaria y el pequeño comercio en condiciones de precariedad (Empeire *et al.* 2012; Madaleno 2000), los bajos salarios del trabajo asalariado tanto urbano como rural, y los precios volátiles y generalmente bajos de los productos agrícolas o forestales.

Otro hallazgo clave es que el conocimiento ecológico local y los sistemas de producción complejos respaldan los medios de vida rurales y periurbanos y la agrobiodiversidad en la Amazonía. Los sistemas multifuncionales de manejo agroforestal, forestal y acuático forman sistemas de producción tanto rurales como periurbanos. Estos sistemas de explotación de recursos naturales de múltiples estratos y múltiples especies pueden incorporar poblaciones pequeñas, escalonar los tiempos de cosecha, tener flexibilidad laboral, involucrar a las pesquerías locales y reciclar materiales (Pereira *et al.* 2015; Coomes and Barham 1994; Pinedo-Vasquez *et al.* 2002; Padoch *et al.* 2008; Perrault-Archambault and Coomes 2008; Manzi and Coomes 2009; Coomes *et al.* 2010, 2015; Vogt *et al.* 2015, 2016). Las formas de agricultura rural, periurbana y urbana complejas y diversas son proveedores importantes de conservación de la agrobiodiversidad y otras formas de servicios ecosistémicos (Padoch y Pinedo-Vásquez 2010; Beyerlein y Pereira 2018). Poco reconocidos,

pero cada vez más importantes, son los roles que desempeñan estos ecosistemas agroforestales y urbanos en el tema más amplio del apoyo a los servicios ambientales, como la moderación de los efectos de isla de calor, que seguramente se volverán más severos en el futuro, o la infiltración del viento y el agua (de Souza y Alvala 2014; Fernández *et al.* 2015; Livesley *et al.* 2016) y, cada vez más, la seguridad alimentaria. Las conexiones urbano-rurales podrían mejorarse con una mejor participación en las acciones locales para apoyar las actividades agroecológicas y productivas tanto urbanas como rurales, como se analiza más detalladamente en el Capítulo 34.

Históricamente, los amazónicos no se definen por una ocupación unidimensional, como agricultor, pescador, cauchero o trabajador asalariado. Los ingresos rurales se han vuelto más variados, lo que refleja los cambios en las economías agrícolas y abarca el empleo en áreas urbanas, el comercio y varias formas de transferencias de efectivo/programas de beneficios. Los ingresos amazónicos provienen de la agricultura y los mercados de recursos, pero el papel de las remesas es cada vez más importante, incluyendo el dinero enviado a parientes amazónicos desde otras ciudades o áreas rurales y, cada vez más, internacionalmente. Alrededor de una quinta parte de la población del Ecuador reside en el extranjero, al igual que una proporción similar de venezolanos, y sus remesas a menudo superan los fondos regionales de inversión extranjera directa (Hecht 2014b; Hecht *et al.* 2015). Casi 4 millones de colombianos viven fuera del país, que también ha tenido tasas muy altas de desplazamiento interno (Ibáñez y Vélez 2008; Ibáñez y Moya 2010; Sánchez-Cuervo y Aide 2013). Los ingresos provienen de diferentes combinaciones de actividades agrícolas/basadas en recursos, acceso al empleo urbano y oportunidades de nicho de mercado, educación, servicios de salud y otros arreglos (Eloy *et al.* 2014; Padoch *et al.* 2008). Un número considerable de familias brasileñas depende de programas de transferencias monetarias condicionadas como *Bolsa Familia* y *Bolsa Floresta*. Dado que las prestaciones en efectivo tienen que cobrarse en los centros urbanos, esto ha fortalecido aún más las cone-

xiones entre las zonas rurales y las ciudades. Estas transferencias monetarias condicionadas se han convertido en una práctica central de alivio de la pobreza en la región.

Las poblaciones rurales permanecen estables en algunas partes de la región mientras que envejecen en otras, con diferentes patrones de equilibrio de género en la emigración. La geografía/distancia marcan la diferencia en cuanto a la frecuencia de las interacciones rural-urbanas y la movilidad. Hay un movimiento creciente desde afluentes y caminos más distantes hacia las áreas periurbanas de centros urbanos medianos a grandes, con una densidad poblacional creciente en áreas periurbanas como sitios de asentamiento para la producción a pequeña escala y posicionados para acceder a servicios financieros, médicos, y educativos (también relacionados con el acceso a programas de transferencias monetarias). Todavía no está claro en qué medida estos procesos conducen al envejecimiento (o al predominio de ancianos/niños) de las zonas rurales. En muchas áreas rurales, se discute la “feminización” de lo rural, ya que las mujeres permanecen en las áreas rurales (Zimmerer 2014), pero los patrones de migración de género requieren un análisis más profundo. En áreas de Ecuador y Colombia, domina la migración femenina al servicio doméstico y la prostitución (Barbieri y Carr 2005; Massey *et al.* 2006; Tacoli y Mabala 2010; Abbots 2012; Paerregaard 2015). Las mujeres a veces predominan en la migración rural-urbana como empleadas domésticas, maestras y funcionarias públicas; migran con sus hijos para ir a la escuela, dejando a los hombres atrás en las zonas rurales; o migran para facilitar las transferencias del gobierno (Schmink y García 2015; Padoch *et al.* 2008, 2014; Brondizio *et al.* 2011). La intersección de la precariedad económica y de infraestructura, las altas tasas de violencia y delincuencia, y los efectos del cambio climático impactan particularmente a las poblaciones de escasos recursos en áreas rurales y periferias urbanas. Estas vulnerabilidades se han visto reforzadas por los impactos del COVID-19 en las ciudades locales y la migración circular.

#### 14.4.4 Problemas ambientales urbanos

En el mejor de los casos, la infraestructura de saneamiento urbano en la Amazonía es precaria (Brondizio 2016; Mansur *et al.* 2018; De Lima *et al.* 2020). La gran mayoría de los municipios tienen menos del 20% de recolección de aguas residuales (Mansur *et al.* 2016), y estos problemas se están volviendo más complejos, con patrones crecientes de “lluvias torrenciales” relacionadas con el clima que causan inundaciones extensas, abrumando la infraestructura existente y golpeando áreas pobladas cerca de vías fluviales vulnerables a tormentas e inundaciones. Las fuertes sequías pueden socavar la producción rural de varios tipos y, con las altas temperaturas de isla de calor asociadas, hacen que las áreas urbanas sean letalmente calientes, más de 5°C por encima de las áreas no urbanas adyacentes (de Souza y Alvala 2014). A medida que crecen las áreas urbanas, los problemas de contaminación se vuelven más extremos y se reflejan en mayores índices de enfermedades transmitidas por el agua, como brotes recientes de cólera y enfermedades transmitidas por mosquitos como el dengue, el zika y la malaria. Además, problemas preocupantes como la contaminación por mercurio, la contaminación por petróleo y la contaminación industrial van en aumento, al igual que la preocupación por el COVID-19 (Howard *et al.* 2011; Bourdineaud *et al.* 2015; Webb *et al.* 2016; Arrifano *et al.* 2018). Las preguntas sobre la calidad del aire son cada vez más importantes a medida que grandes incendios proliferan en la estación seca. La visibilidad limitada es solo una parte del problema; los problemas respiratorios como el asma empeoran y aumentan las hospitalizaciones (Irga *et al.* 2015; Butt *et al.* 2020). Los impactos a largo plazo del humo de los incendios forestales prolongados son ahora un gran problema de salud pública y, una vez más, aumentan la vulnerabilidad al COVID-19.

El cambio a la acuicultura en la forma de estanques de tilapia cerca de las ciudades peruanas también genera preocupación sobre los rebrotes de malaria (Maheu-Giroux *et al.* 2010). El aumento del nivel del mar está afectando a los asentamientos del estuario

del bajo Amazonas con inundaciones de “días soleados” y empeorando la calidad del agua (Mansur *et al.* 2016; De Lima *et al.* 2020). Estos problemas se ven agravados por los altos niveles de criminalidad. Las áreas urbanas amazónicas experimentan una gran cantidad de delincuencia y violencia, lo que refleja la dinámica de la pobreza y las economías clandestinas, incluyendo la presencia de narcotraficantes o crimen organizado. Un informe reciente de una ONG con sede en México (*El Consejo Ciudadano para la Seguridad Pública y la Justicia Penal*) ubica a las capitales amazónicas de Manaus (23), Belém (26) y Macapá (48) entre las 50 ciudades más violentas del mundo (41 de las cuales están en América Latina) (Seguridad, Justicia y Paz 2021).

Esta sección ha resumido la “Amazonía urbana-rural embebida”, su dinámica de medios de vida y algunas de sus vulnerabilidades. Las complejas interacciones entre el trabajo asalariado urbano y los medios de subsistencia de los recursos naturales en la subsistencia, el intercambio y el comercio, los servicios de la ciudad, las transferencias estatales y la dinámica de la supervivencia rural están vinculados a formas polivalentes de ingresos e identidades. Estas dinámicas sugieren que hay muchas maneras en que los recursos y los servicios ambientales de los pueblos amazónicos pueden ser apoyados simultáneamente para mejorar el bienestar. Estudios de panel recientes sobre el bienestar en la Amazonía brasileña en áreas de urbanización y deforestación rápida muestran que la urbanización no conduce a cambios positivos en el bienestar humano, y que las inversiones agrícolas estatales también socavan el bienestar, ya que marginan a los pequeños productores (Silva *et al.* 2017). Esta información, junto con estudios recientes sobre los impactos socioeconómicos de la minería aurífera (Instituto Escolhas 2021) y el desarrollo agroindustrial a gran escala, sugieren un conjunto problemático de caminos de transformación amazónica en términos de sus beneficios para el desarrollo, mientras que sus costos ambientales y sociales son altos; una enorme externalidad de desarrollo. Las malas condiciones de infraestructura de muchos pueblos y la precariedad de los ingresos pueden hacer que la integración con la vida rural sea tanto

una necesidad económica (una red de seguridad en la ausencia formal de una) como un indicador de un nuevo tipo de ruralidad (Rivera y Campos 2008; Hecht 2009; Pinedo-Vasquez y Padoch 2009) y también importante para la salud en general al reducir la exposición a patógenos.

#### 14.4.5 Migración: formal, privada y espontánea

Para los ojos occidentales, la Amazonía se ha mantenido como El Dorado para los aventureros y el estado, un refugio de los *minifundios*, un lugar para nuevos comienzos, de insurgencias y prisiones, de oportunidad y su negación (ver Figura 25.1 sobre cosmovisiones amazónicas a lo largo del tiempo, Capítulo 25). Ahora hay literalmente miles de asentamientos planeados y no planeados, que van desde la colonización privada formalizada, las ciudades planeadas corporativas y la colonización dirigida por el estado, hasta los asentamientos informales, las explosiones de ciudades en auge, las ocupaciones sin tierra y la reforma agraria *de facto* del tipo “hágalo usted mismo” (Perz *et al.* 2010; Simmons *et al.* 2010).

Las primeras fases de la colonización amazónica involucraron la importación o dislocación de mano de obra a nivel regional a través del peonaje Indígena, la contratación y la esclavitud; y la esclavitud africana para la recolección forestal y la agricultura de plantación (MacLaughlin 1973; Acevedo y Castro 1997; Salles 2005; Roller 2010, 2014). Esto instigó otra forma de “urbanismo oculto”, que comenzó inicialmente alrededor de las comunidades afrodescendientes ubicadas en lo profundo de los bosques, los *quilombos* que se extendían por todo el bajo Amazonas y hasta las Guayanas (Agostini 2002; Cavalcante 2011; De la Torre 2012; Florentino y Amantino 2012a,b; Hecht 2013; dos Santos Gomes 2015). El periodo del caucho estimuló la colonización formal estatal y privada en Bolivia (Lavalle 1999) y los movimientos organizados por el estado hacia la Selva Central de Perú (Santos-Granero y Barclay 1998). El Putumayo en Colombia se volvió especialmente infame por su esclavitud Indígena y las consecuencias políticas internacionales que esto ocasionó (Taussig 1984; Goodman 2010; He-

cht 2013). Brasil, y especialmente el estado occidental de Acre, que era un proveedor clave de caucho para el mercado global, que se basaba en la reubicación masiva de familias empobrecidas del noreste de Brasil, la esclavitud Indígena e incluso involucró a trabajadores de los EE. UU. Más de un millón de personas fueron reasentadas en la Amazonía bajo diversos regímenes laborales, configuraciones espaciales, formas de coerción y migración laboral de múltiples tipos, incluyendo trabajadores estadounidenses para ayudar en la construcción del ferrocarril (Weinstein 1983; Coomes y Barham 1994; Ferreira 2005; Neeleman *et al.* 2013). Formas similares de asentamiento y contratación de mano de obra, nuevamente de la región noreste de Brasil, se reanimaron durante la Segunda Guerra Mundial (Garfield 2010) para el suministro de caucho a los EE. UU. después de que los suministros asiáticos ya no estuvieran disponibles.

La Amazonía ha estado abierta a la colonización extranjera desde el siglo XIX cuando acogió a los esclavistas estadounidenses (Guilhon 1987; Hecht 2013); los colonos incluían japoneses, menonitas, personas del antiguo imperio otomano, sirios, belgas, franceses, refugiados del bloque oriental y, en las Guayanas, asiáticos del sur (especialmente indios) y hmong, entre muchos otros. Aunque la Amazonía muestra un alto grado de migración nacional interna, también tiene una larga historia de migración cosmopolita, tanto permanente como de corto plazo (Hecht 2013; Benchimol 1998). Los pueblos de empresas coreanas que surgieron para apoyar la construcción de represas financiadas por Corea en Ecuador son un ejemplo de una diáspora controlada y probablemente permanente, y la reciente llegada de inmigrantes haitianos y una diáspora venezolana a Brasil, Ecuador y Colombia reflejan los impulsores políticos y ambientales de la migración.

La migración puede ser categorizada como una combinación de factores de empujar y halar. La discusión estándar de los factores de empuje enfatiza los problemas de subsistencia, los problemas de los *minifundios*, los problemas ambientales que enfrentan los pequeños agricultores en las zonas andinas y el noreste brasileño, las presiones políticas de la

"Violencia" en las migraciones espontáneas en la ocupación masiva colombiana del Guaviare (Molano 2019), y desplazamientos más generales de hasta 5 millones de personas en Colombia. Las inestabilidades rurales y los derechos sobre la tierra fueron fundamentales para alimentar las insurgencias en América Latina en el periodo de posguerra (Bolivia, Brasil, Colombia, Perú). La reforma agraria como asentamiento fronterizo se convertiría en una iniciativa clave de política social y una estrategia territorial (De Janvry 1981; Pacheco 2009; Hecht y Cockburn 2011).

Las políticas de colonización modernas han enfatizado en su mayor parte los factores de atracción, ofreciendo tierra, crédito y asistencia para la producción, acompañados de campañas de relaciones públicas a gran escala. Estos programas han alimentado una narrativa que enmarca la Amazonía como un espacio "vacío" y "deshabitado", haciéndose eco de cientos de años de lenguaje geopolítico y de asentamientos. Con la idea de "el que tiene, guarda" ("*Uti Possedetis*" en derecho romano), a medida que crecía la conciencia de los recursos y se expandía la infraestructura, la colonización adquirió un cariz geopolítico ("*Integrar para não entregar*" o básicamente "úselo o piérdalo", "Integrar para evitar la entrega"), y una alternativa permanente a la reforma agraria en áreas más desarrolladas en prácticamente todos los países amazónicos, para evitar la expropiación de los terrenos de las élites terratenientes en áreas más asentadas donde dichas élites mantuvieron un poder significativo. Además, la colonización pareció abordar graves desigualdades sociales y ayudó a enmarcar a los estados como entidades modernas en lugar de oligárquicas que buscaban activamente corregir la desigualdad en el acceso a la tierra, lo que era, a mediados de siglo, una característica llamativa de las sociedades latinoamericanas. Fue este uso "estratégico" de la colonización dentro de los diferentes marcos y necesidades de las economías nacionales, desde la geopolítica hasta la contrainsurgencia y los asentamientos ecológicos, lo que le dio a los asentamientos amazónicos su calidad altamente errática y sus terrenos de política cambiante y, a menudo, contradictoria. Sin embargo, esta narrati-





Figura 14.4 Distribución de asentamientos por tipo en la Amazonía Legal de Brasil. Fuente: Yanai et al. 2017.

### Cuadro 14.5 Programas de asentamientos tradicionales y ambientales en la Amazonía brasileña

El Instituto Nacional de Colonización y Reforma Agraria de Brasil clasifica los asentamientos federales en dos grupos; el modelo “tradicional” consiste básicamente en áreas cuadrículadas divididas en distintas parcelas o “*lotes*”, generalmente parte de un plan que involucra una *agrovilla*, una especie de centro de servicios. Estos involucran proyectos de asentamiento (PA), proyectos de colonización integrados (PIC) y proyectos de asentamiento dirigido (PAD). El último incluye proyectos de reasentamiento. Estos asentamientos permiten a los colonos recibir un título formal después de unos años. La justificación de estos asentamientos generalmente involucra argumentos de justicia social, preocupaciones de reforma agraria, argumentos de modernización y presiones para la producción regional de alimentos. Estos asentamientos están basados principalmente en regímenes de propiedad privada y están dominados por cultivos anuales y pastos (ver el Capítulo 15). Los derechos sobre la tierra asociados con la ocupación espontánea generalmente involucran el desbroce de tierras para reclamar y el reconocimiento de la tenencia por parte del INCRA.

Los asentamientos ambientalmente surgieron más recientemente y debido a la presión de las poblaciones tradicionales para reconocer los derechos históricos sobre la tierra y recursos naturales que ejercen las poblaciones no-Indígenas. Estos tipos de asentamientos están destinados a poblaciones tradicionales, para apoyar actividades con bajo impacto de deforestación, como actividades agroextractivistas y manejo forestal sostenible (Proyectos de Asentamiento Agro-Extractivista [PAE, *Projetos de Assentamento Agroextractivista*], Proyectos de Desarrollo Sostenible [PDSs, *Projetos de Desenvolvimento Sustentável*] y Proyectos de Asentamiento Forestal [PAFs, *Projetos de Assentamento Florestal*]). Estos pueden ser nuevos tipos de asentamientos o implicar la regularización de propiedades existentes, a menudo caracterizados por derechos colectivos o derechos de acceso a largo plazo. Los asentamientos ambientalmente distintivos pueden instalarse en áreas de bosque, ya sea que las áreas hayan sido habitadas previamente por poblaciones tradicionales o no, y pueden organizarse alrededor de *agrovilas* (aldeas agrícolas planeadas) donde viven las familias. Los lotes destinados a la producción de los colonos están ubicados en otros lugares del asentamiento, en algunos casos lejos de las *agrovilas* (Silveira y Wiggers 2013). Los asentamientos con derechos colectivos sobre la tierra pueden dividirse en lotes individuales si los colonos solicitan un área individual, o si es necesaria la división en lotes para evitar conflictos territoriales entre los colonos (Guerra 2002).

Asentamientos ambientalmente están infundidos con el lenguaje de la sustentabilidad y deforestan menos que los asentamientos tradicionales, pero la dinámica de la deforestación sigue el patrón clásico: extracción de madera valiosa, desmonte para cultivos anuales y/o pastos, fragmentación de bosques y a largo plazo, cambios hacia pastos. Los asentamientos ambientales también están expuestos a la tala ilegal, el acaparamiento de tierras a través del desmonte para la reivindicación y otras formas de fraudes. Los problemas recurrentes incluyen crédito limitado para actividades distintas a la ganadería, niveles deficientes de asistencia técnica, monitoreo limitado de patrones de propiedad y tamaños de desmonte, y corte en áreas protegidas.

El resultado literalmente devastador es que los asentamientos contribuyeron con el 17% de la tala forestal total y el 20% de la pérdida total de carbono en la Amazonía Legal (Yanai *et al.* 2017). A pesar de que solo el 8% (397.254 km<sup>2</sup>) de la Amazonía Legal está ocupada por asentamientos, y a pesar de que la mayor parte de la deforestación acumulada (83% o aproximadamente 870.000 km<sup>2</sup>) está fuera de los asentamientos

analizados, la contribución de estos asentamientos a las tasas de deforestación y a la pérdida de carbono fueron sustanciales y aumentaron con el tiempo. La mayor parte de la pérdida de reservas de carbono (2,2 Pg C o el 86% de la pérdida total de carbono en los asentamientos) se produjo en los asentamientos situados en el Arco de la Deforestación, donde la presión de la deforestación es intensa y el número de asentamientos es grande (2.190 asentamientos o el 80% del total) (Yanai *et al.* 2017).

va política muy atractiva fue importante, incluso cuando muchas áreas de colonización se llenaron de conflictos. Las políticas públicas erráticas, combinadas con la volatilidad de los precios de las pequeñas fincas, los problemas ambientales y de producción, y una sensación general de abandono han sido centrales en el surgimiento de economías clandestinas de múltiples tipos (Betancur-Corredor *et al.* 2018; Caballero Espejo *et al.* 2018; Gootenberg y Dávalos 2018; Kolen *et al.* 2018). Se puede considerar que las economías clandestinas absorben mucha mano de obra en comparación con las agroindustrias y la producción ganadera y, por lo tanto, a menudo se defienden enérgicamente, independientemente de las consecuencias ambientales o de salud. La narrativa de la tierra vacía, que fue fundamental para todos los demás argumentos del asentamiento, ignoró la realidad fundamental de que estas tierras estaban habitadas por poblaciones Indígenas, pueblos tradicionales, colonos y comunidades afrodescendientes que reclamaron su territorio histórico, a veces basadas en tratados anteriores firmados con imperios difuntos, soberanías superpuestas y apelaciones a las leyes actuales de derechos territoriales por parte de colonos y nuevos reconocimientos de reclamos territoriales. La política y la práctica de los asentamientos, como mencionamos, ha sufrido cambios significativos en sus programas, y quizás el mejor ejemplo de esto es en Brasil, que tiene, el mayor número de asentamientos formales, asentamientos informales extensos y asentamientos declarados por los estados locales (Cuadro 14.5). La Figura 14.4 muestra la distribución geográfica de las diversas formas de asentamiento.

Uno de los resultados más consistentes en los asentamientos ha sido el alto grado de desgaste de los

colonos, que se manifiesta tanto en los asentamientos de colonos formales como en los informales, con niveles de rotación de hasta el 77% (Carrero y Fearnside 2011). Por lo tanto, debido a que la mayoría de los lotes de las fincas cambiaron de manos al menos una vez, y a menudo muchas veces, los procesos de deforestación y consolidación de las fincas no reflejan la acción de un solo hogar (desafiando los modelos clásicos chayanovianos de comportamiento doméstico), sino más bien de hogares sucesivos o terratenientes a lo largo del tiempo. Los modelos de asentamiento que se ofrecen actualmente sugieren poco en cuanto a la seguridad de los colonos, pero cumplen importantes funciones ideológicas y de aspiraciones, aun cuando reproducen patrones de desigualdad en la tenencia de la tierra en la mayoría de los contextos, como también vemos en el Capítulo 15.

#### 14.4.6 Movimientos sociales, paradigmas de desarrollo y gobernanza

Desde la época colonial, los movimientos sociales amazónicos han luchado por los derechos sobre la tierra, los medios de subsistencia, la seguridad física, la autonomía y, en última instancia, los enfoques de desarrollo más inclusivos y sostenibles (Cuadro 14.6). En los siglos XX y XXI, gobiernos autoritarios, iliberales y élites regionales reprimieron severamente los movimientos sociales en toda la región, en muchos casos negando los derechos a los territorios tradicionales y asesinando a sus líderes, como en el caso icónico del líder cauchero Chico Mendes en 1988 (Vadjunec *et al.* 2011; Hecht y Cockburn 1989) y una década más tarde, la monja activista Dorothy Stang.

Un patrón continuo de asesinatos de defensores de

## Capítulo 14: La Amazonía en movimiento: Políticas cambiantes, estrategias de desarrollo, pueblos, paisajes y medios de subsistencia

los bosques (Staff 2007; mayo de 2015). Mucho menos notados, en ausencia de perfiles internacionales, han sido los cientos de asesinatos de líderes campesinos. Brasil, y la Pan-Amazonía en general, lidera el mundo en la frecuencia de asesinatos de activistas de derechos humanos, líderes de derechos Indígenas y guardianes de los bosques según Amnistía Internacional (2020) (ver también el Capítulo 16).

La democratización en las décadas de 1980 y 1990 permitió a las sociedades civiles amazónicas una mayor oportunidad para participar en los debates de política tanto en áreas rurales como urbanas. Un punto culminante tuvo lugar en Belém, donde se implementó una vibrante iniciativa de presupuesto participativo entre 1997 y 2001 para discutir la pequeña infraestructura urbana para proyectos determinados por la comunidad (Silva *et al.* 2015). Sin embargo, este tipo de iniciativa perdió espacio con la expansión del apoyo del gobierno nacional a la infraestructura a gran escala en la década de 2000. Los movimientos en toda la Pan-Amazonía se han

movilizado cada vez más para abordar el impacto desestabilizador de estos proyectos y para impulsar una mejor gobernanza ambiental y modelos alternativos de desarrollo regional.

En las áreas rurales, nuevos tipos de reclamos de tierras cobraron fuerza luego de la Constitución de Brasil de 1988, que reconoció los territorios de muchos tipos de pueblos tradicionales, incluyendo los pueblos Indígenas y afrodescendientes, los recolectores de caucho, los extractivistas de productos forestales no maderables de muchos tipos, los pescadores tradicionales, y las comunidades en unidades de desarrollo sostenible como hemos discutido anteriormente. Acompañado de una mejor legislación sobre áreas protegidas, esto produjo nuevas conceptualizaciones de formas “socioambientales” de conservación en paisajes habitados (Cuadro 14.6). Más de 70 millones de hectáreas solo en Brasil se conservaron con este modelo, que dio la base legal para impugnar la expansión del acaparamiento de tierras asociado con la soya y la ganadería, y la expansión del sistema de carreteras. Un lenguaje

### Cuadro 14.6 Ciudadanía insurgente: Los movimientos sociales y el cambio social

Si bien la crisis fiscal de las décadas de 1980 y 1990 implicó una menor disponibilidad de fondos para grandes infraestructuras (excepto carreteras), esta situación comenzó a cambiar a mediados de la década de 2000, especialmente en Brasil. Con la creación del programa de estímulo *Programa de Aceleração do Crescimento* en 2007, se dispuso de importantes fondos para infraestructura urbana y regional a gran escala. Estas iniciativas han encontrado una resistencia popular masiva y muy publicitada desde las tierras bajas hasta los Andes (Canessa 2014; Jerez *et al.* 2015). A mediados de la década de 1980, los movimientos sociales y ambientales se unieron para protestar por la carretera Cuiabá-Porto Velho (BR-364), atrayendo la atención internacional y nacional (Hecht y Cockburn 1989; Hochstetler y Keck 2007; Schmink y Wood 1992). En Ecuador, el pueblo Waorani ha estado luchando por las reparaciones de Texaco/Chevron y PetroEcuador por los devastadores impactos de las operaciones de perforación, incluyendo una demanda en litigio en un tribunal estadounidense desde 1993 (Pellegrini *et al.* 2020). Más recientemente, grupos de base han protestado contra la construcción de una carretera en el Parque Nacional y Territorio Indígena Isobore Sécure de Bolivia (TIPNIS) (McNeish 2013), el oleoducto Camisea en Perú (Urteaga-Crovetto 2012) y la megacentral hidroeléctrica de Belo Monte en Brasil (Fearnside 2017a), por nombrar solo algunos proyectos polémicos.

Los gobiernos nacionales y subnacionales en la Pan-Amazonía generalmente se han resistido a los intentos de crear instituciones participativas más sólidas a través de las cuales las comunidades afectadas pue-

dan participar en el consentimiento informado en torno a grandes proyectos de infraestructura (Bebbington *et al.* 2018a,b). En Brasil, la participación de la comunidad en la toma de decisiones sobre este tipo de proyectos se reduce casi por completo a las audiencias de permisos ambientales al final del proceso, con poco impacto práctico en la toma de decisiones (Abers 2016; Zhouri 2011). Los esfuerzos de zonificación del uso de suelo, populares en la década de 1990, fueron una oportunidad para involucrar la participación de la comunidad, pero estos planes con frecuencia fueron anulados o aprobados sin una participación efectiva (Bratman 2019).

En la década de 2000, los gobiernos nacionales de tendencia izquierdista de toda la región prometieron un enfoque más participativo y sostenible para los megaproyectos. Un ejemplo fue el proyecto de pavimentación de la carretera BR-163 en Pará y Mato Grosso (Brasil). El gobierno federal aprobó un Plan de Desarrollo Sostenible para la región diseñado por grupos de la sociedad civil a través de amplias consultas. Desafortunadamente, nunca fue implementado (Abers *et al.* 2017). Esta área era crítica debido a la amenaza de la expansión de la soya en tierras de pequeños agricultores, Indígenas, reservas extractivas y *ribeirinhas*. Se hicieron promesas similares sobre la represa de Belo Monte, y se modeló un Plan de Desarrollo Regional para el Xingu (PDRSX) a partir del difunto plan BR-163. Sin embargo, los grupos de la sociedad civil han informado de dificultades para que sus propuestas sean aprobadas a través de los mecanismos participativos creados para implementar el plan (Pereira y Gomide 2019: 202-22), y las propias definiciones de 'sostenibilidad' son cuestionadas (Bratman 2019). Más tarde, con la nueva administración federal, la BR163 se hizo famosa por su "Día del Fuego" (*Día de Fogo*), donde se activaron incendios desafiando las normas contra la limpieza y la quema a lo largo de la carretera.

En ausencia de estructuras participativas efectivas, los movimientos locales y especialmente los Indígenas a veces han logrado avances a través de la protesta. La Marcha Indígena de 1990 (*Marcha por el Territorio y la Dignidad*) influyó en la ley forestal de Bolivia (1996) y en las luchas por el reconocimiento y control territorial (Barroso 2013). En Ecuador, *La Gran Marcha* de 1992 ganó el reconocimiento de los derechos Indígenas sobre la tierra. A finales de septiembre de 2021, grupos de las tierras bajas de Bolivia volvieron a marchar, no solo por la tierra y la autonomía, sino también para protestar por la destrucción ambiental. Las "caravanas" de protesta recientes de las poblaciones Indígenas en Europa se han enfocado en los impactos de los patrones de consumo europeos, la usurpación de tierras y la violencia contra los pueblos Indígenas amazónicos, y la falta de consentimiento previo en la implementación de megaproyectos. Estos contribuyeron a las preguntas planteadas en la UE sobre los acuerdos comerciales del MERCOSUR, a la luz de la destrucción amazónica y los problemas de derechos humanos.

Otra forma en que los movimientos amazónicos han influido en las instituciones políticas es a través de la difusión del concepto del *Buen Vivir*, que ha sido incluido en las constituciones de Ecuador, Bolivia, Colombia y Perú. A lo largo de los Andes y la Amazonía, las culturas Indígenas tienen conceptos de vida saludable basados en conocimientos y formas de vida tradicionales, y de cuidado del medio ambiente; esto incluye el quechua (Ecuador), *el sumak kawsay*; Aymara (Bolivia), *Suma Qamaña*; en guaraní, *Teke Porã*; y en Baniwa (Brasil), *Manakai* (Cruz y Pereira 2017; IHU 2012). Estas ideas han sido traducidas al español como *Buen Vivir*, un paradigma que desprioriza el crecimiento económico y pone en el centro del desarrollo la vida de las personas, la naturaleza y los derechos básicos a la educación, la salud y la equidad social (Alcántara y Sampaio 2017: 232). Estas ideas residen en el corazón de muchas culturas amazónicas y representan diferentes tipos de "episteme", un principio normativo y fundamental que informa el comportamiento. El *Buen Vivir* es un ejemplo importante de cómo los movimientos sociales pueden contribuir a los debates sobre modelos alternativos de desarrollo.

y conceptos similares se difundieron a través de la Pan-Amazonía, basándose en experiencias previas de resistencia de los grupos Indígenas andinos, a medida que los países se alejaban de sus regímenes autoritarios anteriores. Estas ganancias ahora están amenazadas en todas partes de la Amazonía, y especialmente en Brasil.

Los grupos Indígenas, en particular, recurren cada vez más a organizaciones internacionales y organizaciones transnacionales para presionar a los gobiernos a respetar los derechos humanos, la ciudadanía y los territorios en un contexto de creciente violencia y amenazas a sus derechos territoriales y humanos. Mientras se escribían estas palabras en 2021, miles de pueblos Indígenas y sus partidarios protestaban en la capital brasileña contra la controvertida ley PL 490 que está bajo consideración por parte de la legislatura brasileña, que socavaría los derechos exclusivos de los pueblos Indígenas sobre sus tierras e impondría un marco de tiempo arbitrario de ocupación y demarcación en 1988 (el año en que se aprobó la constitución de Brasil) para de terminar los derechos territoriales Indígenas (Castro 2021). La ley PL490 permitiría concesiones mineras y madereras en tierras Indígenas.

### **14.5 Conclusiones**

El gran escritor brasileño Euclides da Cunha señaló que los países amazónicos nunca entrarían realmente en sus propias historias e identidades hasta que comenzaran a comprender las implicaciones de sus Amazonias (Cunha 1907). Las transformaciones amazónicas presentadas en este capítulo están enmarcadas por la complejidad del medio ambiente amazónico, la antigüedad de la coexistencia humana con los recursos naturales de la región como se describió en capítulos anteriores, y ahora las poderosas fuerzas que han impuesto configuraciones dramáticas, y en muchos sentidos novedosas, sobre los pueblos y la naturaleza amazónica, especialmente durante el último medio siglo. Si bien las formas de gobierno han cambiado entre regímenes autoritarios, antiliberales y liberales de izquierda y derecha, la cuestión amazónica sigue

siendo esencialmente la misma: ¿Qué hacer con un vasto territorio nacional ilegible, infundido con los mitos y realidades de las riquezas, habitado por poblaciones en gran parte desconocidas? ¿Qué hacer con un terreno ecológicamente exuberante, en gran medida incomprendible para los planeadores, capitalistas, agricultores y las clases políticas, ubicados en las capitales, en las costas, en el interior y en las montañas, que decidirían su destino? Y así fue el empuje amazónico al mundo actual a través de las ideologías y prácticas de la modernización, y las simplificaciones ecológicas, socioculturales y económicas que lo han acompañado durante los últimos 50 años aproximadamente. La respuesta simple sobre la Amazonía se encuentra en las recetas de modernización escritas en todas partes en sus diversas encarnaciones. En la Amazonía, lo que esto significó fue deshacerse del tejido de las vidas amazónicas y convertir la complejidad en monocultivos, minas, pastos degradados, pequeñas granjas y ciudades precarias. El bosque tropical más grande del planeta se convirtió en uno de los lugares más urbanizados del mundo en desarrollo y lleno de paisajes hipersimplificados.

Para que la modernización avanzara, la complejidad de los bosques tuvo que reducirse de multiplicidades, a paisajes de unas pocas especies como máximo, y mucho de esto dedicado al alimento para animales, como la soya, el maíz y el pasto. En grandes áreas, las tierras serían liberadas de su diversidad por una especie de fuego infernal que convertiría sus milenios de ADN y cuerpos de carbono en cenizas asfixiantes, suficientes para oscurecer ciudades a cientos de kilómetros de distancia. Esto se hizo en nombre de muchas cosas y significados discutidos: llevar la civilización a lo tribal, la religión a los paganos, domar lo salvaje, soberanía nacional, construcción de naciones en un idioma mayoritariamente capitalista. También significó que la Amazonía se convertiría en uno de los terrenos de planeación más grandes del planeta, solo superado por China, y en muchos sentidos, el cementerio de planes regionales fallidos y en gran parte olvidados, que tenían el problema de resurgir constantemente por malas razones y malos resultados.

La modernización ha llevado a la Amazonía de sus formas tradicionales a una caricatura de la modernidad; urbana, secular, asalariada y monetizada, pero en gran medida carente del cambio estructural distributivo y de las mayores mejoras de bienestar que justificaron política y económicamente la devastación de las tierras y aguas amazónicas, un fracaso ejemplificado por la actual mortalidad astronómica por el COVID-19. A medida que los estados nacionales dejaron su huella en las tierras amazónicas, dividiéndolas, creando nuevos asentamientos y abriendo caminos a través de los bosques, los países amazónicos han reinventado la dependencia de los recursos como estrategias económicas nacionales, elementos clave de sus divisas. Esto se ha logrado a través de la expansión de la minería, la extracción de combustibles fósiles, la agricultura del monocultivo, las fronteras especulativas y la infraestructura para apoyar la exportación y fuga de la riqueza nacional, y la creación y recreación de desigualdades. Grandes economías clandestinas de madera saqueada, tierras robadas, oro ilegal y sus aguas mercuriales, producción furtiva de coca y flujos continuos de migración, mano de obra estacional y un bricolaje de tácticas de subsistencia urbanas y rurales enmarcan los contornos de la precariedad para mucha de la población de la región.

El modelo de desarrollo de modernización, tal como se implementa actualmente, encarna las externalidades (los costos ambientales no contabilizados) no como un "error", sino más bien como una característica esencial del proceso, con los costos reales asumidos en múltiples escalas, desde la destrucción ecológica local y las extinciones, las dislocaciones sociales y el empobrecimiento, al cambio climático regional y global. Las formas definitivas de destrucción prevalecientes bloquean ideas y prácticas alternativas que las poblaciones regionales promueven como formas "múltiples" e "híbridas" (lo que a menudo se llama un "pluriverso") de modernidades basadas en sistemas de conocimiento local, innovaciones sociales y resultados equitativos, que apoyan los servicios ambientales en lugar de los sistemas de saqueo casi colonial y la extracción de riqueza que dominan actualmente.

A pesar de su importancia, las ciudades, los pueblos y las aldeas permanecen más o menos fuera de la discusión, aun cuando ahora son el hogar de la gran mayoría de los habitantes amazónicos, al menos parte del tiempo. La forma en que estas áreas urbanas se adaptarán, cómo moldearán sus zonas de influencia y cómo se desarrollarán los complejos medios de vida de las personas bajo una creciente inestabilidad social aún está en gran parte fuera del radar. En el futuro, las percepciones e intereses de la población local, tanto urbana como rural, nativa y migrante, y especialmente los diversos y altamente organizados pueblos Indígenas, afrodescendientes, ribereños y habitantes urbanos de la región, entre muchos otros, deben servir como piedra angular para un cambio dramático en el enfoque para el desarrollo sostenible y resiliente de la Amazonía.

#### **14.6 Recomendaciones**

- La mayor parte de la riqueza generada en la Amazonía se transfiere fuera de ella. El modelo de modernización que ha prevalecido en gran medida desde la década de 1960, donde los ambientes tropicales y la gente de la región eran vistos en gran medida como obstáculos, ha generado severos daños geoecológicos, desigualdades sociales y disfunción económica en forma de corrupción, extensas economías clandestinas, e instituciones fallidas. Este modelo de uniformidad monocultural y extractivismo ha entrelazado el desarrollo amazónico con el cambio climático, las vulnerabilidades económicas y las profundas inestabilidades laborales. Un futuro más justo, inclusivo y resiliente para la región requiere enfrentar estos legados y repensar el desarrollo, no solo de manera regionalmente integrada sino también en términos de múltiples realidades locales (o formas de modernidades o "pluriversos"). Tal enfoque exige alinear las políticas a nivel regional con el apoyo a iniciativas locales que aborden los problemas sociales y ambientales en el terreno. A nivel regional, la alineación de políticas estatales de apoyo, instituciones regionales y enfoques nacionales/internacionales, como certificaciones y acuerdos de cadenas de suministro,

mercados verdes y financiación de la conservación, puede contribuir a promover la claridad en la gobernanza ambiental, los incentivos económicos para la producción sostenible sistemas y agregación de valor, y abordando las deficiencias de infraestructura. A nivel local, el apoyo a iniciativas y organizaciones basadas en el lugar puede contribuir a la gestión sostenible de los recursos y la agregación de valor que genera empleo e inclusión donde se producen los recursos. Al igual que con los esfuerzos exitosos anteriores para controlar la deforestación, la alineación institucional desde el nivel municipal al federal es crucial.

- Los proyectos de desarrollo amazónicos deben realizar una contabilidad total de costos de los impactos sociales y ambientales antes de otorgar la licencia, deben seguir prácticas de consentimiento informado para las comunidades afectadas y deben planear una compensación realista por los daños producidos por los proyectos. La implementación y el requerimiento de aportes participativos, a través de mecanismos institucionales nuevos y existentes, también podría ayudar a tales programas a evitar trampas y desplegar las lecciones aprendidas.
- Los pueblos y ciudades amazónicas son terrenos desatendidos en la investigación amazónica y la planeación del uso de suelo. La información sobre la dinámica de la urbanización amazónica y su relación con los diversos procesos del interior, como el cambio de uso de suelo, la contaminación, los flujos migratorios, la demanda de recursos y los impactos sobre la biodiversidad y las cuencas hidrográficas es extremadamente escasa. La influencia de las áreas urbanas en los paisajes circundantes y distantes varía significativamente según los contextos histórico-geográficos y no sigue las mismas convenciones de la dinámica urbana en las zonas templadas. Se necesita una atención más concertada para comprender estos procesos, y debe ser compartida en todos los países amazónicos.
- La mayoría de las personas en la Amazonía viven en ciudades con medios de vida muy precarios y, a menudo, efímeros, y reciben ingresos

de múltiples fuentes, incluyendo salarios, pequeños comercios, transferencias estatales y remesas. Estos pueden incluir relaciones sólidas con áreas rurales e Indígenas, pesquerías locales y trabajo asalariado rural o de subsistencia en la agricultura, la construcción, la tala ilícita, la minería de oro y la economía de la coca. Este bricolaje económico no es bien comprendido, y las políticas pueden socavar partes de estas fuentes de ingresos, aumentando radicalmente la desigualdad ya arraigada. Las formas más participativas de desarrollo urbano y desarrollo regional en general, y el apoyo a la inclusión de productores y usuarios de recursos en oportunidades de agregación de valor podrían ayudar a respaldar medios de vida complejos.

- Las ciudades amazónicas y sus áreas periurbanas son sitios de producción agrícola tanto para la subsistencia como para la venta. Los pueblos amazónicos suelen tener importantes áreas de producción agrícola y agroforestal dentro de ellos. A pesar de su importancia en la producción de alimentos y el empleo, ambos son en gran medida “políticas huérfanas”. Una mayor promoción y creación de espacios abiertos y formas de agrosilvicultura urbana podría mejorar la seguridad alimentaria en condiciones cada vez más precarias. La producción periurbana y cercana al interior del país debe apoyarse con crédito e infraestructura para el transporte, la comercialización y la agregación de valor. Estos podrían basarse en el conocimiento y las prácticas locales, como el apoyo a los miles de asociaciones y cooperativas locales que participan en tales esfuerzos.
- Dada la intensidad de los efectos de isla de calor urbano tropical, la arborización urbana multipropósito (que también puede ayudar a diversificar las fuentes de alimentos, promover el confort térmico, minimizar el efecto del clima extremo y mejorar el hábitat de la vida silvestre) debe ser una prioridad. El uso de sistemas de conocimiento local en la selección y manejo de árboles puede basarse en múltiples estrategias para el confort urbano bajo temperaturas crecientes. La arborización puede proporcionar e-



lementos de una estrategia de conservación urbana.

- Las ciudades amazónicas carecen de infraestructura básica de agua y saneamiento. A la luz de los miles de millones de dólares gastados en infraestructura amazónica para apoyar los corredores de exportación, se debería asignar un porcentaje mucho mayor a los sistemas urbanos. Además de mejorar la calidad de vida y reducir la carga de aguas residuales en los ríos, dichas inversiones deberían aumentar la resiliencia ante eventos de calor extremo e inundaciones.
- Si bien la deforestación claramente sigue siendo un problema, la Amazonía también es el sitio de una contaminación tóxica significativa, que incluye mercurio y arsénico de la extracción de oro, y pesticidas, herbicidas y otras biotoxinas de los sistemas agroindustriales que contaminan tanto la tierra como el agua. En las áreas de extracción de minerales, la contaminación extensiva del agua, los productos químicos de procesamiento y las piscinas de almacenamiento siguen sin estar regulados en gran medida, y las áreas de extracción de hidrocarburos son famosas por sus impactos en el aire, el agua y la tierra. Las zonas portuarias urbanas también están cada vez más contaminadas. Si bien en principio existen regulaciones que abordan estos temas, en su mayor parte continúan sin cesar. Se necesita una mejor imposición.
- Uno de los impulsores de la deforestación en la Amazonía andina es el desplazamiento de los productores de coca, que se trasladan para escapar de la imposición de las políticas de 'guerra contra las drogas'. Esto mueve los sistemas de coca más adentro de los bosques y más allá de las fronteras. Esto alimenta la deforestación tanto a través de la producción como del lavado de dinero. La legalización de la marihuana en muchos estados de EE. UU. ayudó a reducir la criminalidad y la invasión ilegal de tierras públicas, al mismo tiempo que proporcionó ingresos imponentes.
- El conocimiento y los intereses de la población local, tanto urbana como rural, nativa y migrante, a menudo son pasados por alto. Pero estos

grupos están generando enfoques alternativos para gestionar y restaurar paisajes, y elaborando nuevos sistemas de comercialización y formas de gobernanza. Estos sistemas pueden servir como modelos para un cambio necesario en el enfoque y las prácticas del desarrollo sostenible en la Amazonía.

## 14.7 Referencias

- Abbots EJ. 2012. In the Absence of Men? Gender, Migration and Domestic Labour in the Southern Ecuadorean Andes. *Journal of Latin American Studies* **44**: 71-96.
- Abers RN. 2016. Conflitos, Mobilizações e Participação Institucionalizada: A Relação Entre a Sociedade Civil e a Construção de Grandes Obras de Infraestrutura. Textos Para Discussão IPEA 2231. Available at: [http://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com\\_content&view=article&id=28679](http://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=28679).
- Abers RN, de Oliveira MS and Pereira AK. 2017. Inclusive Development and the Asymmetric State: Big Projects and Local Communities in the Brazilian Amazon. *The Journal of Development Studies* **53**(6): 857-72.
- Acevedo R and Castro E. 1997. Negros do Trombetas. Belem, UFPA.
- Acker A. 2014. The greatest fire on Earth: How VW and the Brazilian military regime accidentally helped to turn the Amazon into a global political arena. *Revista Brasileira De Historia* **34**(68): 13-33.
- Agostini C. 2002. Entre senzalas e quilombos: "comunidades do mato" em Vassouras do oitocentos. Arqueologia da Sociedade Moderna na América do Sul: cultura material, discursos e práticas. Buenos Aires: Ed. Del Tridente.
- Albuquerque DM. 1999. A invenção do Nordeste. Recife/São Paulo: Fundação Joaquim Nabuco e Editora Cortez.
- Alcantara LCS and Sampaio CAC. 2017. Good Living as a Paradigm of Development: Utopia or Alternative Possible? *Desenvolvimento E Meio Ambiente* **40**: 231-251.
- Alexiades M. 2009. Mobility and Migration in Indigenous Amazonia. New York, Berghahn.
- Alexiades MN and Peluso DM. 2015. Introduction: Indigenous Urbanization in Lowland South America. *The Journal of Latin American and Caribbean Anthropology*.
- Almeida ALO. 1992. The colonization of the Amazon. Austin: University of Texas Press.
- Almeida AW. 2011. Terras Tradicionalmente Ocupadas. Sao Paulo, TESEO.
- Alvarez-Berrios NL, Pares-Ramos IK and Aide TM. 2013. Contrasting Patterns of Urban Expansion in Colombia, Ecuador, Peru, and Bolivia Between 1992 and 2009. *Ambio* **42**: 29-40.
- Alves RJ, Rocha LC, Pontes A, et al. 2015. Estudo socioeconômico de comunidades da área do polo industrial de Barcarena, Pará, Brasil. *Enciclopédia Biosf.* **11**.
- Amnesty International. 2022. Amnesty International Report 2020/21: The state of the world's human rights. Available at: <https://www.amnesty.org/en/documents/pol10/3202/2021/en/>

## Capítulo 14: La Amazonía en movimiento: Políticas cambiantes, estrategias de desarrollo, pueblos, paisajes y medios de subsistencia

- Andersson K and Gibson CC. 2007. Decentralized governance and environmental change: Local institutional moderation of deforestation in Bolivia. *Journal of Policy Analysis and Management* **26**: 99-123.
- Andrade R. 2021. One river and 40+ dams: The China factor in the Amazonian Tapajós waterway. In: *The Political Economy of Hydropower in Southwest China and Beyond*. Springer, 275–293.
- Andreoni M. 2020. Multiplying Amazon river ports open new Brazil-to-China commodities routes. In: *Mongabay Series: Amazon Infrastructure, Amazon Soy Investigations, Global Commodities, Land rights and extractives*. Published on November 19, 2020. Available at: <https://news.mongabay.com/2020/11/multiplying-amazon-river-ports-open-new-brazil-to-china-commodities-routes/>
- Arenas-Mendoza HA. 2019. The Fumigations with Glyphosate in Indigenous Territories in Colombia. *Veredas do Direito* **16**: 11.
- Arima EY, Barreto P, Araujo E and Soares B. 2014. Public policies can reduce tropical deforestation: Lessons and challenges from Brazil. *Land Use Policy* **41**: 465-473.
- Arima EY, Walker RT, Sales M, *et al.* 2008. The fragmentation of space in the Amazon basin: Emergent road networks. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* **74**(6): 699-709.
- Armenteras D, Rodriguez N and Retana J. 2013. Landscape Dynamics in Northwestern Amazonia: An Assessment of Pastures, Fire and Illicit Crops as Drivers of Tropical Deforestation. *Plos One* **8**(1).
- Armenteras D, Rudas G, Rodriguez N, *et al.* 2006. Patterns and causes of deforestation in the Colombian Amazon. *Ecological Indicators* **6**(2): 353-368.
- Arrifano GPF, Martin-Doimeadios RCR, Jimenez-Moreno M, *et al.* 2018. Large-scale projects in the amazon and human exposure to mercury: The case-study of the Tucurui Dam. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **147**: 299-305.
- Arrueta Rodríguez JA. 1994. Campesinado, coca y estado: sindicalismo y movilización de productores de coca en torno al plan trienal de lucha contra el narcotráfico: Cochabamba, 1987-1989. Cusco: Centro de Estudios Regionales Andinos "Bartolomé de Las Casas".
- Ascensão F, Fahrig L, Clevenger AP, *et al.* 2018. Environmental challenges for the Belt and Road Initiative. *Nature Sustainability* **1**: 206–209
- Asner GP, Llactayo W, Tupayachi R and Luna ER. 2013. Elevated rates of gold mining in the Amazon revealed through high-resolution monitoring. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **110**(46): 18454–18459
- Assies W. 2002. From rubber estate to simple commodity production: Agrarian struggles in the northern Bolivian Amazon. *Journal of Peasant Studies* **29**: 83-+.
- Athayde S, Silva-Lugo J, Schmink M, *et al.* 2017. Reconnecting art and science for sustainability: learning from Indigenous knowledge through participatory action-research in the Amazon. *Ecology and Society* **22**(2).
- Atkins E. 2017. Dammed and diversionary: The multi-dimensional framing of Brazil's Belo Monte dam. *Singapore Journal of Tropical Geography* **38**(3): 276-292.
- Austin K. 2010. The "Hamburger Connection" as Ecologically Unequal Exchange: A Cross-National Investigation of Beef Exports and Deforestation in Less-Developed Countries. *Rural Sociology* **75**: 270-299.
- Azevedo AA, Rajão R, Costa MA, *et al.* 2017. Limits of Brazil's Forest Code as a means to end illegal deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **114**(29): 7653-7658
- Azevedo-Ramos C and Moutinho P. 2018. No man's land in the Brazilian Amazon: Could undesignated public forests slow Amazon deforestation? *Land Use Policy* **73**: 125-127.
- Balée WL. 1998. *Advances in historical ecology*. New York, Columbia University Press.
- Balée W and Erickson C. 2006. *Time and complexity in historical ecology: studies in the neotropical lowlands*. Columbia University Press.
- Baletti B. 2014. Saving the Amazon? Sustainable soy and the new extractivism. *Environment and Planning A* **46**: 5–25.
- Ballve T. 2013. Grassroots masquerades: Development, paramilitaries, and land laundering in Colombia. *Geoforum* **50**: 62-75.
- BankTrack and Friends of the Earth. 2012. *China Development Bank's overseas investments: An assessment of environmental and social policies and practices*.
- Baraloto C, Alverga P, Quispe SB, *et al.* 2015. Effects of road infrastructure on forest value across a tri-national Amazonian frontier. *Biological Conservation* **191**: 674-681.
- Baraúna GMQ. 2014. *Atingidos por barragens: Conflitos Socioambientais no Rio Madeira*. Doctoral thesis in social anthropology. Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas, Brazil. 338 pp. <http://tede.ufam.edu.br/handle/tede/4050>
- Barbieri AF and Carr DL. 2005. Gender-specific out-migration, deforestation and urbanization in the Ecuadorian Amazon. *Global and Planetary Change* **47**(2-4): 99-110.
- Barbieri AF, Carr DL and Bilsborrow RE. 2009. Migration Within the Frontier: The Second Generation Colonization in the Ecuadorian Amazon. *Population Research and Policy Review* **28**(3): 291-320.
- Barbira-Scazzocchio F. 1980. *Land, people and planning in contemporary Amazonia*. Cambridge, Cambridgeshire, Centre of Latin American Studies Cambridge University.
- Barbosa JA and Moreira ECP. 2017. Impactos socioambientais da expansão do agronegócio da soja na região de Santarém – PA e a crise dos instrumentos de governança ambiental. *Rev. Jurídica da FA7* **14**: 73–87.
- Barreto P, Pinto A, Brito B and Hayashi S. 2008. *Quem é dono da Amazônia: Uma análise do recadastramento de imóveis rurais*. IMAZON, Belém, Pará, Brazil. 72 pp. Available at: <https://imazon.org.br/publicacoes/quem-e-dono-da-amazonia-uma-analise-do-recadastramento-de-imoveis-rurais-2/>
- Barroso V. 2013. *El territorio como escenario de construcción y de- construcción de la identidad de las productoras y productores de hoja de coca quechuas-aymaras en el polígono 7 del Parque Nacional Isiboro Sécuré (TIPNIS)*. Bolivia. Masters thesis, FLACSO – Ecuador.
- Bebbington A. 1993. Modernization from Below - an Alternative Indigenous Development. *Economic Geography* **69**: 274-292.

## Capítulo 14: La Amazonía en movimiento: Políticas cambiantes, estrategias de desarrollo, pueblos, paisajes y medios de subsistencia

- Bebbington A and Bebbington DH. 2018. Mining, movements and sustainable development: Concepts for a framework. *Sustainable Development* **26**: 441-449.
- Bebbington A and Bury J. 2013. *Subterranean Struggles*. Austin Texas: University of Texas Press.
- Bebbington AJ, Bebbington DH, Sauls LA, *et al.* 2018a. Resource extraction and infrastructure threaten forest cover and community rights. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **115**: 13164-13173.
- Bebbington A, Chicchon A, Cuba N, *et al.* 2020. Opinion: Priorities for governing large-scale infrastructure in the tropics. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **117**(36): 21829-21833.
- Bebbington DH, Verdun R, Gamboa C and Bebbington AJ. 2018b. Impacts of extractive industry and infrastructure on forests. Assessment and Scoping of Extractive Industries and Infrastructure in Relation to Deforestation: Amazonia. Climate and Land Use Alliance.
- Becker BK. 1982. Geopolítica da Amazônia: a nova fronteira de recursos. Rio de Janeiro, Zahar Editores.
- Benatti JH, Santos RA and Pena da Gama AS. 2006. A Grilagem de Terras Públicas na Amazônia Brasileira. Ipam - Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia. Série Estudos 8. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Brasília, DF, Brazil. 108 pp. Available at: [https://www.mma.gov.br/estruturas/225/arquivos/9\\_\\_\\_a\\_grilagem\\_de Terras\\_pbcas\\_na\\_amazonia\\_brasileira\\_225.pdf](https://www.mma.gov.br/estruturas/225/arquivos/9___a_grilagem_de Terras_pbcas_na_amazonia_brasileira_225.pdf)
- Benchimol S. 1998. Eretz Amazônia: Os judeus na Amazônia. Manaus, Editora Valer.
- BenYishay A, Heuser S, Runfola D and Trichler R. 2017. Indigenous land rights and deforestation: Evidence from the Brazilian Amazon. *Journal of Environmental Economics and Management* **86**: 29-47.
- Bergamini Junior S. 2003. Classificação de risco ambiental: O modelo construído no BNDES. *Revista do BNDES* **10**(20): 197-228.
- Betancur-Corredor B, Loaiza-Usuga JC, Denich M and Borgemeister C. 2018. Gold mining as a potential driver of development in Colombia: Challenges and opportunities. *Journal of cleaner production* **199**: 538-553.
- Beyerlein P AND Pereira HDS. 2018. Morphological diversity and identification key for landraces of the Amerindian yam in central Amazon. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* **53**(4): 405-418.
- Bird L and Krauer N. 2017. Case Study: Illicit Gold Mining in Peru. Geneva: Global Initiative against Transnational Organized Crime. Available at: <https://globalinitiative.net/wp-content/uploads/2017/11/tgiatoc-case-study-peru-1878-web-lo-res.pdf>.
- Blanes Jiménez J and Flores Céspedes G. 1983. Campesino, migrante y colonizador : reproducción de la economía familiar en el Chapare tropical. La Paz, Bolivia: Ediciones CERES.
- Block D. 1994. Mission culture on the upper Amazon: native tradition, Jesuit enterprise & secular policy in Moxos, 1660-1880. Lincoln, University of Nebraska Press.
- Borras Jr. SM, Hall R, Scoones I, *et al.* 2011. Towards a better understanding of global land grabbing: an editorial introduction. *The Journal of Peasant Studies* **38**(2): 209-216
- Bottos LC. 2008. Old Colony Mennonites in Argentina and Bolivia Nation Making, Religious Conflict and Imagination of the Future. Introduction. In: Old Colony Mennonites in Argentina and Bolivia: Nation Making, Religious Conflict and Imagination of the Future: 1-16.
- Bourdineaud JP, Durrieu G, Sarrazin SLF, *et al.* 2015. Mercurial exposure of residents of Santarem and Oriximina cities (Para, Brazil) through fish consumption. *Environmental Science and Pollution Research* **22**(16): 12150-12161.
- Bradley AV and Millington AC. 2008. Coca and Colonists: Quantifying and Explaining Forest Clearance under Coca and Anti-Narcotics Policy Regimes. *Ecology and Society* **13**.
- Branca PH, de Almeida DR, Vidal E, *et al.* 2018. Fake legal logging in the Brazilian Amazon. *Science Advances* **4**(8): eaat1192.
- Branford S. 2016. Corruption guided award of huge Amazon dam contracts in Brazil. Mongabay Series: Amazon Infrastructure: 13 January 2016. Available at: <https://news.mongabay.com/2016/01/bndes-corruption-guided-award-of-huge-amazon-dam-contracts-in-brazil/>
- Branford S and Torres M. 2017. The end of a people: Amazon dam destroys sacred Munduruku 'Heaven'. Mongabay, 5 January 2017. Available at: <https://news.mongabay.com/2017/01/the-end-of-a-people-amazon-dam-destroys-sacred-munduruku-heaven/>
- Branford S and Torres M. 2018. China increasingly involved in Brazil's ambitious Amazon rail network. Mongabay, 8 November 2018. Available at: <https://news.mongabay.com/2018/11/china-increasingly-involved-in-brazils-ambitious-amazon-rail-network/>
- Bratman EZ. 2014. Contradictions of green development: Human rights and environmental norms in light of Belo Monte dam activism. *Journal of Latin American Studies* **46**(2): 261-289.
- Bratman EZ. 2019. *Governing the Rainforest: Sustainable Development Politics in the Brazilian Amazon*, Oxford University Press.
- Brazil PR (Presidência da República). 2009. Lei Nº 11.952, de 25 de junho de 2009. [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2007-2010/2009/Lei/L11952.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2009/Lei/L11952.htm)
- Brazil PR (Presidência da República). 2017. Lei Nº 13.465, de 11 de julho de 2017. [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2015-2018/2017/Lei/L13465.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2015-2018/2017/Lei/L13465.htm)
- Brazil. Câmara dos Deputados. 2020. PL. 2633/2020. <https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=2252589>
- Brazil. 1976. II Plano de Desenvolvimento da Amazônia: detalhamento do II plano nacional de desenvolvimento (1975-79). Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia. Belém, Coordenação de Informática Divisão de Documentação.
- Bresser-Pereira LC. 2011. From the National-Bourgeoisie to the Dependency Interpretation of Latin America. *Latin American Perspectives* **38**(3): 40-58.
- Brindis D. 2014. Illegal timber from Brazilian Amazon sold all over the world. Greenpeace, Amsterdam, The Netherlands.

## Capítulo 14: La Amazonía en movimiento: Políticas cambiantes, estrategias de desarrollo, pueblos, paisajes y medios de subsistencia

- Available at: <https://www.greenpeace.org/usa/new-green-peace-investigation-illegal-timber-brazilian-amazon-sold-world-legal-paperwork/>
- Brondizio E. 2008. The Amazonian Caboclo and the Açaí Palm: Forest Farmers in the Global Market. *Adv. Econ. Bot.* **16**: 1–19.
- Brondizio E. 2009. Agriculture Intensification, Economic Identity, and Shared Invisibility in Amazonian Peasantry: Caboclos and Colonists in Comparative Perspective. *Amazon Peasant Societies in a Changing Environment*: 181–214.
- Brondizio ES. 2016. The elephant in the room: Amazonian cities deserve more attention in climate change and sustainability discussions. The Nature of Cities. Available at: <http://www.thenatureofcities.com/2016/02/02/the-elephant-in-the-room-amazonian-cities-deserve-more-attention-in-climate-change-and-sustainability-discussions/>
- Brondizio ES, Andersson K, de Castro F, et al. 2021. Making place-based sustainability initiatives visible in the Brazilian Amazon. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* **49**: 66–78.
- Brondizio ES, Cak A, Caldas MM, et al. 2009. Small Farmers and Deforestation in Amazonia. In: Amazonia and Global Change, eds. Keller M, Bustamante M, Gash J and Dias PS: 117–143.
- Brondizio ES, Siqueira AD and Vogt N. (Eds). 2011. Forest Resources, City Services: Globalization, Household Networks, and Urbanization in the Amazon estuary. The Social Lives of Forest. Chicago, University of Chicago.
- Buckley E. 2017. Technocrats and the Politics of Drought and Development in 20th century Brazil. North Carolina, University of North Carolina.
- Bulte EH, Damania R and Lopez R. 2007. On the gains of committing to inefficiency: Corruption, deforestation and low land productivity in Latin America. *Journal of Environmental Economics and Management* **54**(3): 277–295.
- Bunker S. 1985. Underdeveloping the Amazon. Chicago, University of Chicago Press.
- Burns EB, Skidmore TE and Bernhard V. 1979. Elites, masses, and modernization in Latin America, 1850–1930. Austin, University of Texas Press.
- Butler RA. 2013. Illegal logging remains rampant in Brazil. Mongabay, 23 October 2013. Available at: [http://news.mongabay.com/2013/10/illegal-logging-remains-rampant-in-brazil/\[18/12/2015 13:55:51\]](http://news.mongabay.com/2013/10/illegal-logging-remains-rampant-in-brazil/[18/12/2015 13:55:51])
- Butt EW, Conibear L, Reddington CL, et al. (2020). Large air quality and human health impacts due to Amazon forest and vegetation fires. *Environmental Research Communications* **2**(9): 095001.
- Caballero Espejo J, Messinger M, Román-Dañobeytia F, et al. 2018. Deforestation and forest degradation due to gold mining in the Peruvian Amazon: A 34-year perspective. *Remote Sensing* **10**: 1903.
- Calvi MF, Moran EF, da Silva RFB and Batistella M. 2020. The construction of the Belo Monte dam in the Brazilian Amazon and its consequences on regional rural labor. *Land Use Policy* **90**: 104327.
- Campbell J. 2015a. Conjuring Property: speculation and environmental futures in the Brazilian Amazon. Seattle, Washington: University of Washington Press.
- Campbell JM. 2015b. Indigenous Urbanization in Amazonia: Interpretive Challenges and Opportunities. *The Journal of Latin American and Caribbean Anthropology* **20**(1).
- Campos N, Engel E, Fischer RD and Galetovic A. 2019. Renegotiations and corruption in infrastructure: The Odebrecht case. Available at SSRN 3447631.
- Canessa A. 2014. Conflict, claim and contradiction in the new “indigenous” state of Bolivia. *Critique of Anthropology* **34**(2): 153–173.
- Cardoso FH and Faletto E. 2021. Dependency and development in Latin America, University of California Press.
- Carrero GC and Fearnside PM. 2011. Forest clearing dynamics and the expansion of land holdings in Apuí, a deforestation hotspot on Brazil’s Transamazon Highway. *Ecology and Society* **16**(2). Available at: <http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss2/art26/>
- Carrero GC, Fearnside PM, do Valle DR and de Souza Alves C. 2020. Deforestation Trajectories on a Development Frontier in the Brazilian Amazon: 35 Years of Settlement Colonization, Policy and Economic Shifts, and Land Accumulation. *Environmental Management* **66**(6): 966–984.
- Castro C. 2021. O que é o PL 490 e como ele afeta a vida dos povos Indígenas? O Eco. Available at: <https://www.uol.com.br/eco/ultimas-noticias/2021/07/07/o-que-e-o-pl-490-e-como-ele-afeta-a-vida-dos-povos-indigenas.htm?cmpid=copiaecola>
- Cavalcante IMS. 2011. Acesso e acessibilidade aos serviços de saúde em três quilombos na Amazônia paraense: um olhar antropológico. Dissertação, Universidade Federal do Amazonas.
- Chiavenato JJ. 1993. As meninas do Belo Monte. São Paulo, SP, Scritta Editorial.
- Cintra IHA. 2009. A pesca no reservatório da usina hidrelétrica de Tucuruí, Estado do Pará, Brasil. PhD thesis in fisheries engineering, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Ceará, Brazil. 190 pp. [http://www.pgengpesca.ufc.br/index.php?option=com\\_content&view=article&id=19&Itemid=32](http://www.pgengpesca.ufc.br/index.php?option=com_content&view=article&id=19&Itemid=32)
- Clark CB. 1973. The economics of overexploitation. *Science* **181**: 630–634.
- Clark MR and Kozar JS. 2011. Comparing Sustainable Forest Management Certifications Standards: A Meta-analysis. *Ecology and Society* **16**(1).
- Cleary D. 1990. Anatomy of the Amazon Gold Rush. University of Iowa Press.
- Clement CR, Denevan WM, Heckenberger MJ, et al. 2015. The domestication of Amazonia before European conquest. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* **282**(1812): 32–40.
- Clerici N, Armenteras D, Kareiva P, et al. 2020. Deforestation in Colombian protected areas increased during post-conflict periods. *Scientific Reports* **10**(1).
- Coe MT, Marthews TR, Costa MH, et al. 2013. Deforestation and climate feedbacks threaten the ecological integrity of south-southeastern Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* **368** (1619).

## Capítulo 14: La Amazonía en movimiento: Políticas cambiantes, estrategias de desarrollo, pueblos, paisajes y medios de subsistencia

- Conklin BA and Graham LR. 1995. The shifting middle ground: Amazonian Indians and eco-politics. *Am. Anthropol.* **9**: 695–710.
- Coomes OT and Barham BL. 1994. The Amazon Rubber Boom - Labor Control, Resistance and Failed Plantation Development Revisited. *Hispanic American Historical Review* **74**(2): 231-257.
- Coomes OT, McGuire SJ, Garine E, *et al.* 2015. Farmer seed networks make a limited contribution to agriculture? Four common misconceptions. *Food Policy* **56**: 41-50.
- Coomes OT, Takasaki Y, Abizaid C and Barham BL. 2010. Floodplain fisheries as natural insurance for the rural poor in tropical forest environments: evidence from Amazonia. *Fisheries Management and Ecology* **17**(6): 513-521.
- Corbera E. 2012. Problematizing REDD+ as an experiment in payments for ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability* **4**(6): 612-619.
- Correa J, van der Hoff R and Rajão R. 2019. Amazon Fund 10 years later: lessons from the world's largest REDD+ program. *Forests* **10**(3), 272.
- Cortés-McPherson D. 2019 Expansion of small-scale gold mining in Madre de Dios: 'capital interests' and the emergence of a new elite of entrepreneurs in the Peruvian Amazon. *The Extractive Industries and Society* **6**: 382-389.
- Crosby AW. 2004. Ecological imperialism: the biological expansion of Europe, 900-1900. Cambridge University Press.
- Cruz J and Pereira H. 2017. Redes de Sustentabilidade: Gestão Territorial e Diálogos Interculturais no Rio Negro-AM. *Revista Areté, Revista Amazônica de Ensino de Ciências* **10**: 21.
- Cuesta Zapata S and Trujillo Montalvo P. 1999. La frontera de fronteras : Putumayo : violencia, narcotráfico y guerrilla. Quito, Ecuador, Fundación de Investigaciones Andino Amazónicas: Abya Yala.
- Cuesta Zapata S and Trujillo Montalvo P. 2009. Monitoreo de territorios afectados por cultivos ilícitos. Available at: [https://www.unodc.org/documents/colombia/2019/Agosto/Informe\\_de\\_Monitoreo\\_de\\_Territorios\\_Afectados\\_por\\_Cultivos\\_Illicitos\\_en\\_Colombia\\_2018\\_](https://www.unodc.org/documents/colombia/2019/Agosto/Informe_de_Monitoreo_de_Territorios_Afectados_por_Cultivos_Illicitos_en_Colombia_2018_)
- Cunha E. 1907. Peru versus Bolívia. Rio de Janeiro: J. Olympio.
- da Costa Freitas JM. 2004. A escola geopolítica brasileira: Golbery do Couto e Silva, Carlos de Meira Mattos e Therezinha de Castro. Biblioteca do Exército Editora.
- Dalmarco G, Zawislak PA, Hulsink W and Brambilla F. 2015. How knowledge flows in university-industry relations An overview from two economic sectors in Brazil. *European Business Review* **27**(2): 148-160.
- Dantas C. 2021. Amazônia tem 1º semestre de 2021 com maior área sob alerta de desmatamento em 6 anos. O Globo Amazônia. Available at: <https://g1.globo.com/natureza/amazonia/noticia/2021/07/02/primeiro-semester-de-2021-tem-o-maior-numero-de-alertas-de-desmatamento-na-amazonia-em-6-anos.ghtml>
- Davalos LM, Holmes JS, Rodriguez N and Armenteras D. 2014. Demand for beef is unrelated to pasture expansion in northwestern Amazonia. *Biological Conservation* **170**: 64-73.
- Davenport RB, Vivan JL, May PH, *et al.* 2017. Adaptive Forest Governance in Northwestern Mato Grosso, Brazil: Pilot project outcomes across agrarian reform landscapes. *Environmental Policy and Governance* **27**(5): 453-471.
- de Almeida AWB, Dourado SB, Bertolini C. 2019. A New Social Cartography. In: This Is Not an Atlas: 46-53.
- de Janvry A. 1981. The agrarian question and reformism in Latin America. Johns Hopkins University Press Baltimore.
- de Jong W, Cano W, Zenteno M and Soriano M. 2014. The legally allowable versus the informally practicable in Bolivia's domestic timber market. *Forest Policy and Economics* **48**: 46-54.
- de la Torre O. 2012. The Land is Ours and We Are Free to Do All that We Want: Quilombos And Black Rural Protest in Amazonia, Brazil, 1917–1929. *The Latin Americanist* **56**(4): 33-56.
- de Lima ACB, Almeida O, Pinedo-Vasquez M, *et al.* 2020. Climate hazards in small and medium cities in the Amazon Delta and Estuary: challenges for resilience. *Environment and Urbanization* **32**(1): 195-212.
- de Oliveira JPC and Cohn C. (Eds.). 2014. Belo Monte e a Questão Indígena. Associação Brasileira de Antropologia (ABA), Brasília, DF, Brazil. 337 pp.
- de Sousa Júnior WC, Reid J and Leitão NCS. 2006. Custos e benefícios do Complexo Hidrelétrico Belo Monte: Uma abordagem econômico-ambiental. Conservation Strategy Fund (CSF), Lagoa Santa, Minas Gerais, Brazil. 90 pp. Available at: <https://www.conservation-strategy.org/publication/custos-e-beneficios-do-complexo-hidreletrico-belo-monte-uma-abordagem-economica>
- de Souza DO and Alvala RCD. 2014. Observational evidence of the urban heat island of Manaus City, Brazil. *Meteorological Applications* **21**(2): 186-193.
- de Souza JG, Schaan DP, Robinson M, *et al.* 2018. Pre-Columbian earth-builders settled along the entire southern rim of the Amazon. *Nature communications* **9**(1): 1-10.
- de Waroux YL, Garrett RD, Graesser J, *et al.* 2019. The Restructuring of South American Soy and Beef Production and Trade Under Changing Environmental Regulations. *World Development* **121**: 188-202.
- de Waroux YL, Garrett RD, Heilmayr R and Lambin EF. 2016. Land-use policies and corporate investments in agriculture in the Gran Chaco and Chiquitano. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **113**(15): 4021-4026.
- Denevan WM. 1992. The Pristine Myth - the Landscape of the America in 1492. *Annals of the Association of American Geographers* **82**(3): 369-385.
- Denevan WM. 2003. The native population of Amazonia in 1492 reconsidered. *Revista De Indias* **62**(227): 175-188.
- Diamond S and Poirier C. 2010. Brazil's native peoples and the Belo Monte Dam: A case study. NACLA Report on the Americas **43**(5): 25-29.
- Diringer SE, Berky AJ, Marani M, *et al.* 2019. Deforestation Due to Artisanal and Small-Scale Gold Mining Exacerbates Soil and Mercury Mobilization in Madre de Dios, Peru. *Environmental Science & Technology* **54**(1): 286-296.
- do Nascimento SM. 2017. Violência e Estado de Exceção na Amazônia Brasileira um Estudo sobre a Implantação da Hidrelétrica de Belo Monte no Rio Xingu (PA). Doctoral thesis

## Capítulo 14: La Amazonía en movimiento: Políticas cambiantes, estrategias de desarrollo, pueblos, paisajes y medios de subsistencia

- in sustainable development of the humid tropics, Universidade Federal do Pará, Belém, Pará, Brazil. 291 pp.
- dos Santos Gomes F. 2015. Mocambos e quilombos: uma história do campesinato negro no Brasil, Editora Companhia das Letras.
- Doria CRC, de Souza MP, Lorenzen K and Athayde S. 2021. Stakeholder Perceptions on the Governance of Fisheries Systems Transformed by Hydroelectric Dam Development in the Madeira River, Brazil. *Front. Environ. Sci.*
- Duchelle AE, de Sassi C, Jagger P, et al. 2017. Balancing carrots and sticks in REDD plus: implications for social safeguards. *Ecology and Society* **22**(3).
- Duffy G. 2008. First Coca Find in Brazil Amazon. BBC News. Retrieved May 25, 2014 Available at: <http://news.bbc.co.uk/2/hi/7299964.stm>
- Dussel Peters E, Armony AC and Cui S (coords.). 2018. Building Development for a New Era. China's Infrastructure Projects in Latin America and the Caribbean. Red ALC-China and University of Pittsburgh/Center for International Studies, Pittsburgh and Mexico.
- Eastwood DA and Pollard H. 1985. The development of colonization in lowland Bolivia: objectives and evaluation. *Boletín de Estudios Latinoamericanos y del Caribe* **38**: 61-82.
- EIA. 2019. Condenando el bosque: ilegalidad y falta de gobernanza en la Amazonía colombiana. Available at: [https://content.eia-global.org/posts/documents/000/000/894/original/Condenando\\_el\\_Bosque.pdf?1561565558](https://content.eia-global.org/posts/documents/000/000/894/original/Condenando_el_Bosque.pdf?1561565558)
- Eklbladh D. 2002. "Mr. TVA": grass-roots development, David Lillenthal, and the rise and fall of the Tennessee Valley Authority as a symbol for US Overseas Development, 1933-1973. *Diplomatic History* **26**(3): 335-374.
- Eklbladh D. 2011. The great American mission: Modernization and the construction of an American world order, Princeton University Press.
- Eloy L, Brondizio ES and Pateo R. 2014. New perspectives on mobility, urbanisation, and resource management in Amazônia. *Bolletim of Latin American Research (BLAR)*: 1-16
- Eloy L and Lasmar C. 2011. Urbanization and transformation of Indigenous resource management: the case of upper Rio Negro (Brazil). *Acta Amazonica* **41**(1): 91-101
- Empereire L, Eloy L, da Cunha MC, et al. 2012. Localized production using Geographical Indications in the Amazon: The ecological stakes related to producing the cassava flour of Cruzeiro do Sul. *Cahiers Agricultures* **21**(1): 25-33.
- Ehleringer JR, Casale JF, Lott MJ and Ford VL. 2000. Tracing the geographical origin of cocaine. *Nature* **408**(6810): 311-312.
- Escolhas Institute. 2020. New Amazon Gold Rush. Escolhas. Sao Paulo.
- Escolhas Institute. 2021. Qual o real impacto socioeconomico da exploracao de ouro e diamantes na Amazonia? Sao Paulo, Instituto Escolhas: 14.
- Etter A, McAlpine C and Possingham H. 2008. Historical patterns and drivers of landscape change in Colombia since 1500: A regionalized spatial approach. *Annals of the Association of American Geographers* **98**(1): 2-23.
- Faleiros G and Isensee e Sá M. 2019. Madeira River dams may spell doom for Amazon's marathon catfish: Studies. Mongabay, 25 March 2019. <https://news.mongabay.com/2019/03/brazil-madeira-river-dams-may-spell-doom-for-amazons-marathon-catfish-studies/>
- Fasolo C. 2021. 'Cheque em branco' para a grilagem, PL 2633 segue ao Senado. Instituto Socioambiental. Available at: <https://www.socioambiental.org/pt-br/noticias-socioambientais/cheque-em-branco-para-a-grilagem-pl-2633-segue-ao-senado/>
- Fausto C and Heckenberger M. 2007. Time and memory in Indigenous Amazonia: anthropological perspectives. Gainesville, University Press of Florida.
- Fearnside PM. 1986. Agricultural plans for Brazil's Grande Carajas Program: lost opportunity for sustainable local development? *World Development* **14**(3): 385-409.
- Fearnside PM. 1987. Deforestation and international economic development projects in Brazilian Amazonia. *Conservation Biology* **1**(3): 214-221
- Fearnside PM. 1989. Forest management in Amazonia: The need for new criteria in evaluating development options. *Forest Ecology and Management* **27**(1): 61-79.
- Fearnside PM. 1995. Sustainable development in Amazonia. pp. 207-224. In: Kosinski LA. (ed.) Beyond Eco-92: Global Change, the Discourse, the Progression, the Awareness. International Social Science Council (ISSC), United Nations Educational and Scientific Organization (UNESCO), Paris, France & Editora Universitária Candido Mendes (Educam), Rio de Janeiro, RJ, Brazil. 227 pp.
- Fearnside PM. 1999. Social impacts of Brazil's Tucuruí Dam. *Environmental Management* **24**(4): 483-495
- Fearnside PM. 2001a. Environmental impacts of Brazil's Tucuruí Dam: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Management* **27**(3): 377-396.
- Fearnside PM. 2001b. Land-tenure issues as factors in environmental destruction in Brazilian Amazonia: The case of southern Pará. *World Development* **29**(8): 1361-1372
- Fearnside PM. 2006. Dams in the Amazon: Belo Monte and Brazil's hydroelectric development of the Xingu River basin. *Environmental Management* **38**: 16-27.
- Fearnside PM. 2007. Brazil's Cuiaba-Santarem (BR-163) Highway: The environmental cost of paving a soybean corridor through the Amazon. *Environmental Management* **39**(5): 601-614.
- Fearnside PM. 2008. The roles and movements of actors in the deforestation of Brazilian Amazonia. *Ecology and Society* **13**(1): art. 23.
- Fearnside PM. 2009. Brazil's environmental policies for the Amazon: Lessons from the last 20 years. Conference on "Environmental Policy, Social Movements, and Science for the Brazilian Amazon" University of Chicago.
- Fearnside PM. 2012a. Brazil's Amazon forest in mitigating global warming: Unresolved controversies. *Climate Policy* **12**(1): 70-81.
- Fearnside PM. 2012b. A tomada de decisão sobre grandes estradas amazônicas. pp. 59-75. In: A. Bager (ed.) Ecologia de Estradas: Tendências e Pesquisas. Editora da Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brazil. 313 pp.

## Capítulo 14: La Amazonía en movimiento: Políticas cambiantes, estrategias de desarrollo, pueblos, paisajes y medios de subsistencia

- Fearnside PM. 2014. Impacts of Brazil's Madeira River Dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Science & Policy* **38**: 164-172.
- Fearnside PM. 2015. Highway construction as a force in destruction of the Amazon forest. pp. 414-424 In: van der Ree R, Smith DJ and Grilo C. (eds.) *Handbook of Road Ecology*. John Wiley & Sons Publishers, Oxford, UK. 552 pp.
- Fearnside PM. 2016. Environmental and Social Impacts of Hydroelectric Dams in Brazilian Amazonia: Implications for the Aluminum Industry. *World Development* **77**: 48-65.
- Fearnside PM. 2017a. Planned disinformation: The example of the Belo Monte Dam as a source of greenhouse gases. pp. 125-142. In: Issberner LR and Lena F (eds.) *Brazil in the Anthropocene: Conflicts between Predatory Development and Environmental Policies*. Routledge, Taylor & Francis Group, New York, U.S.A. 368 pp.
- Fearnside PM. 2017b. Brazil's Belo Monte Dam: Lessons of an Amazonian resource struggle. *Die Erde* **148** (2-3): 167-184.
- Fearnside PM. 2020. Environmental justice and Brazil's Amazonian dams. pp. 85-126. In: Robins NA and Fraser B (eds.), *Landscapes of Inequity: The Quest for Environmental Justice in the Andes/Amazon Region*. University of Nebraska Press, Lincoln, NE, USA. 414 pp.
- Fearnside PM and Figueiredo AMR. 2015. China's influence on deforestation in Brazilian Amazonia: A growing force in the state of Mato Grosso. pp. 229-265. In: Ray R, Gallagher K, López A and Sanborn C. (eds.) *China and Sustainable Development in Latin America: The Social and Environmental Dimension*. Anthem Press, New York, USA. 367 pp.
- Fearnside PM, Figueiredo AMR and Bonjour SCM. 2013. Amazonian forest loss and the long reach of China's influence. *Environment Development and Sustainability* **15**(2): 325-338.
- Fearnside P, Laurance WF, Bergen S, *et al.* 2012. The future of Amazonia: models to predict the consequences of future infrastructure in Brazil's multi-annual plans. *Novos Cadernos* **15**: 25-52.
- Fellet J and Pamment C. 2021. Facebook rainforest ads: Inquiry ordered into Amazon land sales. BBC News. Available at: <https://www.bbc.com/news/technology-56272379>
- Fernandez FJ, Alvarez-Vazquez LJ, Garcia-Chan N, *et al.* 2015. Optimal location of green zones in metropolitan areas to control the urban heat island. *Journal of Computational and Applied Mathematics* **289**: 412-425.
- Ferrante L and Fearnside PM. 2020. The Amazon's road to deforestation. *Science* **369**(634-634): 525.
- Ferrante L, Gomes M and Fearnside PM. 2020. Amazonian Indigenous peoples are threatened by Brazil's Highway BR-319. *Land Use Policy* **94**: 104548.
- Ferrante L, Andrade MB and Fearnside PM. 2021. Land grabbing on Brazil's Highway BR-319 as a spearhead for Amazonian deforestation. *Land Use Policy* **108**: 105559.
- Ferreira MR. 2005. A ferrovia do diabo. São Paulo, Melhoramentos.
- Florentino M and Amantino M. 2012a. Fugas, quilombos e fujões nas Américas (séculos XVI-XIX centuries). *Análise Social* **203**: 236-267.
- Florentino M and Amantino M. 2012b. A morphology of 'quilombos' in the Americas, sixteenth-nineteenth centuries. *História Ciências Saude-Manguinhos* **19**: 259-297.
- Fogel B. 2019. Brazil: Corruption as a Mode of Rule: Tracing the roots of corruption in Brazil from Vargas to Bolsonaro reveals a political strategy that has long been woven into the fabric of Brazilian politics. *NACLA Report on the Americas* **51**(2): 153-158.
- Fontana LB and Grugel J. 2016. The Politics of Indigenous Participation Through Free Prior Informed Consent: Reflections from the Bolivian Case. *World Development* **77**: 249-261.
- Foresta RF. 1991. *The Limits of Providence: Amazon Conservation in the Age of Development*. Gainesville, University of Florida Press, Gainesville, 1991.
- Forsberg BR, Melack JM, Dunne T, *et al.* 2017. The potential impact of new Andean dams on Amazon fluvial ecosystems. *PLoS ONE* **1**(8): art. e0182254.
- Foweraker J. 1981. *The Struggle for Land: A Political Economy of the Pioneer Frontier in Brazil 1930 to the Present Day*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Frank AG. 1966. *The development of underdevelopment*. New York.
- Gallagher KP and Yuan F. 2017. Standardizing Sustainable Development: A comparison of development banks in the Americas. *The Journal of Environment & Development* **26**(3): 243-271.
- Garfield S. 2010. The environment of wartime migration: Labor transfers from the Brazilian Northeast to the Amazon during World War II. *Journal of Social History* **43**(4): 989-+.
- Garfield S. 2013. *In Search of the Amazon*. Durham, North Carolina: Duke University Press.
- Garrett RD and Rausch LL. 2016. Green for gold: social and ecological tradeoffs influencing the sustainability of the Brazilian soy industry. *The Journal of Peasant Studies* **43**(2): 461-493.
- Gatti LV, Basso LS, Miller JB, *et al.* 2021. Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. *Nature* **595**: 388-393.
- Gauthier C and Moran EF. 2018. Public policy implementation and basic sanitation issues associated with hydroelectric projects in the Brazilian Amazon: Altamira and the Belo Monte dam. *Geoforum* **97**: 10-21.
- Gerlak AK; Saguier M, Mills-Novoa M, *et al.* 2020. Dams, Chinese investments, and EIAs: A race to the bottom in South America? *Ambio* **49**(1): 156-164.
- Global Initiative Against Transnational Organized Crime. 2016. *El Crimen Organizado y la Minería Ilegal del Oro en América Latina*. GIAT Crime - GIATC, Geneva.
- Godfrey B and Browder J. 1997. *Rainforest Cities: Urbanization, Development and Globalization of the Brazilian Amazon*. New York: Columbia University Press.
- Gomez CJL, Sanchez-Ayala L and Vargas GA. 2015. Armed conflict, land grabs and primitive accumulation in Colombia: micro processes, macro trends and the puzzles in between. *Journal of Peasant Studies* **42**: 255-274.
- Goodman J. 2010. *The devil and Mr. Casement: one man's battle for human rights in South America's heart of darkness*. New York, Farrar, Straus and Giroux.

## Capítulo 14: La Amazonía en movimiento: Políticas cambiantes, estrategias de desarrollo, pueblos, paisajes y medios de subsistencia

- Gootenberg P. 2017. Cocaine Histories and Diverging Drug War Politics in Bolivia, Colombia, and Peru. *A Contracorriente: una revista de estudios latinoamericanos* **15**(1): 1-35.
- Gootenberg P and Campos I. 2015. Toward a new drug history of Latin America: A research frontier at the center of debates. *Hispanic American Historical Review* **95**(1): 1-35.
- Gootenberg P and Dávalos LM. 2018. The Origins of Cocaine: Colonization and Failed Development in the Amazon Andes, Routledge.
- Grajales J. 2011. The rifle and the title: paramilitary violence, land grab and land control in Colombia. *Journal of Peasant Studies* **38**: 771-792.
- Grajales J. 2015. Land grabbing, legal contention and institutional change in Colombia. *Journal of Peasant Studies* **42**: 541-560.
- Gregory G and Coomes OT. 2019. Protected areas fund rural household dispersal to urban areas in riverine Amazonia. *Human Ecology* **47**(2): 291-301
- Greenpeace. 2003. State of Conflict: An Investigation into the Landgrabbers, Loggers and Lawless Frontiers in Pará State, Amazon. Amsterdam, The Netherlands: Greenpeace International. 53 pp. Available at: <http://www.greenpeace.org/international/press/reports/state-of-conflict>
- Guedes GR, Brondizio ES, Barbieri AF, et al. 2012. Poverty and Inequality in the Rural Brazilian Amazon: A Multidimensional Approach. *Human Ecology* **40**(1): 41-57.
- Guerra RMN. 2002. É possível atingir a sustentabilidade nos assentamentos de reforma agrária na Amazônia Legal? O caso do PDS São Salvador no estado do Acre. Master's Thesis, Universidade de Brasília, Brasília.
- Guidry JA, Kennedy MD and Zald MN. 2000. Globalizations and social movements: culture, power, and the transnational public sphere. Ann Arbor: University of Michigan Press.
- Guilhon N. 1987. Confederados em Santarem: Saga Americana na Amazônia. Rio de Janeiro, Presença.
- Hagopian F and Mainwaring SP. 2005. The third wave of democratization in Latin America: advances and setbacks, Cambridge University Press.
- Hall AL. 2000. Amazonia at the crossroads: the challenge of sustainable development. London, Institute of Latin American Studies.
- Harris M and Nugent S. 2004. Some other Amazonians: perspectives on modern Amazonia. London, Institute for the Study of the Americas.
- Hawthorne W. 2010. From Africa to Brazil: Culture, identity, and an Atlantic slave trade, 1600–1830. Cambridge University Press.
- Hecht SB. 1993. The Logic of Livestock and Deforestation in Amazonia. *Bioscience* **43**(10): 687-695.
- Hecht SB. 2007. Factories, forests, fields and family: Gender and neoliberalism in extractive reserves. *Journal of Agrarian Change* **7**(3): 316-347.
- Hecht S. 2009. The New Rurality: Forest Recovery, Peasantries and the Paradoxes of Landscape. *Land Use Policy*.
- Hecht SB. 2012. From eco-catastrophe to zero deforestation? Interdisciplinary, politics, environmentalisms and reduced clearing in Amazonia. *Environmental Conservation* **39**(1): 4-19.
- Hecht S. 2013. The Scramble for the Amazon and the Lost Paradise of Euclides da Cunha. Chicago, University of Chicago Press.
- Hecht S. 2014a. The Social Lives of Forests: Successions and Forest Transitions: Theorizing Forest Resurgence. In: Social Lives of Forests. Hecht SB, Padoch C and Morrison K. Chicago, University of Chicago Press.
- Hecht S. 2014b. Trends in Migration, Urbanization and Remittances, and Their Effects on Tropical Forests. Bogor, Indonesia, International Forestry Center (CIFOR): 55.
- Hecht SB and Cockburn A. 1989. The fate of the forest: developers, destroyers, and defenders of the Amazon. London; New York, NY: Verso.
- Hecht SB and Cockburn A. 2011. The fate of the forest: developers, destroyers, and defenders of the Amazon. Revised 5th edition. University of Chicago, Chicago, Illinois.
- Hecht SB, Kandel S, Gomes I, et al. 2006. Globalization, Forest Resurgence, and Environmental Politics in El Salvador. *World Development* **34**: 308-323
- Hecht S, Morrison K and Padoch C. 2014. From fragmentation to forest resurgence: paradigms, representations and practices. In: The Social Lives of Forests. Hecht S, Morrison K and Padoch C. (Eds) Chicago, University of Chicago: 1-10.
- Hecht S, Yang AL, Sijapati B, et al. 2015. People in Motion, Forests in Transition: trends in Migration urbanization and remittances and their effects on tropical forest. Bogor, CIFOR.
- Hecht S and Rajão R. 2020. From “Green Hell” to “Amazonia Legal”: Land use models and the re-imagination of the rainforest as a new development frontier. *Land Use Policy* **92**.
- Heckenberger MJ. 2009. Lost Cities of the Amazon. *Scientific American* **301**(4): 64-71.
- Heckenberger MJ, Russell JC, Toney JR and Schmidt MJ. 2007. The legacy of cultural landscapes in the Brazilian Amazon: implications for biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* **362**(1478): 197-208.
- Herrera Celemin. 1975. Proyecto Radargrametrico del amazonas, sus metas y su proyeccion en la economia nacional. *Boletín de La Sociedad Geográfica de Colombia* **29**(107). Available at: [https://www.sogeocol.edu.co/documentos/pro\\_radarm.pdf](https://www.sogeocol.edu.co/documentos/pro_radarm.pdf)
- Hilson G and Laing T. 2017. Gold mining, indigenous land claims and conflict in Guyana's hinterland. *Journal of Rural Studies* **50**: 172-187.
- Hite AB. 2004. Natural resource growth poles and frontier urbanization in Latin America. *Studies in Comparative International Development* **39**(3): 50-75.
- Hochstetler K. 2014. The Brazilian national development bank goes international: innovations and limitations of BNDES' Internationalization. *Global Policy* **5**(3): 360-365
- Hochstetler K and Keck M. 2007. Greening Brazil: Environmental Activism in State and Society. Durham: Duke University Press.
- Howard J, Trotz MA, Thomas K, et al. 2011. Total mercury loadings in sediment from gold mining and conservation areas in Guyana. *Environmental Monitoring and Assessment* **179**(1-4): 555-573.
- HRW. 2019. Human Rights Watch. World Report 2019. Events of 2018.



## Capítulo 14: La Amazonía en movimiento: Políticas cambiantes, estrategias de desarrollo, pueblos, paisajes y medios de subsistencia

- Ibáñez AM and Moya A. 2010. Vulnerability of Victims of Civil Conflicts: Empirical Evidence for the Displaced Population in Colombia. *World Development* **38**(4): 647-663.
- Ibáñez AM and Velez CE. 2008. Civil Conflict and Forced Migration: The Micro Determinants and Welfare Losses of Displacement in Colombia. *World Development* **36**(4): 659-676.
- IBGE. 2018. Population Census. Fertility and Migration. IBGE.
- IHU. 2012. Movimentos sociais repudiam Medida Provisória que diminui áreas protegidas na Amazônia. IHU Notícias. Available at: <http://www.ihu.unisinos.br/noticias/510033-movimentos-sociais-e-organizacoes-da-sociedade-civil-lancam-carta-de-repudio-a-medida-provisoria-que-diminui-areas-protegidas-na-amazonia>.
- IMAZON. 2017. Amazon Institute of People and the Environment. Activities Report 2017.
- Intrator J. 2011. From Squatter to Settler: Applying the Lessons of Nineteenth Century US Public Land Policy to Twenty-first Century Land Struggles in Brazil. *Ecology Law Quarterly* **38**(1): 179-232.
- Ioris AA. 2017. Places of agribusiness: displacement, replacement, and misplacement in Mato Grosso, Brazil. *Geographical Review* **107**(3): 452-475.
- Irga PJ, Burchett MD and Torpy FR. 2015. Does urban forestry have a quantitative effect on ambient air quality in an urban environment? *Atmospheric Environment* **120**: 173-181.
- Jaichand V and Sampaio AA. 2013. Dam and Be Damned: The Adverse Impacts of Belo Monte on Indigenous Peoples in Brazil. *Human Rights Quarterly* **35**(2): 408-447.
- Jepson W. 2006a. Private agricultural colonization on a Brazilian frontier, 1970-1980. *Journal of Historical Geography* **32**: 839-863.
- Jepson W. 2006b. Producing a modern agricultural frontier: Firms and cooperatives in Eastern Mato Grosso, Brazil. *Economic Geography* **82**(3): 289-316.
- Jerez FAG, Müller J and Olavarria M. 2015. Between Two Past: Dictatorships and the Politics of Memory in Bolivia. *Latin American Perspectives* **42**(3): 120-39.
- Johnson EL, Saunders JA, Mischke S, et al. 2003. Identification of Erythroxylum taxa by AFLP DNA analysis. *Phytochemistry* **64**(1): 187-197.
- Kanai JM. 2014. Capital of the Amazon Rainforest: Constructing a Global City-region for Entrepreneurial Manaus. *Urban Studies* **51**(11): 2387-2405.
- Killeen TJ. 2007. A Perfect Storm in the Amazon Wilderness: Development and Conservation in the Context of the Initiative for the Integration of the Regional Infrastructure of South America (IIRSA). Arlington, Conservation International.
- Kingstone PR and Power TJ. 2000. Democratic Brazil: actors, institutions, and processes. Pittsburgh, PA, University of Pittsburgh Press.
- Klein H and Luna F. 2016. Brazil 1964-1985: The military regimes of Latin America in the Cold War. New Haven, Yale University Press.
- Klein HS and Luna FV. 2018. Feeding the world: Brazil's transformation into a modern agricultural economy. Cambridge University Press.
- Klinger J. 2018. Safeguarding Sustainable Development: BNDES, Fundo Amazonia, and Sustainable Development in the Northwestern Brazilian Amazon. GEGI Background Paper 004. Boston: Global Development Policy Center/Boston University.
- Kohlhepp G. 2001. Amazonia 2000: An evaluation of three decades of regional planning and development programmes in the Brazilian Amazon region. *Amazoniana-Limnologia Et Oecologia Regionalis Systemae Fluminis Amazonas* **16**(3-4): 363-395.
- Kolen J, de Smet E and de Theije M. 2018. We are all Garimpeiros: Settlement and Movement in Communities of the Tapajós Small-Scale Gold Mining Reserve. *The Journal of Latin American and Caribbean Anthropology* **23**(1): 169-188.
- La Torre López L and Huertas B. 1999. All we want is to live in peace: lessons learned from oil operations in indigenous territories of the Peruvian Amazon. Lima Amsterdam, "Racimos de Ungurahui" Working Group; Netherlands Committee for IUCN.
- Lagunes PF and Svejnar J. 2020. Corruption and the Lava Jato Scandal in Latin America, Routledge.
- Lambin EF, Gibbs HK, Heilmayr R, et al. 2018. The role of supply-chain initiatives in reducing deforestation. *Nature Climate Change* **8**: 109-116.
- Latrubesse EM, Arima EY, Dunne T, et al. 2017. Damming the rivers of the Amazon basin. *Nature* **546**: 363-369
- Laurance WF, Camargo JLC, Fearnside PM, et al. 2018. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. *Biological Reviews* **93**: 223-247.
- Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos HL, et al. 2002. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology* **16**: 605-618.
- Lavalle B. 1999. Frontiers, colonization and Indian manpower in Andean Amazonia (16th-20th centuries): The construction of Amazon socioeconomic space in Ecuador, Peru and Bolivia (1792-1948). *Caravelle-Cahiers du Monde Hispanique et Luso-Bresilien* **73**: 315-316.
- Leal A, de Sá MER, Nascimento NSF and de Sousa Cardoso W. 2012. Produção mineral no estado do Pará e reflexos na (re) produção da miséria: Barcarena, Marabá e Parauapebas. *Rev. Políticas Públicas* **16**: 157-167.
- Leino T and Lodenius M. 1995. Human hair mercury levels in Tucuruí area, State of Pará, Brazil. *The Science of the Total Environment* **175**: 119-125
- León AC, Araújo I, Rezende G and Sobrinho FLA. 2015. Planejamento regional no Brasil: a experiência da SUDAM. Observatorium: *Revista Eletrônica de Geografia* **7**(18).
- Levis C, Flores BM, Moreira PA, et al. 2018. How people domesticated Amazonian forests. *Frontiers in Ecology and Evolution* **5**: 171.
- Lewis JA. 2008. The power of knowledge: information transfer and acai intensification in the peri-urban interface of Belem, Brazil. *Agroforestry Systems* **74**(3): 293-302.
- Little P. 2014. Mega Development Projects in Amazonia. A geopolitical and socio-environmental primer. Lima: DAR.
- Livesley SJ, McPherson GM and Calfapietra C. 2016. The Urban Forest and Ecosystem Services: Impacts on Urban Water, Heat, and Pollution Cycles at the Tree, Street, and City Scale. *Journal of Environmental Quality* **45**(1): 119-124.
- Lovejoy TE and Nobre C. 2018. Amazon tipping point. *Science Advances* **4**: art. eaat2340.

## Capítulo 14: La Amazonía en movimiento: Políticas cambiantes, estrategias de desarrollo, pueblos, paisajes y medios de subsistencia

- Luciak IA. 2001. After the Revolution: gender and democracy in El Salvador, Nicaragua, and Guatemala. Baltimore, Johns Hopkins University Press.
- MacLaughlin C. 1973. African Slavery and economic development in Amazonia 1700-1800. Slavery and Race Relations in Latin America. R. Brent. Westport, Greenwood Press.
- Madaleno I. 2000. Urban agriculture in Belem, Brazil. *Cities* **17**(1): 73-77.
- Maezumi SY, Alves D, Robinson M, *et al.* 2018. The legacy of 4,500 years of polyculture agroforestry in the eastern Amazon. *Nature plants* **4**(8): 540.
- Magalhães SB and da Cunha MC. (Eds.). 2017. A Expulsão de Ribeirinhos em Belo Monte: Relatório da SBPC. Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC), São Paulo, SP, Brazil. 448 pp, <http://portal.sbpcnet.org.br/livro/belo-monte.pdf>
- Mahanty S, Suich H and Tacconi L. 2013. Access and benefits in payments for environmental services and implications for REDD+: lessons from seven PES schemes. *Land Use Policy* **31**: 38-47.
- Maheu-Giroux M, Casapia M, Soto-Calle VE, *et al.* 2010. Risk of malaria transmission from fish ponds in the Peruvian Amazon. *Acta Tropica* **115**(1-2): 112-118.
- Maia AG and Buainain AM. 2015. O novo mapa da população rural brasileira. Confins. *Revista franco-brasileira de geografia* **25**.
- Maisonave F and de Almeida L. 2020. Esperança de regularização faz com que grileiros transformem castanhas em pasto no AM. Folha de São Paulo, 26 July 2020. <http://temas.folha.uol.com.br/amazonia-sob-bolsonaro/da-castanha-ao-pasto/esperanca-de-regularizacao-faz-com-que-grileiros-transformem-castanhas-em-pasto-no-am.shtml>
- Mansur AV, Brondizio ES, Roy S, *et al.* 2016. An Assessment of Urban Vulnerability in the Amazon Delta and Estuary: A multi-Criterion Index of Flood Exposure, Socio-Economic Conditions and Infrastructure. *Sustainability Sciences*: 1-16
- Mansur AV, Brondizio ES, Roy S, *et al.* 2018. Adapting to urban challenges in the Amazon: flood risk and infrastructure deficiencies in Belém, Brazil. *Regional Environmental Change* **18**(5): 1411-1426.
- Manzi M and Coomes OT. 2009. Managing Amazonian palms for community use: A case of aguaje palm (*Mauritia flexuosa*) in Peru. *Forest Ecology and Management* **257**(2): 510-517.
- Massey DS, Fischer MJ and Capoferro C. 2006. International migration and gender in Latin America: A comparative analysis. *International Migration* **44**(5): 63-91.
- May RH. 2015. Dorothy Stang: monkeys cry and the poor die, earth stewardship as liberation ecology. Earth Stewardship, Springer: 407-418.
- McAfee K. 2012. The Contradictory Logic of Global Ecosystem Services Markets. *Development and Change* **43**: 105-131.
- McKay BM. 2017. Agrarian extractivism in Bolivia. *World Development* **97**: 199-211.
- McKay B and Colque G. 2016. Bolivia's soy complex: the development of 'productive exclusion'. *The Journal of Peasant Studies* **43**(2): 583-610.
- McMahon RJ, Ekbladh D, Rotter A, *et al.* 2017. Foreign Policy at the Periphery: The Shifting Margins of US International Relations Since World War II, University Press of Kentucky.
- McNeish JA. 2013. Extraction, protest and indigeneity in Bolivia: the TIPNIS effect. *Latin American and Caribbean ethnic studies* **8**(2): 221-242.
- Menton M and Cronkleton P. 2019. Migration and forests in the Peruvian Amazon. Bogor City: Center for International Forestry Research (CIFOR): 25.
- Meyfroidt P, Börner J, Garrett R, *et al.* 2020. Focus on leakage and spillovers: informing land-use governance in a tele-coupled world. *Environmental Research Letters* **15**(9): 090202.
- Miller BA and Reidinger RB. 1998. Comprehensive River Basin Development: The Tennessee Valley Authority, World Bank Publications.
- Miranda Neto JQ. 2015. Mobilidade de Trabalho e Reestruturação Urbana em Cidades Médias: UHE Belo Monte e as transformacoes na cidade de Altamira Para. III Simposio Internacional Cidades Medias, Rio de Janeiro.
- Molano AA. 2019. Selva Adentro: Una Historia Oral de la Colonización del Guaviare. Ancora Editores Ltda, Banco de la Republica, Colombia
- Monex. 2021. MONEX Live Gold Spot Prices. Available at: <https://www.monex.com/gold-prices>, Accessed on August 31, 2021.
- Mønsted M. 1974. Francois Perroux's Theory of "Growth Pole" and "Development" Pole: A Critique. *Antipode* **6**(2): 106-113.
- Morales S and Morales O. 2019. From bribes to international corruption: the Odebrecht case. Emerald Emerging Markets Case Studies.
- Moreno G. 1999. O processo histórico de acesso à terra em Mato Grosso. *Geosul* **14**(27): 67-90.
- Murphy LL. 2001. Colonist farm income, off-farm work, cattle, and differentiation in Ecuador's northern Amazon. *Human Organization* **60**(1): 67-79.
- Nasuti S, Eloy L, Raimbert C and Tourneau FM. 2015. Can Rural-Urban Household Mobility Indicate Differences in Resource Management within Amazonian Communities? *Bulletin of Latin American Research* **34**(1): 35-52.
- Neeleman G, Neeleman R and Davis W. 2013. Tracks in the Amazon: The day-to-day life of the workers on the Madeira-Mamoré Railroad, University of Utah Press.
- Negret PJ, Sontter L, Watson JEM, *et al.* 2019. Emerging evidence that armed conflict and coca cultivation influence deforestation patterns. *Biological Conservation* **239**.
- Neo Mondo. 2018. Governo usa força nacional para manter ilegalidades na construção de hidrelétricas no rio Teles Pires. Neo Mondo, 22 March 2018. <http://www.neo-mundo.org.br/2018/03/22/governo-usa-forca-nacional-para-manter-ilegalidades-na-construcao-de-hidreletricas-no-rio-teles-pires/>
- Nepstad D, Schwartzman S, Bamberger B, *et al.* 2006. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conserv. Biol.* **20**: 65-73.
- Nobre P, Malagutti M, Urbano DF, *et al.* 2009. Amazon Deforestation and Climate Change in a Coupled Model Simulation. *Journal of Climate* **22**(21): 5686-5697.
- Nogueira EM, Yanai AM, de Vasconcelos SS, *et al.* 2018. Brazil's Amazonian protected areas as a bulwark against regional climate change. *Regional Environmental Change* **18**(2): 573-579.

## Capítulo 14: La Amazonía en movimiento: Políticas cambiantes, estrategias de desarrollo, pueblos, paisajes y medios de subsistencia

- Odinetz-Collart O. 1987. La pêche crevette de *Macrobrachium amazonicum* (Palaemonidae) dans le Bas-Tocantins, après la fermeture du barrage de Tucuruí (Brésil). *Revue d'Hydrobiologie Tropical* **20**(2): 131-144.
- Oliveira GLT. 2013. Land Regularization in Brazil and the Global Land Grab. *Development and Change* **44**(2): 261-283.
- Oliveira GL. 2021. The refraction of Chinese capital in Amazonian entrepôts, and the infrastructure of a global sacrifice zone. In: *China in South America Post-2020*. Amar P, Rofel L, Fernandez C, et al. (eds.).
- Oliveira G and Hecht S. 2016. Sacred Groves, Sacrifice Zones and Soy Production: Globalization, Intensification and Neo-Nature in South America. *The Journal of Peasant Studies* **43**(2): 251-85
- Oliveira GDL and Myers M. 2021. The tenuous co-production of China's Belt and Road Initiative in Brazil and Latin America. *Journal of Contemporary China*: 1-19.
- Orta A. 2015. Earth Politics: Religion, Decolonization, and Bolivia's Indigenous Intellectuals. *Americas* **72**(3): 490-492.
- Osorio AL. 1992. The Colonization of the Amazon. Austin, Texas: University of Texas Press.
- Pacheco P. 2009. Agrarian Reform in the Brazilian Amazon: Its Implications for Land Distribution and Deforestation. *World Development* **37**(8): 1337-1347.
- Padoch C, Brondizio ES, Costa S, et al. 2008. Urban Forest and Rural Cities: Multi-sited Households, Consumption Patterns, and Forest Resources in Amazonia. *Ecology and Society* **13**(2).
- Padoch C and Pinedo-Vasquez M. 2010. Saving slash-and-burn to save biodiversity. *Biotropica* **42**: 550-552.
- Padoch C, Pinedo-Vasquez M, Steward A, et al. 2014. Urban Residence, Rural Employment and the Future of Amazonian Forests. In: *The Social Lives of Forests*. Pp. 322-335. B. H. S, Morrison K, Padoch C. Chicago, University of Chicago Press.
- Padua MTJ and Quintao ATB. 1982. Parks and biological reserves in the Brazilian Amazon. *Ambio*: 309-314.
- Paerregaard K. 2015. The resilience of migrant money: how gender, generation and class shape family remittances in Peruvian migration. *Global Networks-a Journal of Transnational Affairs* **15**(4): 503-518.
- Parry L, Day B, Amaral S and Peres C. 2010. Drivers of Rural Exodus from Amazonian Headwaters. *Population and Environment* **32**(2): 137-176.
- Parssinen M, Schaan D and Ranzi A. 2009. Pre-Columbian geometric earthworks in the upper Purus: a complex society in western Amazonia. *Antiquity* **83**(322): 1084-1095.
- Pellegrini L, Arsel M, Orta-Martínez M and Mena CF. 2020. International Investment Agreements, Human Rights, and Environmental Justice: The Texaco/Chevron Case from the Ecuadorian Amazon. *Journal of International Economic Law* **23**(2): 455-468.
- Perrault-Archambault M and Coomes OT. 2008. Distribution of agrobiodiversity in home gardens along the Corrientes River, Peruvian Amazon. *Economic Botany* **62**(2): 109-126.
- Perroux F. 1955. Note sur la notion de Pole de Croissance. *Economie Appliquée* **8**: 307-320.
- Peluso NL. 2012. What's Nature Got To Do With It? A Situated Historical Perspective on Socio-natural Commodities. *Development and Change* **43**(1): 79-104.
- Peluso NL. 2017. Plantations and mines: resource frontiers and the politics of the smallholder slot. *Journal of Peasant Studies* **44**(4): 954-989.
- Peluso DM and Alexiades MN (2005). Indigenous urbanization and Amazonia's post-traditional environmental economy. *Traditional dwellings and settlements review*: 7-16.
- Pereira AK and Gomide A. 2019. Os Desafios Da Gestão de Projetos de Infraestrutura No Brasil Contemporâneo: Ambiente Institucional e Novos Instrumentos de Políticas Públicas. *Cadernos Adenaur, Infraestrutura e Desenvolvimento no Brasil* **20**(2): 9-29.
- Pereira HS, Vinhote MLA, Zingra AFC and Takeda WM. 2015. A multifuncionalidade da agricultura Familiar no Amazonas: Desafios para a inovação sustentável. *Terceira Margem: Amazônia* **1**: 59-74.
- Perz SG, Leite F, Simmons C, et al. 2010. Intra-regional Migration, Direct Action Land Reform, and New Land Settlements in the Brazilian Amazon. *Bulletin of Latin American Research* **29**(4): 459-476.
- Pinedo-Vasquez M, Barletti Pasquale J, del Castillo Torres D and Coffey K. 2002. A tradition of change: The dynamic relationship between biodiversity and society in sector Muyuy, Peru. *Environmental Science & Policy* **5**: 43-53.
- Pinedo-Vasquez M and Padoch C. 2009. Urban and rural and in-between: Multi-sited households, mobility and resource management in the Amazon floodplain. *Mobility And Migration In Indigenous Amazonia: Contemporary Ethnoecological Perspectives*. Alexiades M. Oxford and New York, Berghahn.
- Pinedo-Vasquez M, Zarin DJ, Coffey K, et al. 2001. Post-boom logging in Amazonia. *Human Ecology* **29**(2): 219-239.
- Pinsky VC, Kruglianskas I and Victor DG. 2019. Experimentalist governance in climate finance: the case of REDD+ in Brazil. *Climate Policy* **19**(6): 725-738.
- Pinto-Ledezma JN and Mamani MLR. 2014. Temporal patterns of deforestation and fragmentation in lowland Bolivia: implications for climate change. *Climatic Change* **127**(1): 43-54.
- Piperno D and Pearsall D. 1998. The origins of Agriculture in the Lowland Tropics. New York, Academic Press.
- Plowman T. 1981. Amazonian coca. *Journal of Ethnopharmacology* **3**(2-3): 195-225.
- Plowman T. 1984. The Ethnobotany of Coca (*Erythroxylum* spp., Erythroxylaceae). *Advances in Economic Botany 1, Ethnobotany in the Neotropics*, pp. 62-111.
- Praeli YS. 2019. Madre de Dios: Seven Brazil nut concessions investigated for illegal timber extraction. Mongabay. Published on 20 Feb 2019. Available at: <https://news.mongabay.com/2019/02/madre-de-diosseven-brazil-nut-concessions-investigated-f>
- PRODES. 2020. Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite. INPE. Available at: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>
- Rajão R, Soares-Filho B, Nunes F, et al. 2020. The rotten apples of Brazil's agribusiness. *Science* **369**(6501): 246-248
- Randell H. 2017. Forced Migration and Changing Livelihoods in the Brazilian Amazon. *Rural Sociology* **82**(3): 548-573.

## Capítulo 14: La Amazonía en movimiento: Políticas cambiantes, estrategias de desarrollo, pueblos, paisajes y medios de subsistencia

- Ray R, Gallagher KP and Sanborn CA. 2019. (Eds.) Development Banks and Sustainability in the Andean Amazon. Routledge.
- Redo D, Millington AC and Hindery D. 2011. Deforestation dynamics and policy changes in Bolivia's post-neoliberal era. *Land Use Policy* **28**(1): 227-241.
- Rendon M, Sandin L and Fernandez C. 2020. Illegal Mining in Venezuela: Death and Devastation in the Amazonas and Orinoco Regions. Available at: <https://www.csis.org/analysis/illegal-mining-venezuela-death-and-devastation-amazonas-and-orino>. Accessed on: July 3, 2020.
- Reydon BP, Fernandes VB and Telles TS. 2020. Land governance as a precondition for decreasing deforestation in the Brazilian Amazon. *Land use policy* **94**: 104313.
- Richards P, Pellegrina H, VanWey L and Spera S. 2015. Soybean development: The impact of a decade of agricultural change on urban and economic growth in Mato Grosso, Brazil. *PLoS One* **10**(4): e0122510.
- Richards P and VanWey L. 2015. Where Deforestation Leads to Urbanization: How Resource Extraction Is Leading to Urban Growth in the Brazilian Amazon. *Annals of the Association of American Geographers* **105**(4): 806-823.
- Rivasplata Cabrera F, Marcos-Ibáñez MT, Wiegering C, et al. 2015. Inversión de empresas brasileiras en América Latina: Camargo Correa, Odebrecht y OAS. AAS, CDES, CEDLA, DAR, IBASE, Bogotá, Colombia.
- Rivera NR and Campos JD. 2008. Territory and new ruralities. A theoretical review on the transformation of the country-city relationships. *Eure-Revista Latinoamericana De Estudios Urbano Regionales* **34**(102): 77-95.
- Roberts JT. 1995. Trickle down and scrambling up: The informal sector, food provisioning and local benefits of the Carajás mining "Growth Pole" in the Brazilian Amazon. *World Development* **23**(3): 385-400.
- Rodrigues LFS. 2019. Mineração ilegal Bolívar (Venezuela) e Madre de Dios (Peru): novo paradigma de segurança ambiental na América do Sul. UFRGS Digital Repository.
- Rodrigues RA and Fearnside PM. 2014. Índios Waimiri-Atroari impactados por tutela privada na Amazônia Central. *Novos Cadernos NAEA* **17**(1): 47-73
- Roller HF. 2010. Colonial collecting expeditions and the pursuit of opportunities in the Amazonian Sertão, c. 1750-1800. *The Americas* **66**(4): 435-467.
- Roller HF. 2014. Amazon Routes: Indigenous Mobility and Colonial Communities. Palo Alto, Stanford University Press.
- Rospigliosi R, Blondet C and Lloréns JA. 2004. El consumo tradicional de la hoja de coca en el Perú. Lima: Instituto de Estudios Peruanos.
- Rostain S. 2009. Between the Orinoco and the Amazon: ceramic age in the Guianas. *Anthropologies of Guayana*. Whitehead N and Aleman S. Tucson, Arizona, University of Arizona: 36-54.
- Rostow WW. 1971. The stages of economic growth; a non-communist manifesto. Cambridge Eng., University Press.
- Rudel TK. 2007. Changing Agents of Deforestation: From State-Initiated to Enterprise Driven Processes, 1970-2000. *Land Use Policy* **24**(1): 35-41.
- Salles V. 1971. O negro no Pará sob o regime da escravidão. Rio de Janeiro, Fundação Getulio Vargas.
- Salles V. 2005. O negro no Pará sob o regime da escravidão. Rio de Janeiro, Fundação Getulio Vargas.
- Sales Y. 2017. A cidade mais violenta do país: em 15 anos, taxa de homicídios em Altamira aumentou 6 vezes. Ponte, 26 June 2017. <https://ponte.org/altamira-a-mais-violenta/>
- Sanchez-Ribas J, Parra-Henao G, and Guimarães AE. 2012. Impact of dams and irrigation schemes in Anopheline (Diptera: Culicidae) bionomics and malaria epidemiology. *Rev. Inst. Med. Trop. S. Paulo* **54**(4).
- Sánchez-Cuervo A and Aide TM. 2013. Consequences of the Armed Conflict, Forced Human Displacement, and Land Abandonment on Forest Cover Change in Colombia: A Multi-scaled Analysis. *Ecosystems* **16**(6): 1052-1070.
- Santos RE, Pinto-Coelho RM, Drummond MA, et al. 2020. Damming Amazon Rivers: Environmental impacts of hydroelectric dams on Brazil's Madeira River according to local fishers' perception. *Ambio* **49**(10).
- Santos SBM, Britto RC and Castro ER. (Eds.). 1996. Energia na Amazônia. Belém, Pará, Brasil: Museu Paraense Emílio Goeldi, Universidade Federal do Pará, & Associação de Universidades Amazônicas. 966 pp.
- Santos-Granero F and Barclay F. 1998. Selva central: history, economy and land use in Peruvian Amazonia. Washington; London, Smithsonian Institution Press.
- Santos-Granero F and Barclay F. 2000. Tamed frontiers: economy, society, and civil rights in upper Amazonia. Boulder, CO, Westview Press.
- Salerno T. 2017. Cargill's corporate growth in times of crises: how agrocommodity traders are increasing profits in the midst of volatility. *Agriculture and Human Values* **34**(1): 211-222.
- Salisbury DS and Fagan C. 2011. Coca and conservation: cultivation, eradication, and trafficking in the Amazon borderlands. *Geojournal* **11**.
- Schmink M. 1982. Land Conflicts in Amazonia. *American Ethnologist* **9**: 341-357. Schmink, M., & Wood, C. H. (Eds.). (1991). *Frontier Expansion in Amazonia*.
- Schmink M and García M. 2015. Under the canopy: Gender and forests in Amazonia. Occasional Paper 121. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Schmink M and Wood CH. 1992. Contested frontiers in Amazonia. New York: Columbia University Press.
- Schmink M, Hoelle J, Gomes CVA and Thaler GM. 2017. From contested to 'green' frontiers in the Amazon? A long-term analysis of São Félix do Xingu, Brazil. *The Journal of Peasant Studies* **46**(2).
- Scott JC. 1998. Seeing Like a State. New Haven: Yale University Press.
- Sears RR, Cronkleton P, Villanueva FP, et al. 2018. Farm-forestry in the Peruvian Amazon and the feasibility of its regulation through forest policy reform. *Forest Policy and Economics* **87**: 49-58.
- Sears RR, Padoch C and Pinedo-Vasquez M. 2007. Amazon forestry transformed: Integrating knowledge for smallholder timber management in eastern Brazil. *Human Ecology* **35**(6): 697-707.
- Seguridad, Justicia y Paz. 2021. Metodología del ranking 2020 de las 50 ciudades más violentas del mundo. Available at:

## Capítulo 14: La Amazonía en movimiento: Políticas cambiantes, estrategias de desarrollo, pueblos, paisajes y medios de subsistencia

- <http://www.seguridadjusticiaypaz.org.mx/sala-de-prensa/1597-metodologi-a-del-ranking-2020-de-las-50-ciudades-ma-s-violentas-del-mundo>
- Serrano Moreno, JE, Telias D and Urdinez F. 2020. Deconstructing the Belt and Road Initiative in Latin America. *Asian Education and Development Studies*.
- Silva ANR, Azevedo Filho MAN, Sorratini JA, *et al.* 2015. A comparative evaluation of mobility conditions in selected cities of the five Brazilian regions. *Transport policy* **37**: 147-156.
- Silva CHL, Celentano D, Rousseau GX, *et al.* 2020. Amazon forest on the edge of collapse in the Maranhao State, Brazil. *Land Use Policy* **97**.
- Silva DO, Guerrero AFH, Guerrero CH and Toledo LM. 2008. The causality of nutrition and food insecurity of quilombola communities with the construction of the BR-163, highway, Pará, Brazil. *Rev. Nutr.* **21**: 83s-87s.
- Silva JMC, Prasad S and Diniz-Filho JAF. 2017. The impact of deforestation, urbanization, public investments, and agriculture on human welfare in the Brazilian Amazonia. *Land Use Policy* **65**: 135-142.
- Silva Junior CHL, Pessôa ACM, Carvalho NS, *et al.* 2021. The Brazilian Amazon deforestation rate in 2020 is the greatest of the decade. *Nature Ecology & Evolution* **5**(2): 144-145.
- Silva GdC. 1957. Aspectos geopolíticos do Brasil. Rio de Janeiro: Biblioteca do Exército.
- Silva GdC. 1967. Geopolítica do Brasil. Rio de Janeiro: J. Olympio.
- Silva GdC. 2003. Geopolítica e poder. Rio de Janeiro: UniverCidade.
- Silva H. 2009. Socio-Ecology of Health and Disease: The Effects of Invisibility on the Caboclo Populations of The Amazon. *Amazon Peasant Societies in a Changing Environment*: 307-333.
- Silveira LB and Wiggers R. 2013. Protegendo a floresta, reconfigurando espaços na Amazônia: o caso do Projeto de Assentamento Extrativista Santa Maria Auxiliadora, Humaitá (AM). *Rev. Adm. Pública* **47**(3)
- Simão BP and Athayde S. 2016. Resiliência socioecológica em comunidades deslocadas por hidrelétricas na Amazônia: o caso de Nova Mutum Paraná, Rondônia. *Sustentabilidade em Debate* **7**(2): 104-117
- Simmons CS, Famolare L, Macedo MN, *et al.* 2018. Science in support of Amazonian conservation in the 21st century: the case of Brazil. *Biotropica* **50**: 850-858.
- Simmons C, Walker R, Perz S, *et al.* 2010. Doing it for Themselves: Direct Action Land Reform in the Brazilian Amazon. *World Development* **38**(3): 429-444.
- Skidmore TE. 1986. Politics in Brazil, 1930-1964: an experiment in democracy. New York, Oxford University Press.
- Soares-Filho B and Rajão. 2018. Traditional conservation strategies still the best option. *Nature Sustainability* **1**: 608-610.
- Sobreiro T. 2014. Urban-Rural Livelihoods, Fishing Conflicts and Indigenous Movements in the Middle Rio Negro Region of the Brazilian Amazon. *Bulletin of Latin American Research*.
- Sousa Júnior W and Reid J. 2010. Uncertainties in Amazon hydropower development: Risk scenarios and environmental issues around the Belo Monte dam. *Water Alternatives* **3**(2): 249-268.
- LADB Staff. 2007. Brazilian Rancher Sentenced to 30 Years for Murder of US Nun Dorothy Stang. Latin America Digital Beat.
- Studart R. 2000. Financial opening and deregulation in Brazil in the 1990s Moving towards a new pattern of development financing? *The Quarterly Review of Economics and Finance* **40**(1): 25-44.
- Sudério MO. 2020. Experiências em planejamento regional no estado do Amazonas: entre a SPVEA e a SUDAM/SUFRAMA (1953-1985). PhD Dissertation. Universidade de Brasília, Brasília.
- Svampa M. 2019. Neo Extractivism in Latin America. New York, Cambridge University Press.
- Tacoli C and Mabala R. 2010. Exploring mobility and migration in the context of rural-urban linkages: why gender and generation matter. *Environment and Urbanization* **22**(2): 389-395.
- Tadei WP, Scarpassa VM and Rodrigues IB. 1991. Evolução das populações de Anopheles e de Mansonia, na área de influência da Usina Hidrelétrica de Tucuní (Pará). *Ciência e Cultura* **43**(7, Suplemento): 639-640.
- Taussig M. 1984. Culture of Terror - Space of Death - Casement, Roger Putumayo Report and the Explanation of Torture. *Comparative Studies in Society and History* **26**(3): 467-497.
- Thaler GM, Viana C, and Toni F. 2019. From frontier governance to governance frontier: The political geography of Brazil's Amazon transition. *World Development* **114**: 59-72.
- Torras M. 2019. Welfare, inequality, and resource depletion: A reassessment of Brazilian economic growth, Routledge.
- Torres J. 1996. Agricultural modernization and resource deterioration in Latin America. *Environmental Impacts of Macroeconomic and Sectoral Policies*: 257 - 287.
- Torres M and Branford S. 2018. Amazon Besieged: By dams, soya, agribusiness and land-grabbing. Practical Action Publishing.
- Tritsch I and FM Le Tourneau. 2016. Population densities and deforestation in the Brazilian Amazon: New insights on the current human settlement patterns. *Applied Geography, Elsevier* **76**: 163 - 172.
- UEA AW. 2010. Terras e territórios na Amazônia: demandas, desafios e perspectivas. Universidade de Brasília.
- Ulmer GL. 2021. Precarity, migration and extractive labour in the Peruvian Amazon. Handbook of Culture and Migration, Edward Elgar Publishing.
- UNODC. 2005. Coca cultivation in the Andean region. A survey of Bolivia, Colombia and Peru. Available at: <http://www.unodc.org/unodc/en/crop-monitoring/index.html>
- UNODC (UN Office of Drug Control). 2015. Annual Report. Geneva
- Uriarte M, Pinedo-Vasquez M, DeFries RS, *et al.* 2012. Depopulation of rural landscapes exacerbates fire activity in the western Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **109**(52): 21546-21550.
- Urteaga-Crovetto P. 2012. The broker state and the 'inevitability' of progress: The Camisea project and Indigenous peoples in Peru. In: The Politics of Resource Extraction: 103-128. Palgrave Macmillan, London.
- Vadjunec J and Schmink M (eds). 2012. Amazonian Geographies: Emerging Identities and Landscapes. London and

## Capítulo 14: La Amazonía en movimiento: Políticas cambiantes, estrategias de desarrollo, pueblos, paisajes y medios de subsistencia

- New York: Routledge. Also published as a special Issue of Journal of Cultural Geography.
- Vadjunec V, Schmink M and Gomes CV. 2011. Rubber tapper citizens: Emerging places, policies, and shifting identities in Acre, Brazil. *Journal of Cultural Geography* **28**(1): 73-98.
- Valverde O and Dias CV. 1967. A Rodovia Belem-Brasilia Estudo de Geografia Regional. Fundação IBGE.
- Van der Hoff R, Rajão R and Leroy P. 2018. Clashing interpretations of REDD+ "results" in the Amazon Fund. *Climatic Change* **150**: 433-445.
- Van Dijk P. 2008. Troublesome construction: The rationale and risks of IIRSA. *Revista Europea de Estudios Latinoamericanos y del Caribe*: 101-120
- VanWey LK and Richards PD. 2014. Eco-certification and greening the Brazilian soy and corn supply chains. *Environmental Research Letters* **9**(3).
- Verner D. 2013. Poverty in the Brazilian Amazon. Washington DC, World Bank.
- Vilela T, Malky Harbb A, Brunera A, *et al.* 2020. A better Amazon road network for people and the environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **117**: 7095-7102.
- Villas-Bôas A, Garzón BR, Reis C, *et al.* 2015. Dossiê Belo Monte: Não há condições para a licença de operação. Brasília, DF, Brasil: Instituto Socioambiental (ISA). Available at: <http://t.co/zjnVPhPecW>
- Visser O, Clapp J and Isakson SR. 2015. Introduction to a Symposium on Global Finance and the Agri-food Sector: Risk and Regulation. *Journal of Agrarian Change* **15**(4), 541-548.
- Vogt ND, Pinedo-Vasquez M, Brondizio ES, *et al.* 2015. Forest Transitions in Mosaic Landscapes: Smallholder's Flexibility in Land-Resource Use Decisions and Livelihood Strategies From World War II to the Present in the Amazon Estuary. *Society & Natural Resources* **28**(10): 1043-1058.
- Vogt N, Pinedo-Vasquez M, Brondizio ES, *et al.* 2016. Local ecological knowledge and incremental adaptation to changing flood patterns in the Amazon delta. *Sustainability Science* **11**(4): 611-623.
- Walker R, Arima CSE, Miyoshi YG, *et al.* 2019. Avoiding Amazonian Catastrophes: Prospects for Conservation in the 21st Century. *One Earth* **1**(2): 202-215.
- Watling J, Iriarte J, Mayle FE, *et al.* 2017. Impact of pre-Columbian "geoglyph" builders on Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **114**(8): 1868-1873.
- Webb J, Coomes OT, Ross N and Mergler D. 2016. Mercury concentrations in urine of amerindian populations near oil fields in the peruvian and ecuadorian amazon. *Environmental Research* **151**: 344-350.
- Weißförmel S. 2020. Towards a conceptual understanding of dispossession-Belo Monte and the precarization of the riverine people. *Novos Cadernos NAEA* **23**(1).
- Weinhold D, Killick E and Reis EJ. 2013. Soybeans, Poverty and Inequality in the Brazilian Amazon. *World Development* **52**: 132-143.
- Weinstein BS. 1983. The Amazon rubber boom, 1850-1920. Stanford, Calif., Stanford University Press.
- Weisser SC. 2001. Investigation of the history of mercury contamination in the Balbina Reservoir, Amazon, Brazil. Masters thesis in environmental toxicology, Universität Konstanz, Konstanz, Germany, 66 pp.
- Well J. 1980. Coca and tropical colonization in Bolivia: The adaptiveness of a cash crop. *Central Issues in Anthropology* **2**(1): 15-25.
- West TAP, Börner B, Sills EO, and Kontoleon A. 2020. Overstated carbon emission reductions from voluntary REDD+ projects in the Brazilian Amazon. *PNAS* **117**(39): 24188-24194
- West TA and Fearnside PM. 2021. Brazil's conservation reform and the reduction of deforestation in Amazonia. *Land use policy* **100**: 105072.
- Wesz Jr VJ. 2016. Strategies and hybrid dynamics of soy transnational companies in the Southern Cone. *Journal of Peasant Studies* **43**(2): 286-31.
- Whitehead NL. 1990. The Mazaruni pectoral: a golden artefact discovered in Guyana and the historical sources concerning native metallurgy in the Caribbean, Orinoco and Northern Amazonia. *Journal of Archaeology and Anthropology* **7**: 19-38.
- Whitehead NL. 1994. The ancient Amerindian polities of the Amazon, the Orinoco, and the Atlantic coast: a preliminary analysis of their passage from antiquity to extinction. Amazonian Indians from prehistory to the present: *Anthropological perspectives*: 33-53.
- Whitten Jr NE, Whitten DS and Chango A. 1997. Return of the Yumbo: The Indigenous caminata from Amazonia to Andean Quito. *American Ethnologist*: 355-391.
- Wilson J, Bayón M and Diez H. 2015. Manta-Manaus: Interoceanic fantasies and the real of planetary urbanization. CENEDET Working Papers# 4.
- WinklerPrins AM. 2002. House-lot gardens in Santarém, Pará, Brazil: Linking rural with urban. *Urban Ecosystems* **6**(1-2): 43-65.
- WinklerPrins AM and de Souza PS. 2005. Surviving the city: urban home gardens and the economy of affection in the Brazilian Amazon. *Journal of Latin American Geography* **4**(1): 107-126.
- Wójcik D, Knight E, O'Neill P and Pažitka V. 2018. Economic geography of investment banking since 2008: The geography of shrinkage and shift. *Economic Geography* **94**(4): 376-399.
- Yanai AM, Fearnside PM, Lima de Alencastro Graca PM and Nogueira EM. 2012. Avoided deforestation in Brazilian Amazonia: Simulating the effect of the Juma Sustainable Development Reserve. *Forest Ecology and Management* **282**: 78-91.
- Yanai AM, Graça PMLA, Escada MIS, *et al.* 2020. Deforestation dynamics in Brazil's Amazonian settlements: Effects of land-tenure concentration. *Journal of Environmental Management* **268**: art. 110555.
- Yanai AM, Nogueira EM, de Alencastro Graça PML. *et al.* 2017. Deforestation and Carbon Stock Loss in Brazil's Amazonian Settlements. *Environmental Management* **59**: 393-409.
- Zhou A. (Ed). 2011. As Tensões Do Lugar: Hidrelétricas, Sujeitos e Licenciamento Ambiental. Belo Horizonte: Editora UFMG.
- Zibechi R. 2015. Interconexión sin integración: 15 años de IIRSA. El Comercio 15.

## Capítulo 14: La Amazonía en movimiento: Políticas cambiantes, estrategias de desarrollo, pueblos, paisajes y medios de subsistencia

Zimmerer KS. 2006. *Globalization and new geographies of conservation*. Chicago, University of Chicago Press.

Zimmerer KS. 2014. Conserving agrobiodiversity amid global change, migration, and nontraditional livelihood networks:

the dynamic uses of cultural landscape knowledge. *Ecology and Society* **19**(2).

## **Capítulo 15**

### **Sistemas de subsistencia y agronegocios complejos, diversos y cambiantes en la Amazonía**



Avião aplica agrotóxico na plantação de soja localizada em Feliz Natal (Foto: Alberto César Araújo / Amazônia Real)



**ÍNDICE**

**MENSAJES CLAVE..... 15.3**

**RESUMEN..... 15.4**

**15.1. INTRODUCCIÓN: ESTRUCTURAS PRODUCTIVAS COMPLEJAS, DIVERSAS Y CAMBIANTES..... 15.5**

**15.2. LOS PRODUCTORES FAMILIARES Y DE AGRONEGIOS EN LAS DINÁMICAS DE DESARROLLO RURAL DE LA AMAZONÍA..... 15.7**

15.2.1 AGROFORESTERÍA Y PESCA FAMILIAR ..... 15.7

    15.2.2.1 *Pescadores, Pesca y Pescados* ..... 15.11

    15.2.2.2 *Pequeños Propietarios Inmigrantes* ..... 15.11

    15.2.2.3 *Agroforestería de Pequeños Productores en Crecimiento* ..... 15.12

    15.2.2.4 *Incentivos Económicos y Políticos*..... 15.12

15.2.2 SISTEMAS DE CULTIVOS ANUALES FAMILIARES EN LA AMAZONÍA ..... 15.12

15.2.3 EMPRESAS FAMILIARES ENFOCADAS EN LA GANADERÍA ..... 15.16

15.2.4 EMPRESAS GANADERAS ASALARIADAS ..... 15.18

15.2.5 PRODUCCIÓN AGRÍCOLA BASADA EN SALARIOS ..... 15.21

15.2.6 PLANTACIONES BASADAS DE SALARIOS: CAUCHO, ACEITE DE PALMA Y OTRAS MERCANCÍAS GLOBALES ..... 15.24

**15.3. ANÁLISIS DE LAS DINÁMICAS SECTORIALES Y SUS IMPLICACIONES ..... 15.29**

15.3.1 APROPIACIÓN A GRAN ESCALA DE RECURSOS PÚBLICOS..... 15.30

15.3.2 INTENSIFICACIÓN Y DEFORESTACIÓN ..... 15.31

15.3.3 EMISIONES Y SUMIDEROS DE CARBONO Y DEGRADACIÓN DE LA TIERRA ..... 15.32

15.3.4 PRODUCCIÓN COMERCIAL PREDATORIA Y POLÍTICAS ASIMÉTRICAS ..... 15.34

15.3.5 VOLATILIDAD DEL INGRESO NETO PRODUCTIVO FAMILIAR Y VULNERABILIDAD ..... 15.35

**15.4. PREGUNTAS CLAVE Y PROPUESTAS PARA MEJORAR LOS SISTEMAS PRODUCTIVOS FAMILIARES ..... 15.37**

15.4.1 ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO Y A LA URBANIZACIÓN ..... 15.37

15.4.2 DESARROLLO DE LAS PESQUERÍAS ..... 15.38

15.4.3 INTEGRACIÓN DEL CONOCIMIENTO LOCAL Y CIENTÍFICO ..... 15.42

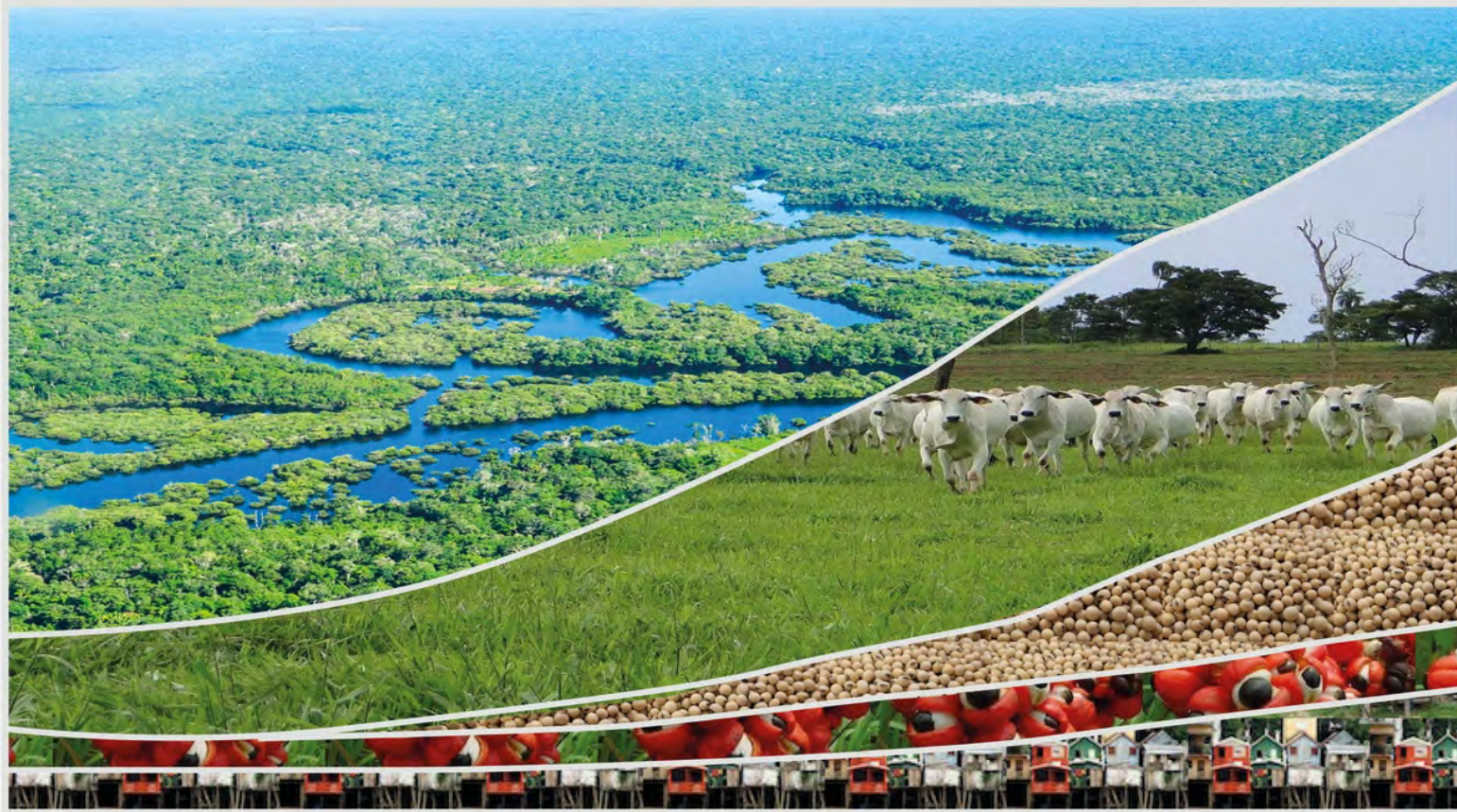
**15.5. CONCLUSIONES ..... 15.43**

**15.6. RECOMENDACIONES..... 15.43**

**15.7. REFERENCIAS ..... 15.44**

**15.8. ANEXO ..... 15.53**

## Resumen Gráfico



**Figura 15.A** Uno de los desafíos más apremiantes que enfrentan los países amazónicos es encontrar caminos hacia una agricultura y un uso de recursos más sostenibles a partir de las prácticas actualmente insostenibles.

# Sistemas de medios de vida y agronegocios complejos, diversos y cambiantes en la Amazonía

Francisco de Assis Costa<sup>a\*</sup>, Marianne Schmink<sup>b\*</sup>, Susanna Hecht<sup>c\*</sup>, Eduardo D. Assad<sup>d</sup>, Denise Humphreys Bebbington<sup>e</sup>, Eduardo S. Brondizio<sup>f</sup>, Philip M. Fearnside<sup>g</sup>, Rachael Garrett<sup>h</sup>, Sebastian Heilpern<sup>i</sup>, David McGrath<sup>j</sup>, Gustavo Oliveira<sup>k</sup>, Henrique dos Santos Pereira<sup>l</sup>

## Mensajes Clave

- Los sistemas de producción de alimentos y materia prima para el autoconsumo y el mercado (cultivos, ganadería, agroforestería, pesca, silvicultura y plantaciones de árboles) son complejos y varían en sus escalas, autores y prioridades entre los países amazónicos. Los diferentes actores involucrados en la pequeña, mediana y gran escala de producción agrícola, interactúan de múltiples maneras que facilitan o limitan la provisión de servicios ecosistémicos y ambientales. Las múltiples formas de producción de los pequeños, medianos y grandes productores fueron y siguen siendo influenciados por los cambios estructurales en la economía y los mercados, políticas variables, contextos políticos, urbanización acelerada y cambio climático.
- Este capítulo enfoca en la trayectoria de los sistemas de producción en la región amazónica brasileña durante las últimas dos décadas. Durante estas dos décadas, los procesos de uso de tierras reflejan trayectorias divergentes, donde las políticas agrarias enfocan en la promoción de la producción a gran escala. Los productores a gran escala y la agroindustria, especialmente la ganadería, el cultivo de soya y las plantaciones de palma aceitera, se han beneficiado de políticas favorables de tenencia de la tierra, acceso sostenido a créditos y asistencia técnica e infraestructura logística. Al mismo tiempo la política agraria produjo una gran reducción en el número de pequeños productores dedicados a la agricultura. La continuidad de las políticas, el apoyo institucional y los mercados de productos básicos favorables para las estructuras de producción comercial a mayor escala han reforzado las desigualdades regionales en el acceso a los recursos, al tiempo que fomentan la deforestación y desencadenan impactos ambientales lo que socava los servicios ambientales y las posibilidades de un desarrollo más resiliente, equitativo y sostenible.
- Una característica destacada del cambio de uso de la tierra en la Amazonía ha sido la transferencia, tanto legal como ilegal, de tierras públicas al control y uso privados, facilitada por el apoyo institucional para la investigación centrada en cultivos agroindustriales, por líneas de crédito de apoyo y por el desarrollo de infraestructura. Los pueblos Indígenas y las comunidades locales (IPLC) continúan

---

<sup>a</sup> Centre for Advanced Amazonian Studies and Postgraduate Program in Economics of the Federal University of Pará, Belém, Pará, Brazil, francisco\_de\_assis\_costa@yahoo.com.br

<sup>b</sup> Center for Latin American Studies, University of Florida, Gainesville, Florida, USA, schmink@latam.ufl.edu

<sup>c</sup> Luskin School of Public Policy University of California Los Angeles, USA, and Graduate Institute for Development Studies, Geneva, Switzerland

<sup>d</sup> Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), São Paulo, São Paulo, Brazil

<sup>e</sup> Department of International Development, Community and Environment, Clark University, Worcester, Massachusetts, USA

<sup>f</sup> Department of Anthropology, Indiana University Bloomington, Indiana, USA

<sup>g</sup> Department of Environmental Dynamics, National Institute for Research in Amazonia (INPA), Manaus, Amazonas, Brazil

<sup>h</sup> Environmental Policy Lab, ETH Zurich University, Zurich, Switzerland

<sup>i</sup> Cornell University, Ithaca, New York, USA

<sup>j</sup> Center for Advanced Amazon Studies of the Federal University of Pará, Brazil, and Graduate Program on Society, Nature and Development, Federal University of the West of Pará, Santarém, Pará, Brazil

<sup>k</sup> Global and International Studies, University of California, Irvine, California, USA

<sup>l</sup> Agricultural Ecology, Federal University of Amazonas (UFAM), Manaus, Amazonas, Brazil

lidiando con políticas estatales erráticas, apoyo institucional limitado, altos costos para acceder a los mercados, incertidumbres económicas y, cada vez más, amenazas a los derechos sobre la tierra y el cambio climático. Las economías clandestinas en expansión de múltiples tipos amenazan las áreas protegidas y estimulan la degradación de los bosques, especialmente los IPLC, cuyas tierras pueden no estar adecuadamente demarcadas, legalmente reconocidas y protegidas por el gobierno.

- Las crecientes tensiones por la tierra y el estancamiento de los ingresos están afectando la economía de muchas familias de las áreas rurales y en algunos casos esta provocado una emigración significativa a las ciudades donde sobreviven de una economía informal. Son pocas las regiones donde la agricultura y agroforestería, así como la pesca artesanal siguen siendo el sustento de pequeños y medianos productores. Estas familias Amazónicas, están prosperando mediante la adaptación de sus sistemas de producción, manejo y conservación de recursos a las oportunidades y desafíos asociados a los cambios en los mercados y al clima. Los conocimientos, experiencias y estrategias adaptativas de las familias son recursos que pueden ayudar a los países Amazónicos conciliar la producción de alimentos y el uso de tierras y recursos más sostenibles y diversificadas.

### Resumen

Encontrar caminos hacia una agricultura y un uso de los recursos más sostenibles sigue siendo el desafío más apremiante para los países amazónicos. Este capítulo se enfoca en caracterizar los cambios recientes en la estructura y los tipos de sistemas de producción agraria, incluyendo la pesca en la Amazonia Brasileña. El capítulo identifica respuestas locales para enfrentar tanto los desafíos como las oportunidades para promover economías de producción y extracción más sostenibles en la región Amazónica. Si bien la agricultura regional y las economías de recursos se basan en una rica diversidad de productores, conocimientos y sistemas de producción, la expansión de las empresas agroindustriales llegó a dominar la distribución de subsidios, el apoyo institucional y la infraestructura logística. Estas tendencias están asociadas con la pérdida y degradación de los bosques, la contaminación de las vías fluviales, las presiones y/o el desplazamiento de las comunidades Indígenas y no-Indígenas de las áreas rurales a los centros urbanos. La expansión de la agricultura a gran escala, las migraciones rurales y el crecimiento urbano contribuyen en el aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero, todo lo cual socava una variedad de servicios ecosistémicos. Los impactos de los cambios socioeconómicos e hidroclimáticos sobre los medios de vida, los ambientes y la biodiversidad son muy diversos y complejos en cada uno de los países amazónicos y dentro de ellos. En este capítulo mostramos un estudio de caso cuantitativo detallado que se enfoca en los cambios en los sistemas de cultivos agrícolas, ganadería, agroforestería y plantaciones de forestales en la Amazonía brasileña. El capítulo utiliza datos comparables del censo agrario de 1995, 2006 y 2017. El análisis cuantitativo se complementa con discusiones cualitativas y empíricamente fundamentadas que brindan información sobre los cambios y los impactos de las diferentes actividades, cómo se interrelacionan y cómo difieren. La sección final brinda recomendaciones para promover sistemas de gestión y producción de pequeños agricultores adaptables, rentables y más sostenibles que reduzcan la deforestación y apoyen a las comunidades y economías locales, en el contexto de una creciente urbanización y el cambio climático.

*Palabras clave: Trayectorias productivas, medios de vida, agricultura, ganadería, agroforestería, pesca, manejo forestal, tala, especulación de tierras, deforestación, cambio climático*

### 15.1. Introducción: Estructuras productivas complejas, diversas y cambiantes

Encontrar caminos para la transición de la agricultura y el uso de recursos insostenibles a prácticas más sostenibles es uno de los desafíos más apremiantes que enfrentan actualmente los países amazónicos. Este capítulo enfoca en los rápidos cambios recientes en la estructura y los sistemas de producción en la región amazónica. También explora las implicaciones de estos cambios en el medio ambiente y los medios de vida de las familias y destaca las respuestas locales para enfrentar los desafíos y oportunidades que conlleva a una producción y un uso de los recursos naturales más ambientalmente sostenibles en la Amazonía.

La discusión en este capítulo está muy inclinada hacia la realidad brasileña, que revela la rápida expansión de los agronegocios en las últimas décadas. Favorecido por políticas de crecimiento y exportación a corto plazo, el valor bruto de la producción agropecuaria y extractiva (VBP) de los 556 municipios que componen el bioma amazónico brasileño experimentó un crecimiento de USD 5,1 mil millones en 1995 a USD 20.2 mil millones en 2017, expandiéndose durante las dos décadas casi cuatro veces.<sup>m</sup> Este crecimiento se debió en gran medida a la rápida expansión de las estructuras y sistemas de producción de agronegocios, que pasaron del 48% del VBP total en 1995 al 80% en 2017. En contraste, el sector de la pequeña producción familiar colapsó del 52% a solo el 20% en el mismo período de tiempo.

Si bien muchas de estas tendencias principales se mantienen a través de las fronteras nacionales, el capítulo también señala distinciones específicas en otros países amazónicos. En los territorios de los diferentes países que comparten la Amazonía, las economías agroindustriales se han ido expandiendo rápidamente en las últimas décadas, lo que se refleja en el aumento de la superficie del sistema

soya-maíz, la ganadería y las plantaciones de palma aceitera. Este crecimiento dinámico, con impactos importantes en las tierras públicas, ha sido favorecido por las políticas de crecimiento a corto plazo discutidas en los Capítulos 14 y 17.

El estudio de caso en la Amazonía brasileña se enfoca en los cambios entre los sistemas y escalas de producción agrícola, ganadería, agroforestería y plantaciones forestales, usando datos de los censos agrario de 1995, 2006 y 2017. Demuestra el crecimiento dinámico de la agroindustria, que también implicó la apropiación a gran escala de alrededor de 13 millones de hectáreas de tierras públicas. Las tierras de propiedad de grandes propietarios se expandieron de 86 millones en 1995 a 99 millones en el 2017. Las grandes propiedades se transformaron en pastizales y áreas agrícolas en proporciones crecientes: en 1995, 37 millones de ha (43,0% del total de tierras en propiedad); y en el 2017, 57,8 millones de ha (58,5%). Este cambio estructural en el uso de la tierra resultó en la deforestación de 20,8 millones de hectáreas entre 1995 y 2017. El proceso también resultó en reducciones críticas en la demanda laboral (de 2,3 millones de trabajadores en 1995, el número de trabajadores disminuyó a 1,7 millones en 2017) y una emigración masiva de personas del empleo agrario a trabajos en infraestructura, industrias extractivas y pueblos y ciudades Amazónicas (Tabla del Anexo 15.2 a, b).

El análisis cuantitativo de estos cambios en la Amazonía brasileña se complementa con discusiones empíricas cualitativas que brindan una visión más profunda de los cambios e impactos de las diferentes actividades, sistemas y estructuras de producción en los otros países amazónicos. Los hallazgos son la base para las propuestas, en la sección final del capítulo, para documentar, probar y promover sistemas de gestión y producción adaptativos, rentables y más sostenibles en el contexto

---

<sup>m</sup> Todos los valores en USD fueron corregidos a precios de 2019, el año más reciente con los índices necesarios, y convertidos a USD a la tasa de cambio del 31-12-2019: BRL 4,0307/USD.

de la urbanización y el cambio climático.<sup>n</sup> El capítulo finaliza con una serie de recomendaciones y sugerencias para la transición hacia una producción y un uso de recursos más sostenible que les pueda facilitar a los países amazónicos el logro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS, ver el Capítulo 26).

### 15.1.1. Sistemas y trayectorias de producción en la Amazonía brasileña

El Instituto Brasileño de Geografía y Estadística (IBGE) publicó versiones de los Censos Agropecuarios de 1995, 2006 y 2017 que incluían conjuntos separados de información sobre "agricultura familiar" y "tenencia de tierras agrícolas no familiares". La agricultura familiar en Brasil ha sido definida (Ley 11326/2006) por cuatro criterios seguidos por el IBGE: 1) tamaño de la propiedad: una superficie máxima de tierra definida regionalmente; 2) dependencia de mano de obra mayoritariamente familiar; 3) ingresos predominantemente provenientes de la actividad agropecuaria; y 4) operado por la familia. Estos criterios describen la lógica particular de las empresas familiares que incluyen diversas actividades de medios de vida (agricultura, silvicultura, pesca, acuicultura y empleo no agrícola tanto rural como urbano) para satisfacer sus necesidades sociales, económicas y ambientales. Por definición, las "tierras agrícolas no familiares" son propiedades que no se ajustan a estos criterios. Estas propiedades no-familiares son fincas medianas y grandes que en algunos casos son administradas por empresas que se dedican a la agroindustrias y emplean mano de obra asalariada.

Nos referimos a estos dos tipos de establecimientos como "pequeños propietarios" o "familiares", en contraste con "agroindustria" o "asalariados".

Como se acaba de explicar, el uso del término "familiar" se refiere al predominio de la *mano de obra* involucrada, no necesariamente a *la propiedad*, ya que muchas empresas agroindustriales y ganaderas a gran escala en la Amazonía pueden ser *de propiedad familiar*, pero operadas como grandes empresas de agronegocios a gran escala que dependen predominantemente del trabajo asalariado.<sup>o</sup>

Dentro de estas dos amplias categorías, los datos del censo permiten la comparación a lo largo del tiempo de seis tipos clave de actores y estructuras productivas basadas en las relaciones sociales de producción, tres de ellas principalmente "familiares" y tres principalmente "asalariadas". Además, identificamos las estructuras productivas dentro de cada una de estas dos grandes categorías como "agroforestería", "cultivos", "plantaciones" y "ganadería" según la actividad que tenga una mayor participación en el valor de la producción total y mayor importancia en los ingresos y las inversiones netas que otro tipo de cultivos y actividades (según Costa 2009a, 2021).

El uso de los datos del censo de Brasil y las tipologías tiene algunas limitaciones, sin embargo facilita el análisis de las tendencias a lo largo del tiempo. Por ejemplo, los actores no son necesariamente "especializados", ya que pueden combinar múltiples actividades, ciertamente con una diversidad significativamente mayor entre los tipos familiares (Figura 15.1a, Anexo). La gran mayoría de los pequeños propietarios se ganan la vida mediante una combinación de agricultura, algún tipo de ganadería, agroforestería, trabajo asalariado temporal, migración urbana periódica, programas gubernamentales de bienestar, pesca, caza y extracción de recursos forestales. Parte de la extracción de recursos forestales (principalmente tala por parte de actores que no figuran en los censos

<sup>n</sup> Si bien el capítulo analiza la importancia y relevancia de los sistemas de conocimiento local, no brinda un análisis de la agricultura, ganadería, extracción u otros tipos de producción de los grupos Indígenas; En los capítulos 10 y 25 se puede encontrar información sobre estas actividades.

<sup>o</sup> En este capítulo usamos los términos "a gran escala", "asalariados", "agroindustria" o "comercial" de manera intercambiable para referirnos a estos establecimientos más grandes, mientras nos referimos a los sistemas familiares de menor escala como "pequeños propietarios", "pequeños agricultores" "pequeña escala" y "familiar".

agropecuarios), las actividades de caza y pesca no se incluyeron en el análisis cuantitativo de los actores porque no se disponía de datos censales comparables. En consecuencia, fue posible discernir las propiedades de productores unos tres grupos: (1) propiedades donde los dueños se dedican a la agricultura temporal, aquí denominada “cultivos familiares”; (2) propiedades donde los productores se dedican a la producción usando sistemas agroforestales, denominado “Agroforestería familiar”, y (3) propiedades donde los productores se dedican a la ganadería por lo que se denominó “ganadería familiar”.

Las grandes propiedades usadas para agronegocios y trabajo asalariado, que predominantemente se dedican a la (en el mismo sentido mencionado anteriormente) se agruparon como “ganadería asalariada.” A las empresas agrícolas comerciales se clasificaron como “cultivos asalariados” para la agroindustrial, especialmente soya y maíz. Las grandes plantaciones homogéneas de cultivos permanentes, incluyendo plantaciones forestales, se clasificaron como “plantaciones asalariadas”.

La fuerza de trabajo empleada por las empresas de producción asalariadas difiere con las que usaron las empresas familiares. En el censo de 2017, en promedio, solo el 8% de la fuerza laboral en todas las estructuras “familiares” era asalariada, mientras que en las estructuras “asalariadas” esta proporción era del 51%, con una variación insignificante entre los respectivos tipos de sistemas de producción. En cuanto al tamaño de la propiedad, las empresas familiares tenían en promedio 41,6 ha: cultivos 30,4 ha, Agroforestería 34,2 ha y ganadería 54,6 ha. En cambio, las propiedades de los empresarios dedicados a agronegocios asalariados tenían en promedio 670,6 ha: ganadería 655,5 ha, plantaciones 231,2 ha y cultivos 1.066,8 ha (ver datos básicos en Tabla del Anexo 15.2 a, b).

En el análisis que sigue, nos enfocamos en estos seis tipos de actores-estructuras y su evolución en el tiempo, a los que nos referimos como “trayectorias productivas” o “TP” (Costa 2008, 2009a, 2009b, 2016, 2021). Estas trayectorias concurrentes

(Arthur 1994; Costa 2013) en el uso de la tierra, la absorción de mano de obra, los ingresos generados, el apoyo institucional y otros factores mostraron tendencias distintivas en los datos de los Censos Agropecuarios de Brasil de 1995, 2006 y 2017, y brindan evidencia empírica de las dramáticas e importantes cambios agrarios en curso en la región amazónica, cuyas implicaciones se exploran para sugerir recomendaciones concretas para políticas futuras (la Figura 15.1 muestra el dominio territorial de las TP en 2006 y 2017).

## **15.2. Los productores familiares y de agronegocios en las dinámicas de desarrollo rural de la Amazonía**

### **15.2.1 Agroforestería y pesca familiar**

Los sistemas agroforestales familiares, que incluyen sistemas de pesca, son practicados pequeños agricultores. Los sistemas agroforestales de los pequeños productores son multi-funcionales e incorpora tanto la biodiversidad de especies como de hábitats. Los diversos y complejos sistemas agroforestales son recursos que pueden servir como base para estrategias de desarrollo sostenible en la región (ver Cuadro 15.1).

Un gran sector de la población rural e urbana de la Amazonía ha dependido y siguen dependiendo de la extracción de recursos forestales, la caza y la pesca como fuentes de alimentos y medios de vida (ver los Capítulos 8 y 10). De igual forma, la demanda en mercado global de recursos Amazónicos, como el caucho produjeron migraciones de otras regiones y del mundo (ver el Capítulo 11). Algunos emigraron a regiones ricas de caucho mientras y otros abastecían de alimentos a los centros urbanos (Weinstein 1983; de Castro 2013). Con la crisis del caucho desencadenada por las plantaciones en Malasia a principios del sigloXX, muchos recolectores de caucho liberados de *seringais* (territorios de caucho controlados por individuos) en bancarrota en toda la Amazonía se unieron a las filas de pequeños productores, se establecieron a lo largo de los ríos de la región (Costa 2019; Nugent 1993, 2002), y se dedicaron a complejos sistemas

### Cuadro 15.1 Pesquerías amazónicas históricas

Durante más de 350 años, hasta la segunda mitad del siglo XX, los inmensos recursos pesqueros fueron la principal fuente de nutrientes de origen animal, como proteínas, ácidos grasos, hierro y zinc para las poblaciones amazónicas (Crampton *et al.* 2004). Más allá de brindar una fuente importante de subsistencia para las comunidades ribereñas, el pescado era un elemento básico principal del sistema de suministro y crédito del *aviamento* (ver también el Capítulo 30) a través del cual se organizaba prácticamente toda la producción y el comercio amazónicos. El pescado se procesaba en estaciones de salazón en las orillas de los lagos de las llanuras aluviales y las márgenes de los ríos, donde se limpiaba, salaba y secaba, y se almacenaba para la venta a los comerciantes fluviales y/o se transportaba a los comerciantes urbanos que embarcaban el pescado seco río arriba hacia las zonas productoras de caucho y nueces de Brasil (McGrath 2003; Veríssimo 1895; Weinstein 1983).

Este sistema comercial comenzó a cambiar con innovaciones tecnológicas que incluyen motores diesel más pequeños, fibras sintéticas para redes, tecnología para hacer hielo y espuma de poliestireno para neveras. Estas innovaciones permitieron a los pescadores viajar más lejos y capturar y almacenar mayores cantidades de pescado, así como transportar pescado a través de distancias más largas (McGrath *et al.* 1993). La pesca comercial pasó de ser una actividad estacional que producía y vendía pescado seco y salado a una actividad de todo el año que involucraba pescado fresco en hielo y congelado para los crecientes mercados urbanos y la industria procesadora de pescado en desarrollo (Smith 1985). A través de este proceso, la pesca comercial desarrolló dos cadenas de suministro distintas, aunque superpuestas, una enfocada en el bagre migratorio para abastecer a las industrias procesadoras de pescado que exportaban pescado a otras partes de Brasil, y la otra enfocada en pescado con escamas, especialmente *caracinos*, para abastecer a los mercados urbanos regionales de la Amazonía (Isaac *et al.* 2008; Crampton *et al.* 2004). En Perú, Ecuador y Colombia, las pesquerías amazónicas abastecen los mercados locales, ya que la dura competencia con las pesquerías marinas bien desarrolladas desafía la expansión de los peces de río en los mercados costeros y andinos.

de subsistencia basados en el manejo de los recursos naturales del bioma.

Estos “campesinos históricos” (Costa 2019; Nugent 1993) eran distintos de los campesinos que llegaron más tarde como parte de la frontera agrícola móvil a partir de la década de 1950 (Velho 1976, 2009; Schmink y Wood 1992): eran herederos de conocimiento indígena y local (ILK, por sus siglas en inglés). Sus sistemas de extracción, agricultura, producción, manejo y conservación estaban interconectados, son complejos y multifuncionales tanto para la producción de alimentos así como para la provisión sostenible de recursos de servicios ambientales e hidrobiológicos (Caballero-Serrano *et al.* 2018; Sears *et al.* 2018). Las múltiples dimensiones y funciones de su conocimiento sobre los productos forestales han sido ampliamente documentadas (Vogt *et al.* 2016; Reyes-García *et al.* 2007). Tanto los Indígenas como los no Indígenas

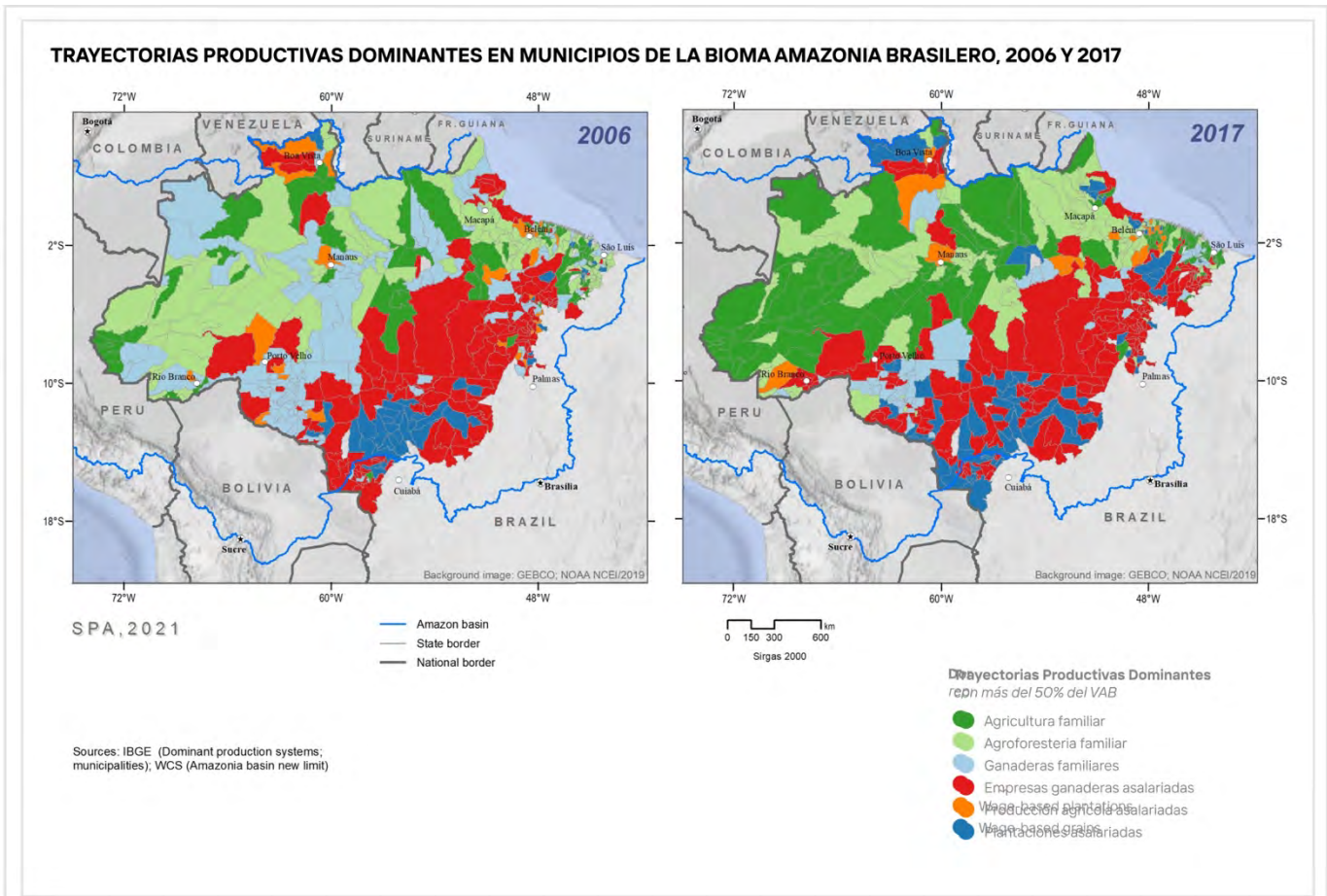
amazónicos han generado y siguen generando una gran diversidad de conocimientos y prácticas al innovar y adaptar sus sistemas de extracción, conservación y producción y portafolios de medios de vida diversificados en respuesta a cambios socioeconómicos y ambientales específicos (Reyes-García *et al.* 2007; Vogt *et al.* 2016). Su flexibilidad, resiliencia y vínculos entre extracción, conservación y producción han facilitado en gran medida el proceso de producción de valiosos recursos terrestres y acuáticos y la domesticación de paisajes, y el manejo de una variedad de especies semi-domesticadas (Coomes *et al.* 2020; Franco *et al.* 2021; Levis 2018; Levis *et al.* 2018; Maezumi *et al.* 2018; Vogt *et al.* 2016; Erickson 2006: ver también los capítulos 8, 10 y 13).

Los habitantes de las comunidades extractivas en la Amazonía brasileña ocupan más de 8 millones de hectáreas de bosques públicos establecidos



como reservas de uso sostenible. Los pequeños productores extraen productos no madereros, incluyendo recursos como las nueces de Brasil (*Bertholletia excelsa*), *açaí* (*Euterpe oleracea*) y caucho (*Hevea brasiliensis*), que tienen demandas mundiales, como también productos para mercados regionales como el aceite de *copaiba* (*Copaifera reticulata* Ducke) y *andiroba* (*Carapa guianensis*) (Valentin y Garrett 2015; ver el Capítulo 16). La comprensión de los pequeños productores sobre los impactos de la extracción les permite evitar los riesgos de la sobreexplotación de nueces de Brasil (Guariguata *et al.* 2017), la sobreexplotación de árboles de caucho (Almeida *et al.* 2016) y la caza excesiva de especies cinegéticas (Ponta *et al.* 2019). Las mujeres juegan un papel prominente en el extractivismo forestal, especialmente en la economía de la nuez del Brasil

(Lazarin 2002; Shanley *et al.* 2008; Stoian 2005), que representó casi la mitad de las exportaciones relacionadas. En Bolivia, la colección y procesamiento de nueces de Brasil brindó aproximadamente 22.000 puestos de trabajo, incluyendo mujeres que trabajan en el procesamiento urbano de nueces, en la región norte de Pando en 2001 (Cronkleton y Pacheco 2010). Otros productos forestales importantes incluyen frutas de *Mauritia flexuosa* (Perú), nueces de babasú (*Attalea speciosa*) y muchas otras frutas de árboles que encuentran un nicho en los mercados regionales, así como hojas de varias especies de palma para techado, uso artesanal y doméstico (*Geonoma* spp. en Bolivia) y madera (Brondizio 2008; Cronkleton y Larson 2014; Pinedo-Vasquez y Sears 2011; Porro 2019; Sears *et al.* 2007).



**Figura 15.1** Trayectorias Productivas Dominantes (TP con más del 50% del VAB) de los Municipios de la Amazonía Brasileña en 2006 y 2017. Fuentes: IBGE (2006 y 2017) y LiSS- Laboratorio de Investigación de Sistemas Socioambientales del INPE - Proyecto Trayectorias (SinBIOsa/CNPq).

Dentro de las comunidades amazónicas, hombres y mujeres han adoptado múltiples estrategias para manejar los bosques, manejar huertas y tierras de cultivo productivas, y producir cultivos para su propio consumo alimentario y para el mercado.

El importante trabajo productivo de las mujeres a menudo se invisibiliza debido a su enfoque en la subsistencia familiar, sin embargo, las mujeres a menudo administran los huertos familiares con frutas, plantas medicinales y animales pequeños, además de cuidar el suministro y la calidad del agua (Grist 1999; Mello 2014; Mello y Schmink 2017; Mourão 2008; Murrieta y WinklerPrins 2003; Schmink y Gómez-García 2015; WinklerPrins y Oliveira 2010). También trabajan en campos de cultivos familiares, manejan sistemas agroforestales y ganaderos, y recolectan y procesan productos forestales no maderables y pescado. En efecto, el trabajo familiar no remunerado de las mujeres, constituye un subsidio familiar clave para los sistemas de producción familiar en la Amazonía (Hecht 2007). Las estrategias de subsistencia diversas y complejas (basadas en la pesca y una variedad de producción y extracción forestal y agroforestal) hace que la producción y uso de recursos de los pequeños productores tenga una mayor resiliencia a la volatilidad económica y al cambio climático (Brondizio y Moran 2008; de Castro 2009; Nugent 1993, 2002; Nugent y Harris 2004; Porro *et al.* 2012).

Entre los productos agroforestales, se destaca el *açaí*, manejado en la planicie aluvial y plantado en tierra seca (Brondizio 2008; Costa y Costa 2007; ver también el Capítulo 30). En 2017, 478.000 toneladas, o el 74% del total de *açaí* producido en la Amazonía brasileña, provinieron de las áreas manejadas por los pequeños productores. Los valores asociados a dicha producción aumentaron sustancialmente entre censos, de USD 160 millones en 2006 a USD 390 millones en 2017. En 2017, el *açaí* representó no menos del 35% del valor de la producción total de los pequeños productores. Este crecimiento en las cifras de producción probablemente refleja el mejor control y la naturaleza comercial del *açaí* en comparación con la miríada de otros

productos que fluyen a través de los circuitos amazónicos, variando a lo largo de la cuenca (Padoch *et al.* 2008; Bolfe y Batistella 2011; Blinn *et al.* 2013; Vogt *et al.* 2015; Buck *et al.* 2020).

Asociado a la producción de *açaí*, otros productos procesados como la pulpa de frutas, alimentos procesados, nueces, palmito, aceites y hierbas han aumentado. Estimaciones recientes sugieren que el valor agregado total de treinta de estos productos en el estado de Pará creció un 8,2% anualmente desde 2006, alcanzando los USD 1340 millones en 2019. El empleo llegó a 234.640 puestos de trabajo, incluyendo 184.128 rurales y 50.512 urbanos, industriales y comerciales (Costa *et al.* 2021). Esto indica que los medios de vida más diversificados que se basan en combinaciones complejas de la producción agroforestal, la pesca y la extracción de productos forestales, así como el acceso a trabajos temporales son más resilientes y económicamente rentables para las familias amazónicas (ver también el Capítulo 30).

Los complejos sistemas agroforestales (como las usadas en la producción de *açaí*) prevalecen en las tierras bajas amazónicas. Estos sistemas también reflejan las diferentes lógicas de los pequeños y grandes agricultores en un contexto de rápido cambio en el uso de la tierra (Balée y Erickson 2006; Carson *et al.* 2016; Erickson 2006; Jacobi *et al.* 2015, ver también el Capítulo 14).

Los sistemas agroforestales de la Amazonía alta permanecen integrados en múltiples redes urbanas y rurales, y generalmente incluyen productos de nicho global (coca, cacao y café), productos regionales y nacionales y, cada vez más, otros tipos de plantas medicinales, como la *ayahuasca* (*Banisteriopsis caapi*). Sin embargo, las recientes redes de transporte y la expansión de las economías de hidrocarburos están desestabilizando estos sistemas por problemas relacionados con derrames de petróleo, ampliación de vías de acceso, otras formas de contaminación como las asociadas a la quema de gas, desvío de mano de obra y también, en algunos casos, la deriva de herbicidas de los esfuerzos de erradicación de la coca (Bass *et al.* 2010; Brain y

Solomon 2009; Finer *et al.* 2008; Huezco 2019; Lyall 2018; Sherret 2005; Suarez *et al.* 2009; Valdivia 2015; Vargas *et al.* 2020).

#### 15.2.2.1 Pescadores, Pesca y Pescados

La pesca es un componente central de la alimentación y economía familiar amazónica, siendo una fuente de nutrición importante, principalmente para las poblaciones de las comunidades ribereñas (Barthem y Goulding 2007; Begossi *et al.* 2019; Duponchelle *et al.* 2021). Las pesquerías en el Amazonas son multiespecies, con más de 90 especies registradas incluidas en la captura en regiones individuales, mientras que solo 6-12 especies o grupos de especies representan el 80% de la captura comercial local (ver el Capítulo 30). La composición de la captura varían a lo largo de la cuenca y dependen de las redes de ríos y lagos (Goulding *et al.* 2018, ver los Capítulos 1, 3 y 4). Las pesquerías amazónicas están estrechamente asociadas con los ríos de aguas blancas altamente productivos con sus extensas llanuras aluviales, mientras que los ríos de aguas claras y negras son mucho menos productivos (Junk 1984).

Las pesquerías amazónicas son altamente estacionales y la actividad pesquera está relacionada con la subida y bajada estacional del río Amazonas (Junk *et al.* 1989). A lo largo del cauce principal del Amazonas, las aguas altas ocurren entre mayo y junio y las aguas bajas entre octubre y noviembre. Se pueden distinguir tres grupos principales de peces. El bagre migratorio de larga distancia, varios de los cuales viajan a través de la cuenca, desovan en las cabeceras andinas y pasan su fase juvenil en el estuario del Amazonas (Barthem y Goulding 1997; Duponchelle *et al.* 2021). Un segundo grupo de especies migratorias de media distancia, de las cuales los *Characidae* son los más importantes, entran y salen de la llanura aluvial a lo largo de su ciclo de vida, alimentándose en los bosques inundados durante la temporada de aguas altas. El tercer grupo está formado por especies sedentarias, como el *pirarucú* o *paiche* (*Arapaima* spp.), muy apreciados, que pasan gran parte de su ciclo de vida en lagos de llanuras aluviales (Barthem y Goulding

2007; ver el Capítulo 30).

En la Amazonía existen varios tipos de subsectores pesqueros, a menudo superpuestos, desde los que practican grupos familiares en pequeñas comunidades ribereñas y áreas urbanas hasta aquellos que son principalmente grandes empresas comerciales centradas en áreas urbanas. Los pescadores ubicados en comunidades rurales pueden subsistir con pescado y también abastecer a los barcos (o lanchas) que luego se transporta a la ciudad, donde se procesa y se vende al por mayor o directamente a los consumidores en los mercados regionales. La información sobre la cantidad total de pescado capturado, vendido y consumido en la Amazonía no está disponible en gran medida, lo que refleja la invisibilidad de algunas pesquerías y comercio de peces ornamentales y falta de apoyo gubernamental a gran escala. Los movimientos de base liderados por la comunidad buscaron el reconocimiento por parte del gobierno de sus derechos a las pesquerías lacustres locales desarrollados en la década de 1980. En el estado de Amazonas, Brasil, estas iniciativas fueron inicialmente impulsadas por la acción pastoral de la Iglesia Católica y llegaron a constituir el llamado “Movimiento de Preservación de los Lagos”, encabezado por la CPT (Comisión Pastoral de la Tierra) (Benatti *et al.* 2003; Pereira 2004). Este movimiento social sirvió como base sociopolítica para el desarrollo de políticas públicas que reconocían sistemas de gestión comunitarios descentralizados y colaborativos, basados en acuerdos pesqueros locales y la gestión de especies de peces clave como *Arapaima* spp. (Campos-Silva *et al.* 2019; Duponchelle *et al.* 2021; Oviedo y Bursztyn 2017; ver también el Capítulo 30) Osaqui, 2006; see also Box 30.1 in Chapter 30).

#### 15.2.2.2 Pequeños Propietarios Inmigrantes

Además de los descendientes de migrantes que llegaron a la Amazonia hace más de cinco décadas, otros grupos de pequeños propietarios inmigrantes llegaron y siguen llegando a la región amazónica de otras regiones de los países amazónicos y de fuera de la región. Estos grupos típicamente desarrollan sistemas productivos con un mayor

enfoque en la agricultura, pero sus prácticas productivas también están incorporando sistemas agroforestales (Costa 2020).

Un ejemplo de los pequeños propietarios migrantes, son familias japoneses en Brasil y Bolivia. En Brasil, a partir de la década de 1920, los agricultores japoneses se establecieron en Tomé-Açu, Pará, donde introdujeron nuevos cultivos como el yute y la pimienta negra (Homma 2007). Con el tiempo, sus sistemas cambiaron hacia la agroforestería: sistemas de cultivo de frutas. Estos sistemas son muy diversificados e incorporan elementos de la ecología local, como la sucesión natural, generando 300 combinaciones de policultivos que usaban 70 especies diferentes (Serrão y Homma 1993; Subler 1993; Subler *et al.* 1990; Yamada 1999; Yamada y Osaqui, 2006; ver también el Cuadro 30.1 en el Capítulo 30).

Los agricultores migrantes en el estado nororiental de Pará y los que se asentaron a lo largo de la Carretera Transamazónica y en el estado de Rondônia en la década de 1970, también adaptaron sus sistemas de cultivos. Por ejemplo, ellos resolvieron la pérdida de fertilidad de suelos y la caída de la productividad de cultivos anuales, mediante el uso de sistemas agroforestales a través del cultivo intercalado de cacao o café con otros cultivos perennes, incluyendo frutas (*açaí*, mango, piña, mandarinas y otras frutas) y árboles maderables (caoba (*Swietenia macrophylla*), *Cedrela odorata*), pinos (*Pinus caribaea*, *Schizolobium amazonicum* y otras especies locales) (Costa 2012a; Smith 1978; Smith *et al.* 1996).

#### 15.2.2.3 Agroforestería de Pequeños Productores en Crecimiento

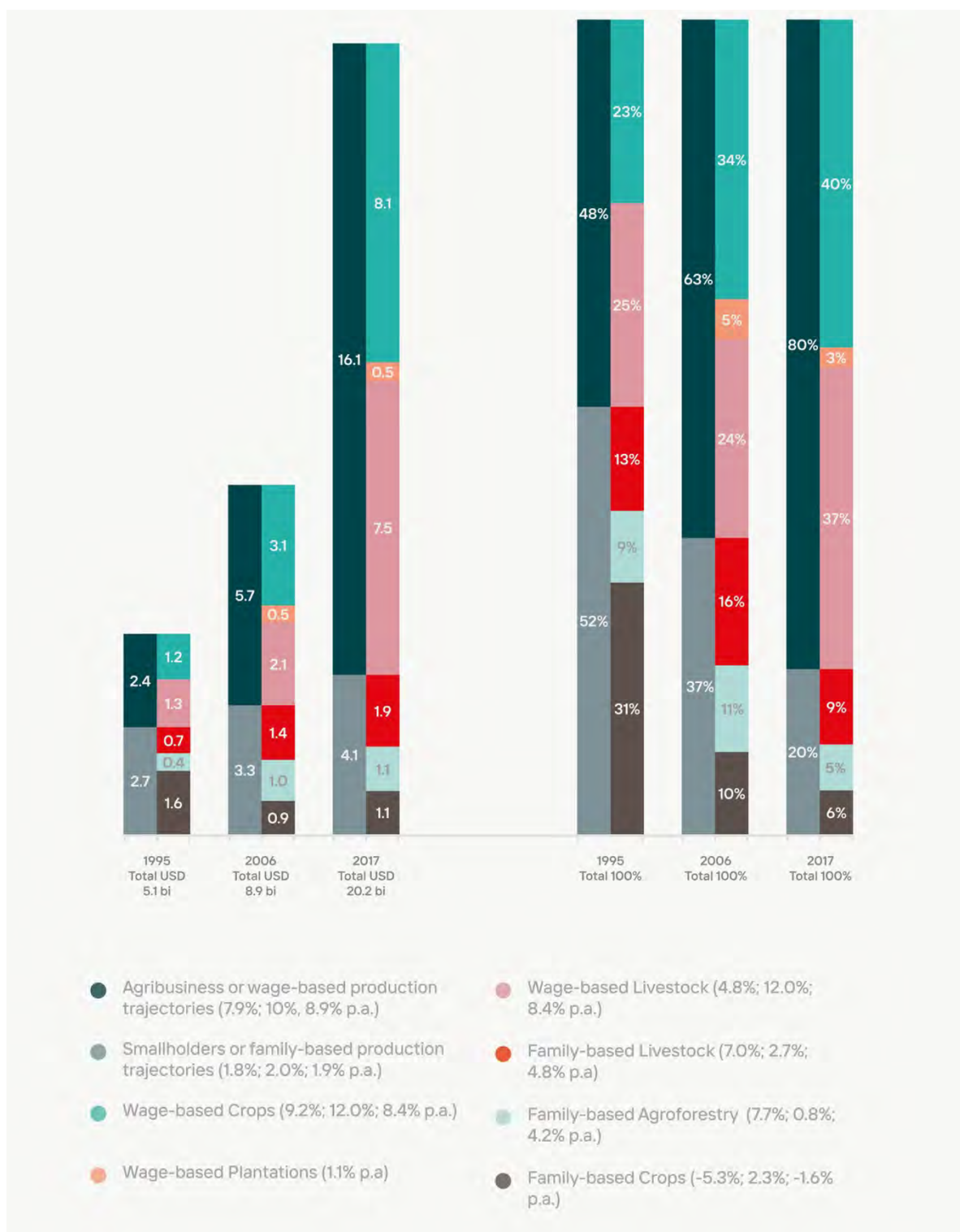
La diversidad y resiliencia de los sistemas agroforestales familiares discutidos aquí los convierte en un sector económico clave para el pasado, presente y futuro de la región, mucho más allá de su importancia en las estadísticas de los sistemas productivos de la región (Franco *et al.* 2021). Estas estadísticas, sin embargo, son en sí elocuentes: los establecimientos agroforestales rurales en la Ama-

zonía brasileña sumaban 125.160 en 1995 y aumentaron a 186.341 en 2017, repartidos en una amplia área de la región (ver Figura 15.1). Sus aportes a la economía agraria han crecido significativamente, en promedio, de 1995 a 2017, a un 4,2% anual, pasando de USD 400 millones a USD 1.100 millones (Figura 15.2). El número de personas ocupadas en 2017, por su parte, se mantuvo en torno a las 403.978 personas, el 92% de ellas trabajadores familiares (Tabla del Anexo 15.2b).

#### 15.2.2.4 Incentivos Económicos y Políticos

En la década de 1990 se crearon una serie de políticas y programas agrícolas federales específicamente para apoyar a los pequeños agricultores, los extractivistas forestales y los pescadores, bajo la supervisión del Ministerio de Desarrollo Agrario (MDA), que se estableció para supervisar la reforma agraria en Brasil y promover prácticas sostenibles. (Niederle *et al.* 2019). El Programa Nacional de Fortalecimiento de la Agricultura Familiar (PRONAF) otorga crédito rural subsidiado, vinculado a las agencias estatales de Asistencia Técnica Rural y Extensión Rural. El programa Seguro para Agricultores Familiares (SEAF) proporcionó seguros a los agricultores que adoptaron ciertas tecnologías que conservaron los recursos naturales en la finca y redujeron su vulnerabilidad a las fluctuaciones climáticas. En 2010 se estableció la Política Nacional de Asesoría Técnica y Servicios de Extensión para la Agricultura Familiar y Reforma Agraria (PNATER), junto con el Programa Nacional de Asesoría Técnica y Servicios de Extensión (PRONATER) (Valentin y Garrett 2015). Sin embargo, en 2019, el MDA fue degradado a la categoría de Secretaría de Agricultura Familiar y Cooperativismo, dependiente del Ministerio de Agricultura, orientado a los agronegocios, y en los años siguientes muchas políticas y programas se debilitaron o eliminaron a medida que se reducían drásticamente los recursos y el personal para apoyarlos (Niederle *et al.* 2019).

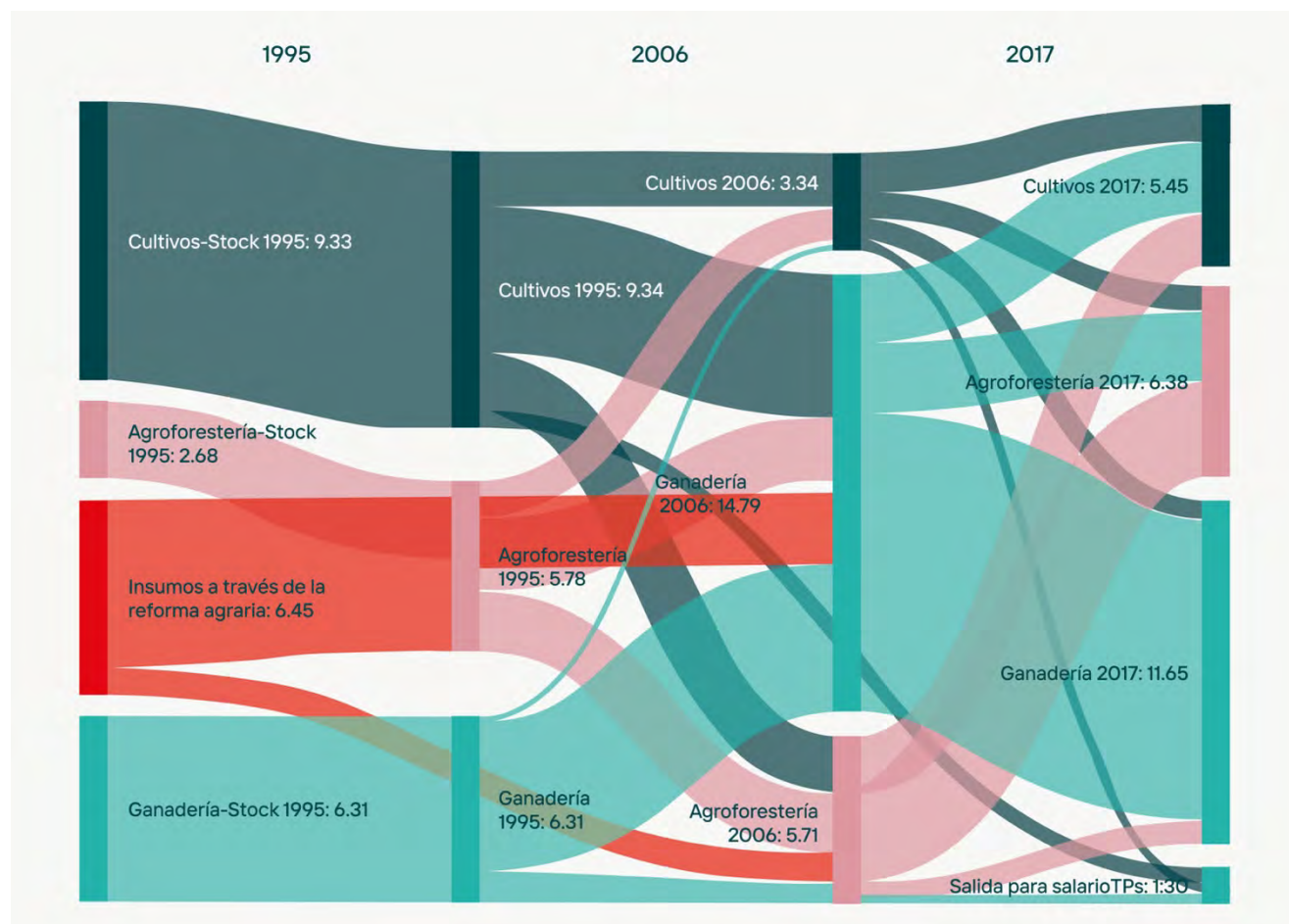
### 15.2.2 Sistemas de cultivos anuales familiares en la Amazonía



**Figura 15.2** Valor bruto de la producción (VBP) del sector rural por trayectorias productivas de agronegocios (asalariadas) y pequeños agricultores (basadas en familias) dentro del bioma amazónico brasileño en 1995, 2006 y 2017. Las tres columnas de la izquierda proporcionan los valores absolutos en miles de millones de USD a precios de 2019, mientras que las tres columnas de la derecha indican la contribución de cada TP en % del total. En la leyenda, los porcentajes se refieren al crecimiento anual, respectivamente, en los periodos 1995 a 2006, 2006 a 2017 y 1995 a 2017. Fuente: IBGE, Censos Agropecuarios 1995, 2006 y 2017; Tabla del Anexo 15.1. Los valores corrientes en BRL fueron reexpresados para 2019 por el IGP-FGV y divididos por el tasa de cambio del 31.12.2019 para obtener valores en USD.

Un enfoque técnico en la especialización de cultivos comerciales por parte de agencias de crédito, extensión e investigación en la Amazonía brasileña indujo a muchos agricultores familiares a concentrarse en la producción de un número cada vez menor de productos comerciales. De hecho, en 1995, nueve productos componían el 90% del valor de la producción de estos pequeños agricultores brasileños: la yuca era el principal producto y el 93% de la producción familiar se concentraba en 5 productos (yuca, soya, maíz, caña de azúcar y piña) (ver la

Figura 15.5a, Anexo), cultivos que tuvieron que competir con los producidos por productores grandes. Otros productos, incluyendo los de huertos familiares representan el 7% del VBP. La yuca sigue siendo el producto comercial dominante que plantan los pequeños, y atiende en gran medida a los mercados regionales. La trayectoria productiva de cultivos familiares en la Amazonía brasileña se redujo sustancialmente de 1995 a 2017, en términos de número de establecimientos (baja de 337 a 179 mil), cantidad de propiedad (de 9,33 a 5,44 mill-

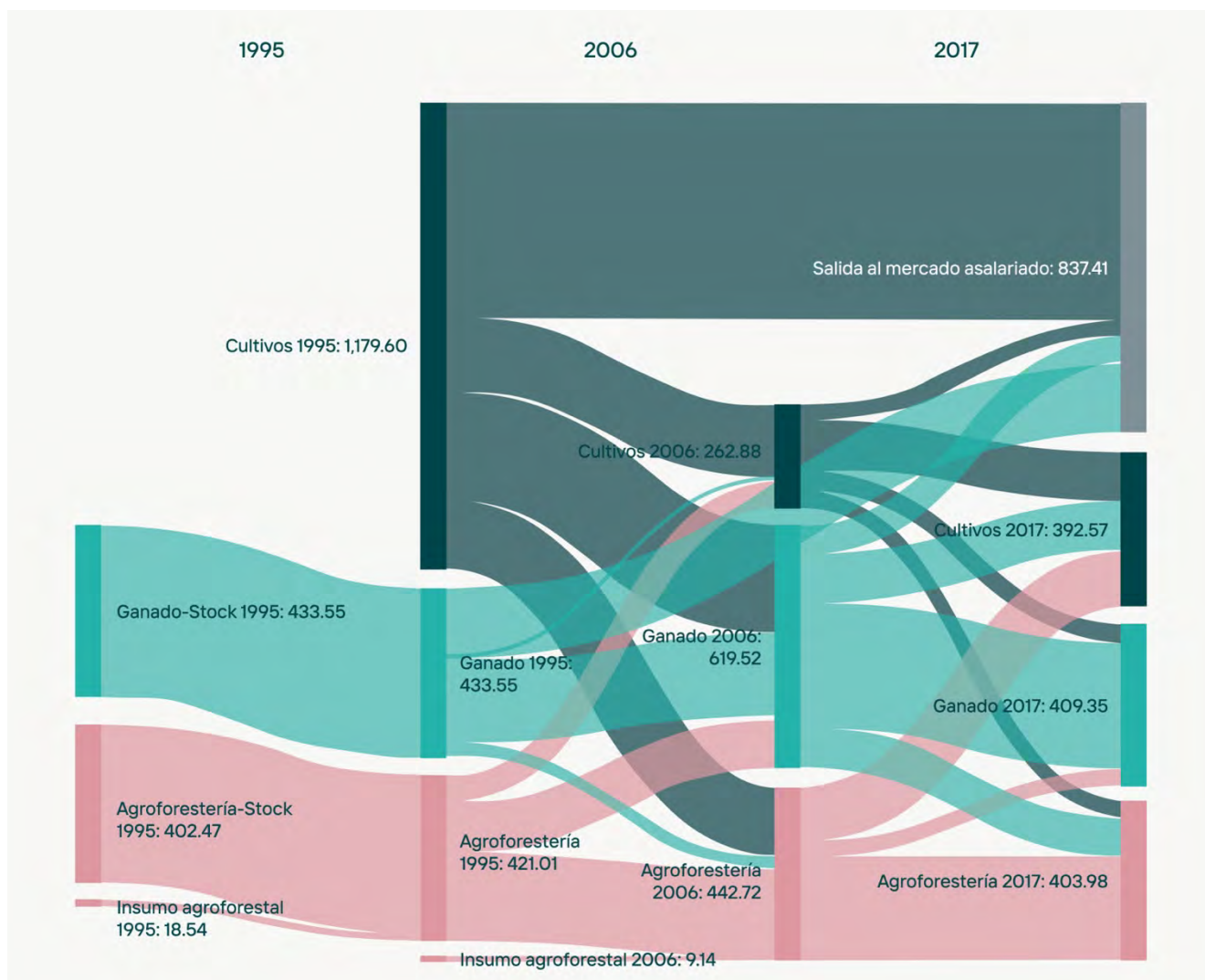


**Figura 15.3** Cambios en la propiedad de la tierra en trayectorias productivas familiares, 1995-2017 (millones de hectáreas). Fuente: IBGE, Censos Agropecuarios 1995, 2006 y 2017. Tabla del Anexo-15.2a, b. Las entradas originales están representadas en la primera columna de la izquierda del diagrama, por dos fuentes: las “existencias” iniciales registradas en el censo agrario de 1995 y las “entradas” que ocurrieron entre los censos. Las siguientes líneas verticales en el diagrama representan “nodos” específicos que muestran cómo aumentaron o disminuyeron las existencias para cada trayectoria de producción en los períodos analizados. Comienza con el nodo “1995”, que resulta de la suma de los valores de “stock-1995” con los “inputs” verificados hasta la realización del próximo censo; continúa con el nodo “2006” que suma los stocks registrados en el censo de 2006 con los asientos verificados hasta 2017; y así sucesivamente. De esta manera, el diagrama muestra también cómo la participación relativa de cada tipo de producción cambió como resultado de estos cambios. Las salidas definitivas del sector agrario, si ocurrieron en un solo período, se muestran como un nodo específico al final de ese período. Si ocurrieron en varios períodos, se presentan como un nodo específico al final del último período.

ones de ha) y superficie en uso (de 3,99 a 2,96 millones de ha), junto con una drástica disminución de trabajadores (de 1.179.000 a 393.000) (Tabla del Anexo-15.2a, b).

Los cambios en la propiedad de la tierra de los pequeños productores entre 1995 a 2017 se presentan en la figura 15.3. En esta figura se puede apreciar un perfecto equilibrio de los flujos intermedios entre las diversas trayectorias productivas del segmento, más las entradas originales y las salidas definitivas, respectivamente, desde o hacia otros segmentos de la economía agraria. Las entradas originales están representadas en la primera columna

de la izquierda del diagrama, por dos fuentes: las “existencias” iniciales registradas en el censo agrario de 1995 y las “entradas” que ocurrieron entre los censos. Las siguientes líneas verticales en el diagrama representan “nodos” específicos que muestran cómo aumentaron o disminuyeron las áreas para cada trayectoria de producción en los períodos analizados. Se inicia con el nodo “1995”, que resulta de la suma de los valores de “stock-1995” con los “inputs” verificados hasta la realización del próximo censo; continúa con el nodo “2006” que suma las acciones registradas en el censo de 2006 con las entradas verificadas hasta 2017; y así sucesivamente. De esta manera, el dia-



**Figura 15.4** Cambios en el empleo entre trayectorias productivas familiares, 1995-2017 (miles). Fuente: IBGE, Censos Agropecuarios 1995, 2006 y 2017. Tabla del Anexo-15.2a, b.

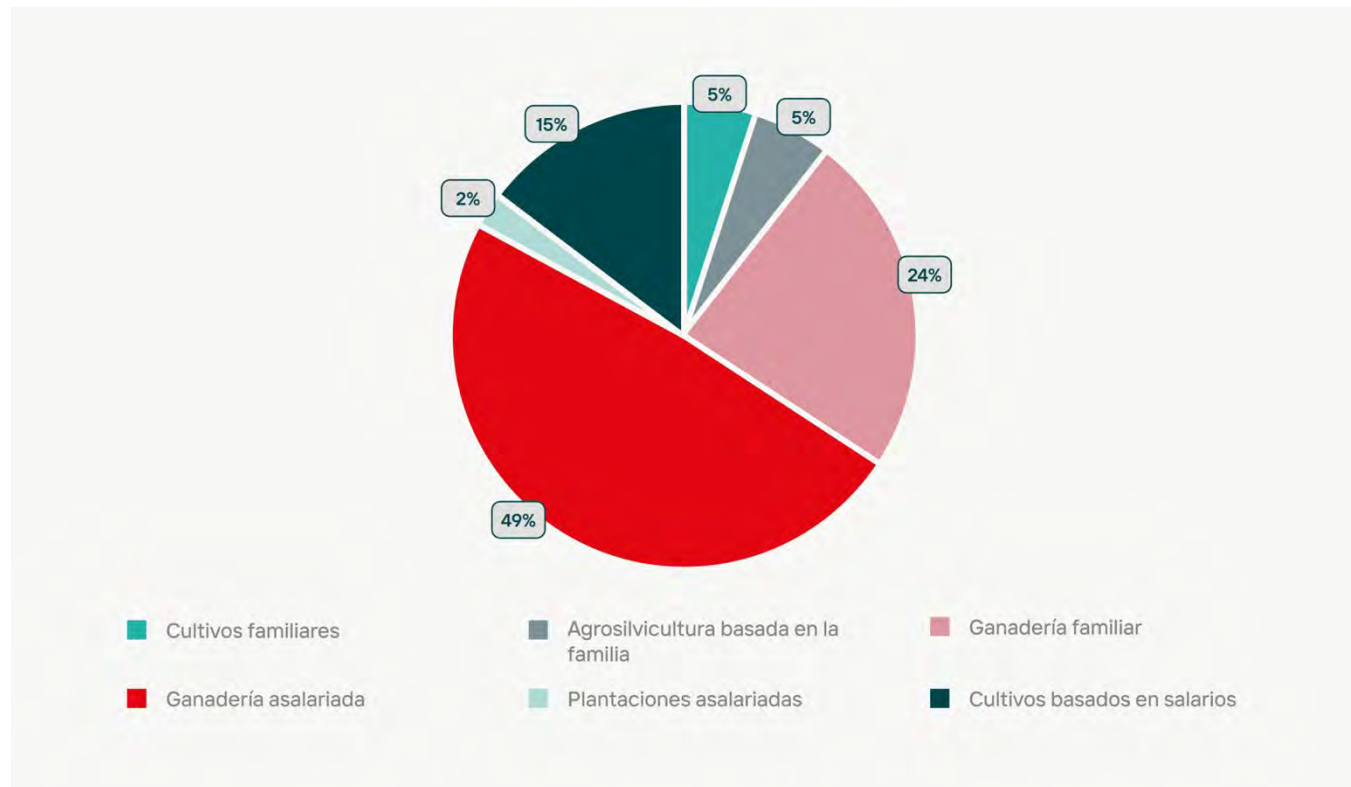
grama muestra también cómo la participación relativa de cada tipo de producción cambió como resultado de estos cambios. Las salidas definitivas del sector agrario, si ocurrieron en un solo período, se muestran como un nodo específico al final de ese período. Si ocurrieron en varios períodos, se presentan como un nodo específico al final del último período. El mismo método se aplicó en figuras posteriores para analizar los cambios drásticos en el empleo en las trayectorias familiares y en la tenencia y uso de la tierra en las trayectorias asalariadas.

La mayoría de las propiedades familiares en esta trayectoria cambiaron sus recursos de tierra hacia la ganadería (3,1 millones de ha) y los sistemas agroforestales (0,2 millones de ha) durante el período 1995-2017 (Figura 15.3). Mientras algunos pequeños productores migrantes también se dirigieron a las demás trayectorias familiares, unos 585.000 se dirigieron a sectores urbanos o trayectorias asalariadas (542.000 entre 1995 y 2006 y

44.000 en el siguiente intervalo intercensal): 70% de toda la fuerza laboral familiar pasaron al mercado asalariado urbano o rural en el período (Gráficos 15.4). Al final de este período en 2017, el VBP de los cultivos familiares había pasado del 31% del VBP total en 1995 a una quinta parte de su valor anterior.

### 15.2.3 Empresas familiares enfocadas en la ganadería

La ganadería, introducida en el período colonial, estuvo dominada con frecuencia por asentamientos eclesiásticos en los siglos XVII y XVIII, y ha sido una actividad generalizada en la Amazonía desde entonces, aunque hasta la posguerra, la producción estuvo basada en gran medida en pastizales naturales. Practicada en latifundios desde el siglo XVIII en Marajó (Ximenes 1997), por el siglo XIX también estaba presente como parte de los sistemas productivos de pequeños productores en la Amazonía baja y media de Brasil (Folhes 2018;



**Figura 15.5** Distribución del ganado bovino en la región del bioma Amazonía en 2017 por TP (% del total). Fuente: IBGE, Censo Agropecuario 2017.



Harris 1998), donde persiste hoy utilizando llanuras aluviales y pastizales naturales (Costa e Inhetvin 2013). Junto con las grandes haciendas ganaderas que se desarrollaron desde la década de 1960 con los subsidios, las transferencias de tierras, las nuevas tecnologías de pastoreo y las políticas crediticias implementadas por los gobiernos militares y todos los gobiernos posteriores, la ganadería también se expandió por toda la Amazonía con la construcción de carreteras a partir de la década de 1960 (Hecht 1993; Costa 2000). Desde la década de 1990, cuando el programa de crédito *Fundo Constitucional do Norte* se implementó en Brasil para apoyar la producción de ganado menor, carne de res y leche, este uso de la tierra ha seguido expandiéndose con líneas de crédito preferenciales en todas las escalas de producción, y es el uso de la tierra dominante en toda la cuenca en pastos naturales y plantados. En Brasil, la agricultura familiar se ha desplazado con el tiempo hacia sistemas ganaderos debido a su baja demanda de mano de obra y otras ventajas que se analizan más adelante (Veiga y Tourrand 2000; Salisbury y Schmink 2007).

Como resultado, Brasil se destaca como productor de carne entre los países amazónicos debido al fuerte dominio de los sistemas ganaderos en la región. Encuestas realizadas por el Instituto Nacional de Investigaciones Espaciales de Brasil (INPE) y la Empresa Brasileña de Investigación Agropecuaria (EMBRAPA) en Brasil (INPE/EMBRAPA 2016) apuntaron a 37,7 millones de hectáreas de pastos productivos (aunque en su mayor parte con bajas tasas de carga animal), de un total de 48,4 millones de hectáreas de pastos. Esto es compatible con el censo agropecuario de 2017, que identificó 45,4 millones de hectáreas de pastos en la región del bioma amazónico. El hato bovino en la región casi se duplicó de 28,3 millones de cabezas en 2006 a 52 millones en 2017 (IBGE 2017). De este hato, el 5% estaba en propiedad de productores familiares, el 5% en propiedades de familias que se dedican a la agroforestería, el 2% en plantaciones asalariadas y el 15% en empresas agroindustriales. La ganadería comercial extensiva representaron la mayor proporción: 49%. La ganadería en pequeña escala, el tema de esta sección, era responsable del 24%

del hato de ganado (Figura 15.5).

Los establecimientos ganaderos de base familiar se destacan como un grupo de productores en expansión (128.806 en 1995, 257.122 en 2006 y 198.804 en 2017), cuyos economías familiares dependen cada vez más de la ganadería, principalmente de carne, cuya participación en el valor total de la producción pasó del 32% en 2006 al 55% en 2017. El ganado lechero, por su parte, aumentó del 16% al 20% en el mismo período (Figura 15.1a). En conjunto, los productos de la ganadería (carne y lácteos) crecieron del 48% al 77% del valor de esta trayectoria productiva campesina en el mismo período.

Con el cambio significativo que los cultivos familiares experimentaron, de la agricultura a la ganadería, la tierra total dedicada a la ganadería familiar casi se duplicó de 6,3 millones en 1995 a 11,6 millones de hectáreas en 2017 (Figura 15.3; Tabla del Anexo-15.2a, b). Entre los pequeños propietarios, fue la TP la que creció más rápido, un 4,8 % anual entre 1995 y 2017. El valor de la producción básicamente se triplicó en estas décadas, de USD 0,67 mil millones a USD 1,86 mil millones, aunque la carga ganadera, alrededor de una unidad animal/hectárea, se ha mantenido estática durante décadas. El despliegue laboral involucrado se redujo levemente, de 433.550 en 1995 a 409.348 en 2017, de los cuales el 92% eran trabajadores familiares frente a asalariados. La expansión territorial y persistencia de la ganadería minifundista debe entenderse en el contexto de una demanda creciente de carne vacuna, una disminución de la agricultura campesina, un estancamiento relativo en el número de personas dedicadas a la agroforestería y la pesca, y un aumento tanto de la superficie como del empleo en actividades asalariadas, tanto rurales como urbanas. La ganadería puede seguir aumentando entre los pequeños agricultores que no pueden mantenerse en cadenas competitivas de productos básicos agrícolas.

Las empresas ganaderas familiares son sistemas de producción mucho más diversificados en comparación con la ganadería asalariada, y más orien-

tados hacia el autoconsumo y las economías locales y nacionales. Los sistemas difieren significativamente en cuanto al tamaño promedio de predios, pastos y rebaños, respectivamente, 58.6 ha, 40.3 ha y 61.7 cabezas, en ganadería familiar y 655.5 ha, 318.9 ha y 338.3 cabezas en ganadería asalariada, lo que resulta en una densidad de 1.53 y 1.06 cabezas por hectárea, respectivamente. En ganadería asalariada, cerca de 3.000 de los 75.000 establecimientos cuentan con rebaños de más de 1.000 cabezas.

La ganadería sigue siendo un uso atractivo de la tierra en las regiones más remotas de la Amazonía, donde la tierra es abundante y barata en relación con la mano de obra y el capital, y donde el transporte terrestre y la comercialización de cultivos son económicamente inviables. Incluso con bajas tasas de carga animal y dentro de regiones agrícolas más establecidas, la ganadería también es extremadamente persistente. Se percibe que tiene ventajas sociales y de estilo de vida sobre los cultivos, y gastos mucho más bajos, lo que es beneficioso para los campesinos reacios a las deudas y al riesgo que pueden usar el ganado como una “cuenta de ahorros” altamente móvil para vender a precios confiables cuando sea necesario (Garrett *et al.* 2017; Valentín y Garrett 2015; Hecht 1993). También tiene demandas de mano de obra bajas y precios estables, lo que lo hace útil en la estrategia de portafolio de los hogares, y también forma parte del atractivo más general de este sector para los grandes tenedores. La demanda de carne de res es fuerte en Brasil, a diferencia de Perú, donde la carne de res no se consume tanto y donde el consumo de carne de ave está creciendo exponencialmente (Heilpern *et al.* 2021; Kovalskys *et al.* 2019).

#### 15.2.4 Empresas ganaderas asalariadas

La ganadería asalariada ha crecido rápidamente: el número de establecimientos se duplicó con creces en la Amazonía brasileña entre 1995 y 2017, mientras que su VBP aumentó más de cinco veces (ver la Figura 15.2; Tabla del Anexo 15.2a, b). De hecho, hay evidencia en los censos de que la intensidad del uso de la tierra (productividad monetaria de la

tierra usada equivalente al VBP total, dividida por el área total de la tierra usada) en la ganadería asalariada casi se ha cuadruplicado: de USD 67,2/ha en 1995, a USD 244,4/ha en 2017 (Figura 15.2a, Anexo). Sin embargo, las estancias ganaderas se mantienen entre las más bajas de todos los sistemas de producción en intensidad de uso de la tierra, ya que su rentabilidad depende del uso extensivo de la tierra y crece con la escala de ese uso (Costa 2016). La intensidad del uso de la tierra crece con el potencial de capturar varias rentas institucionales y realizar la especulación de la tierra y el lavado de dinero.

La historia de la ganadería a gran escala presenta oportunidades para la especulación durante los intensos períodos de acaparamiento de tierras, discutidos con más detalle en el Cuadro 15.2 y en el Capítulo 14. En 1995, la ganadería asalariada controlaba una reserva de tierra de 45,5 millones de hectáreas, herencia de un período particularmente intenso de acaparamiento de tierras (Fernandes 1999). Entre 1995 y 2006, 16 millones de hectáreas de este stock cambiaron de trayectoria productiva: 4,8 millones a plantaciones asalariadas, 2,4 millones a cultivos asalariados y 8,8 millones a empresas familiares, a través de programas de reforma agraria (Figura 15.6; Tabla del Anexo-15.1a; Costa y Fernandes 2016; INCRA 2016). Las empresas ganaderas compraron o se apropiaron de tierras boscosas a un precio de mercado relativamente bajo y, después de “producir” tierras sin bosques (Costa 2012b), las transfirieron al precio mucho más alto de las tierras cubiertas por pastizales. Considerando los precios promedio de la tierra del período 2001-2006 (Figura 15.3a, Anexo), estas operaciones pueden haber arrojado USD 400 millones por año en ganancias, equivalentes a alrededor del 20% del VBP de la ganadera asalariada, o el 110% de su ganancia neta en 2006 (Figura 15.2, Anexo; Tabla del Anexo 15.1).

Entre 1995 y 2006, los establecimientos ganaderos asalariados ganaron alrededor de 16 millones de hectáreas de tierra que se alejaron de los cultivos asalariados, y entre 2006 y 2017 el uso de la tierra cambió, 12,5 millones de hectáreas a cultivos asal-

### Cuadro 15.2 Acaparamiento de tierras en la Amazonía: despeje para la reivindicación

En muchos lugares del mundo, el acaparamiento de tierras implica que los estados nacionales vendan o asignen áreas nacionales a otras naciones o corporaciones para alimentos o biocombustibles, producción de plantaciones o, como concesiones mineras o madereras en tierras ya ocupadas por otros reclamantes. Estos pueden ser territorios históricos, como es el caso de los pueblos Indígenas y las comunidades locales cuyos regímenes de tenencia pueden no ser reconocidos por el estado, o tierras de colonos/campesinos que pueden ser simplemente expropiadas por decreto o violencia.

Las tierras amazónicas pueden involucrar transferencias transnacionales internacionales a gran escala para corporaciones para el desarrollo de la tierra. El caso clásico aquí es Fordlandia, pero otras concesiones internacionales de tierras durante los tiempos autoritarios de Brasil incluyeron *Jari* de Daniel Ludwig, el rancho Volkswagen, el rancho Caterpillar (entre muchos otros que recibieron incentivos fiscales), así como transferencias a muchas corporaciones nacionales a gran escala. Los derechos sobre los recursos del subsuelo a gran escala de hidrocarburos, minerales y derechos madereros en concesión son comunes y, por lo general, se resuelven a través de concesiones estatales y complejos acuerdos de participación. Debido a que los estados nacionales suelen hacer valer los derechos sobre el subsuelo, la asignación y subasta de tales derechos a consorcios internacionales (y, a veces, a socios nacionales) ocurre ampliamente, incluso si las tierras y los recursos asociados con tales concesiones están ocupados por personas cuyos medios de subsistencia, vidas, recursos, culturas e historias pueden ser dramáticamente deshechos por estas acciones (Finer *et al.* 2008; Perreault y Valdivia 2010; Valdivia 2015; Bebbington *et al.* 2018a; ver también el Capítulo 18 sobre el estudio de caso de Ecuador). Los impactos sobre las poblaciones locales pueden implicar desplazamiento, destrucción de recursos críticos o recursos de subsistencia como peces y cultivos de árboles, robo de recursos, contaminación, introducción de enfermedades, así como ataques culturales que incluyen violencia, esclavitud local y ataques a mujeres, líderes y guardianes del bosque. Los casos bien documentados incluyen los de la minería aurífera informal, la minería formal en *quilombos* en la parte alta del río Trombetas y los oleoductos en *quilombos* tierras de cerca del puerto de Barcarena en el estado de Pará, Brasil. Se abrieron tierras Indígenas para la extracción de petróleo en Ecuador, Bolivia, Perú y Colombia (Oil & Gas Journal 1999; Finer *et al.* 2009; Widener 2009; Hindery 2013; Bebbington *et al.* 2018b).

La infraestructura a gran escala, como las represas, también implica la expulsión y apropiación de la tierra y los recursos de los ocupantes actuales, y la inundación de los estanques de captación puede conducir al “asesinato del río”. El desplazamiento, las inundaciones, la alteración de los derechos de acceso, la pérdida de recursos y la destrucción del patrimonio cultural y la anulación de los derechos legales de ocupación son una historia recurrente y común (Hernández-Ruz *et al.* 2018; de Lima *et al.* 2020).

El acaparamiento de tierras también puede reflejar regímenes de tenencia superpuestos que son una función de leyes de tierras y derechos de propiedad promulgados en diferentes momentos históricos pero que aún son más o menos legales, como la tenencia de tierras otorgada en el estado brasileño de Acre y por Bolivia sobre los mismos territorios antes de la adjudicación de territorios nacionales. A veces se han validado derechos de simple ocupación por un tiempo, y luego nuevos regímenes modifican la legalidad de la tenencia, como cuando las concesiones de recolección se transformaban en propiedad legal (A oligarquía do Tocantins eo domínio dos castanhais, Coleção Igarapé. Tenencia de la tierra Brasil Marabá. Oligarquía Brasil Marabá. Latifundio Brasil Marabá. Capitalistas y financieros Brasil Marabá. Marabá (Brasil) Condiciones económicas. Conflicto social Brasil Marabá. Río Tocantins (Brasil), Monopolios Brasil Marabá. 1988 Belém Centro de Filosofia e Ciências Humanas/NAEA (Núcleo de Altos Estudos Amazônicos)/UFPA - Universidad Federal do Pará) (Emi 1988). A veces, diferentes agencias de tierras con diferentes competencias jurisdiccionales (federales y estatales, por ejemplo) han validado

han validado reivindicaciones sobre la misma propiedad con propietarios que compiten entre sí. A veces, se han validado derechos históricos, como en los territorios Indígenas y las tierras de los *quilombos* o las comunidades locales, o han entrado en juego nuevas categorías de tierras, como varios tipos de áreas protegidas. Porque la tierra es importante como activo, medio de producción, medio de lavado de dinero proveniente de actividades ilícitas o clandestinas (Dávalos, Holmes et al. 2014) La demanda de carne de res no está relacionada con la expansión de pastizales en el noroeste de la Amazonía: Conservación Biológica, páginas 64-73 volumen 170 año 2014 (Dávalos *et al.* 2014), como mecanismos de captura de rentas institucionales como el crédito y otros subsidios a la producción, y como vehículo de especulación con costos de entrada relativamente baja. La intensificación de la producción de carne de res generará resultados de conservación en la Amazonía brasileña (Merry y Soares 2017), cambiando de bosque a tierras despejadas, lo que ha sido una de las mejores formas de “Prestidigitación de la propiedad” (Campbell 2015). Los derechos sobre la tierra también han sido asegurados a través del fraude de títulos, la violencia y, más recientemente, en el actual régimen federal brasileño, con amnistía. En esta complejidad de los regímenes de tenencia, o en el caso de las tierras federales no designadas (terras devolutas, como se las conocen en Brasil), los derechos sobre las tierras superficiales en competencia se resuelven a través de la compensación para la reivindicación, el antiguo dictamen del derecho romano, *uti possedetis*: el que tiene, conserva. En esta vorágine de regímenes de tenencia, la ganadería y la infraestructura que la acompaña han jugado un papel especial. El ganado tiene múltiples lógicas en los contextos amazónicos: no necesita mucha mano de obra, es a la vez un activo y un medio de producción de otros activos (más ganado), la ganadería es flexible, puede ser de subsistencia o de mercado, local o regional, así como un producto global. El desarrollo de los pastos en sí es relativamente simple y económico: implica talar el bosque, dejarlo secar y prenderle fuego. Sigue la siembra posterior con pastos exóticos, y lo que había sido un bosque muy diverso de cientos de especies se reduce a unas pocas para crear un hábitat para una especie: bovinos que deambulan en bajas densidades por paisajes cada vez más empobrecidos. La creación de pastos a partir de los bosques anula en gran medida cualquier uso alternativo de la tierra, basado en los bosques o en la mayoría de los usos agrícolas que no empleen herbicidas, razón por la cual los recolectores de productos forestales y la gente de los bosques en general, y los pequeños agricultores, se han resistido a la expansión de la ganadería, y por qué la ganadería se ha convertido en una característica central de la invasión de tierras en áreas protegidas e Indígenas, áreas de expansión de caminos y nueva colonización, y por qué este uso de la tierra es tan cuestionado (Simmons et al. 2007; Grajales 2011; Ballve 2013; Botia 2017; Schminck et al. 2019).

La utilidad del ganado como producto, sin embargo, media un activo mucho más valioso que es a través del “clareo para la reivindicación” (la demostración del uso efectivo de la tierra) que es un elemento necesario para la defensa de las reivindicaciones territoriales y la transformación de las tierras aparentemente “amorfas” en propiedad privada. En este contexto, el título, por dudoso que sea, ayuda en la transferencia de bienes raíces y ha dado lugar a una gama de prácticas fraudulentas, incluyendo la más reciente, la capacidad de comprar tierras amazónicas georreferenciadas pero reivindicadas y despejadas ilegalmente en Facebook (Fellet y Pamment 2021).

El aumento de los precios de la tierra “caliente” el mercado de la tierra y todo lo que moviliza, incluyendo el recargo de la tierra “productiva” y la expansión del esfuerzo de acaparamiento de tierras. El gran crecimiento en el volumen de tierras apropiadas en los últimos años en otros países además de Brasil, correspondiente a una tasa de 1,2 millones de hectáreas al año, puede indicar un presagio de un nuevo ciclo de acaparamiento de tierras que precede a un ciclo correspondiente de “tierra productora”, es decir, convertirla en un producto (Araújo et al. 2009; Rajão et al. 2020 Campbell, Jeremy M. Prestidigitación de la propiedad: especulación y futuros ambientales en la Amazonía brasileña. Washington University Press; Campbell 2015). Los programas de infraestructura en expansión para toda

la Amazonía con sus nuevas y vastas redes viales regionales y la fuerte asociación de carreteras y desmonte (Pfaff et al. 2007; Perz et al. 2013; Pfaff et al. 2018; ver también los capítulos 14 y 17) y, con la especulación, sugieren una deforestación acelerada, especialmente en las condiciones regulatorias laxas actuales, que imitan las de épocas anteriores (Hecht 1985, 1993; Barona et al. 2010; Bowman et al. 2012; Dávalos et al. 2014). El aspecto especulativo es especialmente relevante en el contexto de la incertidumbre sobre la tenencia de la tierra, el desarrollo de infraestructura ampliada y el avance de las fronteras de cultivos (Bowman et al. 2012; Richards et al. 2014; Campbell 2015). La ganadería puede ser financieramente atractiva en el contexto de la especulación de la tierra, como una forma de asegurar grandes áreas de tierra a bajo costo hasta que los precios de la tierra suban, y como un medio para capturar una serie de rentas institucionales (Hecht 1993; Miranda et al. 2019; Meyfroidt et al. 2020; Mann et al. 2014 (Escolhas 2020, Instituto Escolhas. De los pastos al plato: Los subsidios y la huella ambiental de la industria de la carne de res en Brasil. Sao Paulo; Instituto Escolhas 2020). Por rentas institucionales nos referimos al valor que proviene de la infraestructura y los servicios del gobierno, incluyendo varios incentivos fiscales (líneas de crédito, política comercial), investigación y políticas favorables.

ariados y 1,4 millones de hectáreas a plantaciones asalariadas (Tabla del Anexo-15.2a, b y Figura 15.6). Esta operación puede haber arrojado, solo por las diferencias de precios de los pastos (Figura 15.3a, Anexo), un total de USD 5,1 mil millones, o USD 463 millones por año durante esta fase, equivalente al 6,2 % del VBP o al 87 % de ingreso neto para la trayectoria productiva pecuaria asalariada en 2017 (Figura 15.2; Tabla del Anexo 15.1). En cualquier caso, el valor real patrimonial de la tierra creció en el período 1995-2017 en promedio un 7,6 %/año si estaba cubierto de bosques, y aún más rápido, un 7,8 %/año si estaba cubierto de pastos.

Esto indica la centralidad de la ganadería asalariada en los procesos de expansión de las fronteras agrícolas, deforestación, especulación de tierras, privatización de tierras públicas y desplazamiento de medios de vida alternativos y socioecológicamente más sostenibles. Explicando parte de la dinámica de expansión, la disminución de nutrientes del suelo y la invasión de pastizales por arbustos (la generalizada “*juquira*”) contribuye a la presión para despejar y quemar más bosques nativos o secundarios para usar la ceniza de la quema como una especie de fertilizante para los cultivos, mientras que la necesidad de extracción de madera como forma de financiación también estimula una mayor tala. En consecuencia, los establecimientos ganaderos están fuertemente involucrados en la extracción de madera para financiar la producción de pastos (ver el Cuadro 15.2).

### 15.2.5 Producción agrícola basada en salarios

La trayectoria productiva basada en salarios, dominada en la Amazonía brasileña por el sistema de cultivo anual de soya y maíz, responde a la demanda de productos industriales y comestibles en las economías nacionales, pero sigue estando mayormente orientada a la exportación. En Brasil, su expansión no hubiera sido posible sin décadas de investigación patrocinada por el estado dirigida por genetistas de plantas y agrónomos de EMBRAPA, que condujo al desarrollo de los llamados cultivares de soya “milagrosa”, capaces de tolerar los suelos ácidos y niveles de aluminio uniformes en los suelos (Hecht y Mann 2008; Oliveira 2013). La investigación de EMBRAPA sobre la fijación biológica de nitrógeno por las plantas permitió la eliminación de fertilizantes nitrogenados en el cultivo de soya, reduciendo los costos de producción, para permitir que la soya brasileña compita en el mercado internacional (Dobereiner 1990).

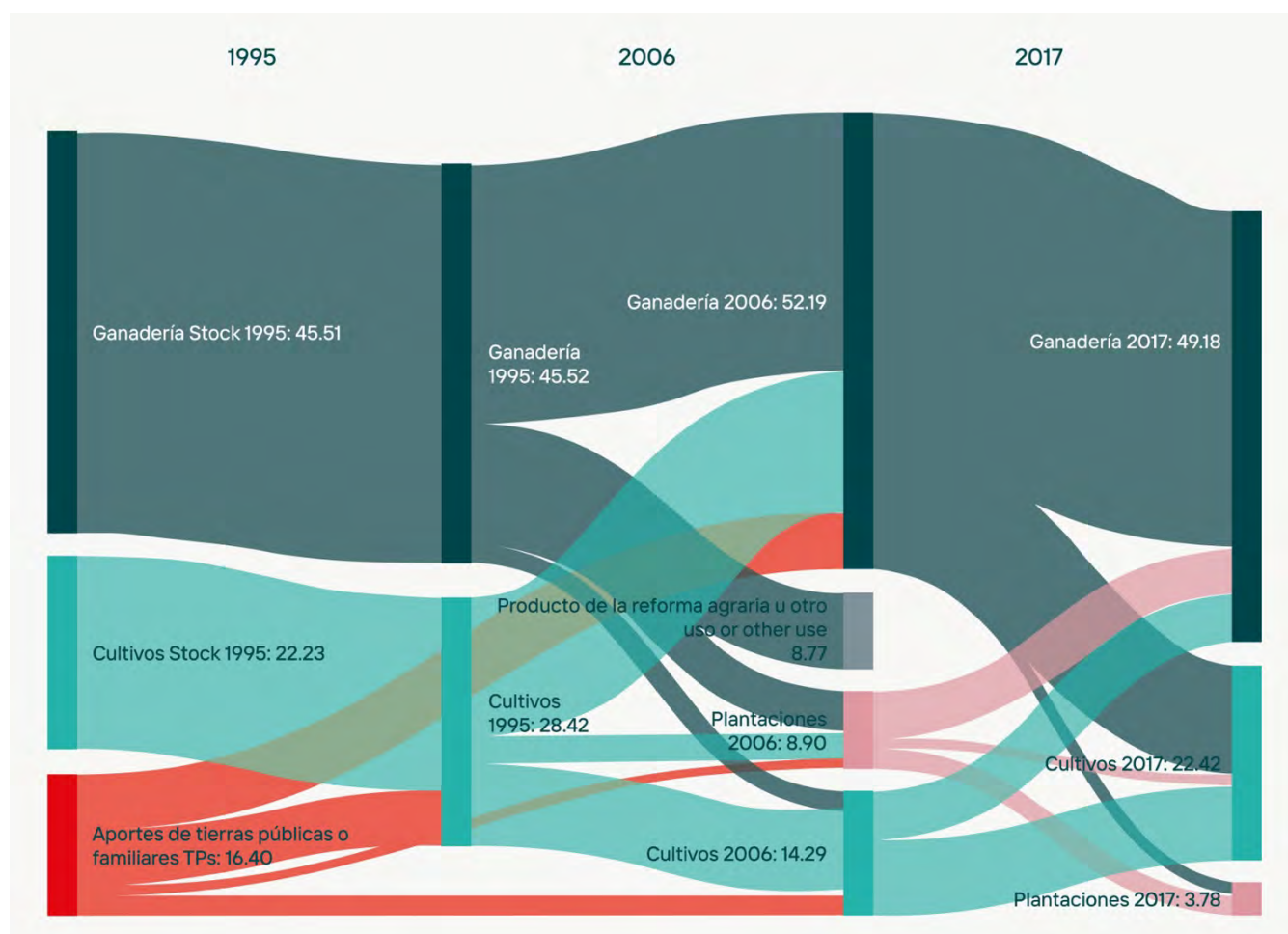
El gobierno promovió la expansión y modernización de la agricultura brasileña mediante, además de las ya mencionadas políticas de apoyo a la investigación, monetarias y agrícolas, otorgando crédito a los agricultores a tasas de interés por debajo del mercado y financiando la construcción de carreteras y vías fluviales, centros logísticos, puertos, infraestructura de almacenes y equipamiento (Garrett y Rausch 2015). En la Amazonía, el sector privado especialmente las empresas de semillas,

juega un papel fundamental en el suministro de crédito, especialmente en el contexto de reivindicaciones de tenencia de la tierra informales o en disputa (Garrett *et al.* 2013a), pero más recientemente en el contexto del cambio de los créditos públicos al financiamiento privado, como se analiza en el Capítulo 14.

En la Amazonía brasileña, en 1995 la soya ya representaba el 43% del valor de la producción de cultivos asalariados. Junto con la soya, su cultivo rotativo, el maíz, creció en valor, pasando de 4,4% en 1995 a 13,6% en 2017 (Figura 15.6a, Anexo). Fuertemente determinado por esta composición, el crecimiento de los cultivos asalariados alcanzó un 9,2% anual en todo el período, elevando su VBP de USD 1.200 millones en 1995 a USD 8.100 millones en 2017 (Figura 15.2).

Con el rápido crecimiento de los cultivos asalariados, la demanda de tierras deforestadas alcanzó los 13,1 millones de hectáreas en 2017. Para cubrir esta necesidad, se deforestaron 7,2 millones de hectáreas de ganadería asalariada y 0,7 millones de plantaciones asalariadas se cambiaron a cultivos asalariados, además de los 5,2 millones de hectáreas que ya estaban en operación (Figura 15.7).

Al final del período, el stock total de tierras de cultivos asalariados era prácticamente el mismo que al inicio: 22,4 millones de hectáreas (Figura 15.6). Sin embargo, hubo un cambio fundamental: a pesar de la Moratoria de la Soya (Cuadro 15.3; ver también los Capítulos 17 y 19), la proporción del área deforestada en relación con el área total de cultivos asalariados creció de 43% en 1995, y a 58% en 2017, prácticamente las mismas proporciones



**Figura 15.6** Cambios en la propiedad de la tierra en TP asalariados, 1995-2017 (millones de hectáreas). Fuente: IBGE, Censos Agropecuarios 1995, 2006 y 2017, Tabla del Anexo-15.2a, b.

que la ganadería asalariada (Figura 15.4a, Anexo).

Los sistemas de cultivo a gran escala, en particular la producción de soya y semillas oleaginosas que compiten a nivel mundial, requieren altos niveles de insumos de capital y mecanización para lograr economías de escala, así como las mejores tecnologías de semillas e insumos químicos disponibles. La soya sigue siendo la más lucrativa de las anuales comerciales debido a la gran y creciente demanda a nivel mundial y a los sustanciales subsidios gubernamentales, particularmente en Brasil (Oliveira 2016). La producción de maíz de doble cosecha con soya está aumentando debido a la demanda de alimentos para animales en Asia, Europa y Medio Oriente. La demanda de carne está creciendo en las regiones andinas, que importan de la Amazonía a través de la nueva carretera Transoceánica en la Amazonía occidental. En la Amazonía brasileña, las nuevas iniciativas estatales de acuicultura también están impulsando grupos de producción de cultivos, principalmente soya para alimento de peces.

La evolución de la soya en la Amazonía brasileña ha llevado a un complejo proceso de tenencia de la tierra. En un principio, la entrada de la soya y su alto grado de mecanización redujeron, en términos absolutos, la necesidad de tierras para el cultivo de soya. Así, las tierras deforestadas entre 1995-2006 registraron grandes desplazamientos de 8,8 millones de ha de cultivos asalariados a ganadería asalariada, y 1,6 millones a grandes plantaciones, dejando un stock de 5,2 millones de ha. Al mismo tiempo, sin embargo, los requerimientos técnicos y logísticos de la soya generaron una demanda de terrenos con características especiales (áreas planas con una pendiente menor al 12%, con suelos bien drenados) en lugares específicos, cerca de las principales carreteras e infraestructura relevante de la cadena de suministro y los servicios de apoyo (Garrett *et al.* 2013b). Por lo tanto, las empresas de cultivos asalariados también registraron posteriormente adquisiciones significativas de 7,8 millones de hectáreas de tierra utilizada entre 2006 y 2017. Estos provenían de pequeños propietarios, asociados con conflictos por la tierra y resistencia local, tipificados por las regiones productoras de soya

altamente publicitadas de Santarém (Steward 2007), o de existencias previamente formadas de áreas deforestadas por ganadería asalariada, o deforestación de nuevas áreas (Figura 15.7 y Tabla del Anexo 15.2a, b). Aunque la soya ocupa una proporción menor del área agrícola en la Amazonía brasileña en comparación con el ganado, ha sido muy importante para las trayectorias de desarrollo regional y tiene interacciones complejas con el desmonte y el ganado a través de la especulación, la intensificación y el desplazamiento del ganado hacia más “zonas fronterizas”.

No obstante, la soya y otras plantas anuales generan sustancialmente más ingresos que cualquier otra actividad, excepto la ganadería, y participan en un mercado global en expansión de alimentos para animales. Además, cuando los propietarios viven en el mismo lugar donde se encuentra sus propiedad, gastan dinero localmente en bienes y servicios, lo que promueve el desarrollo de infraestructuras que benefician a todos los miembros de la comunidad local y logran establecer vínculos económicos con la poblaciones locales (Garrett y Rausch 2015).

Las “agrociudades” emergen en estas nacientes regiones de soya a medida que se establecen nuevos negocios para vender bienes y servicios no agrícolas a trabajadores de los agronegocios, lo que genera nuevas oportunidades de empleo tanto dentro como fuera del sector agrícola. Debido a esta dinámica, la producción de soya tiende a asociarse con mayores ingresos, logros educativos y acceso a la salud, en comparación con otros usos de la tierra basados en salarios e incluso en comparación con municipios no agrícolas (Garrett y Rausch 2015; VanWey *et al.* 2013). Esto se debe en parte a las características del empleo y los flujos migratorios de mano de obra relativamente calificada a ciudades como Lucas do Rio Verde (estado de Mato Grosso, Brasil).

Sin embargo, la producción de soya también es un proceso altamente excluyente y tiende a exacerbar la desigualdad (Garrett *et al.* 2013b; McKay y Colque 2016; Oliveira 2016; Oliveira y Hecht 2016; VanWey

*et al.* 2013; Weinhold *et al.* 2013). Esto significa que gran parte de los beneficios dentro de las “agriculturas” se concentra en las élites terratenientes y los trabajadores calificados en el sector agroindustrial a expensas de la mano de obra migrante de otras regiones, así como la desinversión relativa en economías alternativas (incluyendo la mucho más sostenible y lucrativa producción agroecológica de frutas, hortalizas y otros productos de mayor valor agregado), y el agravamiento de los conflictos socioecológicos y las dinámicas de apropiación de la tierra. Los trabajos mejor pagados y la mejor calidad de vida a menudo fluyen hacia los migrantes, mientras que los locales a menudo quedan excluidos de estos beneficios pero soportan la peor parte de los impactos negativos por ejemplo, la contaminación ambiental debido al mayor uso de agroquímicos (Oliveira 2012). En Bolivia en particular, debido a los programas históricos de desarrollo de la tierra y la falta de protección legal para los pequeños propietarios, se entregó mucha tierra a inversionistas extranjeros, principalmente empresas brasileñas (Hecht 2005; McKay y Colque 2016). También hay una presencia de Menonitas muy activa en la producción agroindustrial en Bolivia (Hecht 2005), y actualmente son muy activos en la transformación de la tierra en Perú y Bolivia. La mayor parte de la producción de soya en Brasil y Bolivia se exporta sin procesamiento, lo que limita las posibles ganancias y beneficios de valor agregado para las comunidades locales (McKay 2017).

Históricamente, la ganadería y la producción de cultivos básicos han sido impulsadas por diferentes conjuntos de actores, industrias e incluso paradigmas de desarrollo. Sin embargo, a medida que más agricultores buscan formas de agregar valor a sus tierras a la luz de la disminución de las oportunidades de expansión (Cortner *et al.* 2019), el grado de integración y fluidez entre los diferentes tipos de uso de la tierra se ven restringidos en última instancia por los bloqueos de uso de la tierra (dependencias de ruta), los costos de entrada, las formas de escasez de capital y las dimensiones culturales. Como se describe en el Capítulo 14, las prácticas pasadas brindan una gran rigidez a las transformaciones futuras, al requerir políticas de “gran im-

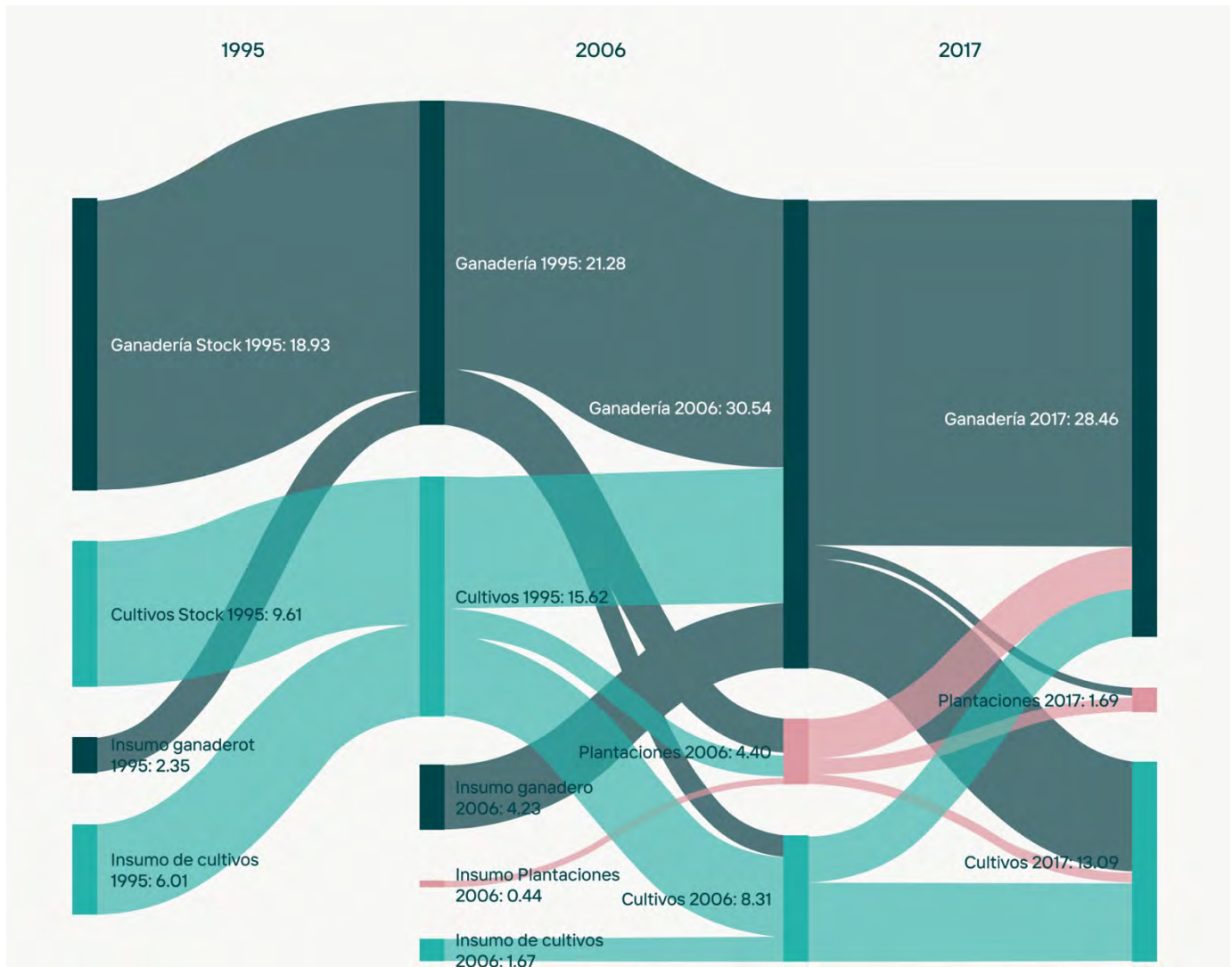
pulso” y grandes inversiones iniciales para resolver problemas de acción colectiva (Cammelli *et al.* 2020).

Otra rigidez importante se deriva de las normas culturales que han co-evolucionado con los sistemas agrícolas en la Amazonía. Los ganaderos y los agricultores locales tienden a tener antecedentes diferentes, y los ganaderos pueden menospreciar el cultivo como una actividad (Cortner *et al.* 2019). La ganadería está vinculada a los procesos históricos de colonización ibérica y las culturas ganaderas (Baretta y Markoff 1978; Hoelle 2015), mientras que los agricultores de soya y otros cultivos en hileras, que típicamente migraron más recientemente a la región a través de programas privados de colonización, provienen de comunidades alemanas e italianas en el Sur de Brasil, y están vinculados a la modernización y las nuevas tecnologías (Jepson 2006). Estas trayectorias históricas influyen en la capacidad de los usuarios de la tierra de participar en diferentes sistemas, y los productores de soya generalmente se benefician de un mayor acceso al capital de sus redes familiares, subsidios gubernamentales, financiamiento del sector privado y capacitación y asistencia financiera y tecnológica de los Estados Unidos y Japón (Garrett *et al.* 2013b; Nehring 2016; Oliveira 2016).

### **15.2.6 Plantaciones basadas de salarios: Caucho, aceite de palma y otras mercancías globales**

Lo que distingue a las plantaciones de base asalariada es la importancia de los cultivos de árboles permanentes en grandes áreas de siembra homogénea. La primera experiencia empresarial de este tipo en la Amazonía fue el desafortunado proyecto de Henry Ford para una plantación de caucho en Fordlândia y Belterra, entre las décadas de 1920 y 1940 (Costa 1993; Grandin 2009). Siguieron otras experiencias con la promoción de plantaciones de caucho por parte de empresas como Pirelli, y políticas públicas, como el Programa Nacional para el Desarrollo del Caucho (PROBOR) del Gobierno Federal de Brasil en la década de 1970, con resultados igualmente decepcionantes (Costa 2000). En todos los casos, las plantaciones homogéneas de árboles





**Figura 15.7** Cambios en el uso del suelo en TP asalariados, 1995-2017 (millones de hectáreas). Fuente: IBGE, Censos Agropecuarios 1995, 2006 y 2017. Tabla del Anexo-15.2a, b.

en la Amazonía tenían poca resiliencia frente a los ataques de patógenos abundantes en los ecosistemas cálidos y húmedos de la región (Dean 1987).

En Brasil, el número de plantaciones de monocultivos de árboles y sus contribuciones económicas han disminuido en los últimos años. Actualmente, las plantaciones amazónicas más comunes son de palma aceitera y coco. En 2017, según el censo agropecuario, los monocultivos produjeron el 94% de las 659.800 toneladas de palma aceitera y el 92% de los 124 millones de frutos de coco de bahía. El

gobierno brasileño promovió activamente la expansión de la palma aceitera en el este Amazónico (estado de Pará), comúnmente llamada *dendê* en Brasil.

La palma aceitera se introdujo por primera vez en las tierras bajas del este de la Amazonía en 1940, y se establecieron plantaciones experimentales con financiamiento del gobierno en 1968 y 1975. Pero hasta 1980, la palma aceitera solo cubría unas 4.000 ha en todo el estado de Pará, y la mayor parte de la producción estaba a cargo de pequeños

agricultores, organizados en cooperativas o de forma independiente, que abastecían los mercados regionales de alimentos.

Poco a poco, sin embargo, esas plantaciones fueron adquiridas por Agropalma, actualmente el mayor productor de aceite de palma en Brasil, y posiblemente en toda América Latina. Agropalma (o las empresas que eventualmente se incorporaron a ella) continuaron adquiriendo miles de hectáreas de tierra, en su mayoría pastos degradados, para expandir las plantaciones durante las décadas de 1980 y 1990. Estas décadas fueron un período de intensa deforestación y conflictos violentos en la región, y mientras Agropalma empezaba a consolidar su agronegocio de palma aceitera, el sector también sufría presiones de organizaciones no gubernamentales (ONG) internacionales que denunciaban la deforestación, la contaminación agroquímica, y el desplazamiento de pequeños agricultores y la producción de alimentos asociada al sector. Este fue particularmente el caso en el sudeste asiático, donde la producción de palma aceitera se había expandido más, pero las preocupaciones también llegaban al floreciente sector en Brasil (Nahum 2011; Monteiro 2013; Alonso-Fradejas *et al.* 2016). Por lo tanto, en 2002, Agropalma reformuló un sistema de contratos para pequeños productores que imitaba los de Malasia, a través del cual podría promover los beneficios sociales y ambientales de la producción de palma aceitera en el este de Pará, argumentando que no solo diversificaría la economía local de agricultura comercial a pequeña escala, sino también reducir la deforestación mediante la creación de una actividad económica “sostenible” en tierras “marginales”, principalmente pastos degradados (Monteiro 2013). Estos argumentos fueron adoptados por la administración entrante del Partido de los Trabajadores en Brasil, que incluyó la producción de aceite de palma por pequeños agricultores como un pilar de su Programa Nacional de Producción y Uso de Biodiesel (PNPB) en 2004. Agropalma construyó la primera refinería de biodiesel para operar con aceite de palma en Brasil en 2005, y se desató una ola de inversiones por parte de empresas privadas y estatales brasileñas, así como de agronegocios extran-

jeros (Monteiro 2013; Potter 2015).

Sin embargo, desde los primeros años del programa nacional de biodiesel, se hizo evidente que los agronegocios de aceite de palma no podían aumentar la producción de manera rentable para operar sus refinerías con suministros contratados de pequeños agricultores familiares. Los nuevos inversionistas corporativos (de Estados Unidos, Canadá, Portugal, Japón, China y el propio Brasil) comenzaron a establecer sus propios monocultivos a gran escala y/o adquirieron plantaciones de palma aceitera de los pequeños propietarios que las establecieron, pero no pudieron sostener las operaciones cuando comenzaron las cosechas intensivas por falta de mano de obra (generalmente dos o tres años después de plantadas las palmas) (Oliveira 2017). Por lo tanto, el apoyo y estímulo del gobierno para que los pequeños agricultores cambiaran a la palma aceitera estaba sirviendo básicamente como un mecanismo de despojo indirecto y concentración de tierras entre las nuevas agroindustrias que se estaban instalando en la región (Nahum 2011; Bernardes y Aracri 2011; Monteiro 2013; Alfarero 2015). Desde la lógica de los inversionistas del agronegocio, las grandes plantaciones autogestionadas parecían el mejor instrumento para la producción y el procesamiento de aceite de palma en la región, a pesar de las intenciones originales del plan de biodiesel del gobierno brasileño y del discurso “socialmente inclusivo y ambientalmente sostenible” que aún promueven las corporaciones de agronegocios que estaban ganando terreno rápidamente en la región. Sin embargo, sigue existiendo la adopción parcial o el mantenimiento de algunos contratos de agricultura con pequeños agricultores, en particular por parte de Agropalma, ADM y las empresas en las que participaba el propio estado brasileño, como Petrobras y Biovale, para obtener subsidios del programa del PNPB de apoyo a pequeños agricultores.

Dinámicas similares también estuvieron presentes en la Amazonía ecuatoriana y peruana, donde las políticas neoliberales permitieron asociaciones empresa-comunidad que capturaron beneficios sociales para los procesadores de palma aceitera,

mientras que los pequeños agricultores se integraron negativamente y se vieron obligados a deforestar tierras adicionales para permanecer en el negocio. Furumo y Aide (2017) calcularon el cambio de uso de la tierra para la palma aceitera en América Latina entre 2000 y 2014. Descubrieron que la región amazónica tenía la tasa más alta de conversión de bosques para plantaciones de palma aceitera en las Américas (junto con Guatemala).

A escala nacional, Perú experimentó la tasa más alta de pérdida de vegetación leñosa por la expansión de la palma aceitera (76%), con 15.685 ha. Esto fue particularmente llamativo en la vasta región de Loreto en la Amazonía peruana, donde el 86% (11.884 ha) de la expansión local de la palma aceitera se produjo a expensas de los bosques. En los departamentos de Sucumbíos y Orellana de la Amazonía ecuatoriana, había 15.475 ha de plantaciones de palma aceitera en 2014; 3.665 ha estuvieron asociadas a conversión de suelo, incluyendo 1.582 ha de pérdida de vegetación leñosa en estos departamentos (43%). El estado brasileño de Pará en la Amazonía presentó la mayor área de pérdida de bosques a escala nacional asociada con la expansión de la palma aceitera en el estudio: se detectaron 70.923 ha de expansión de palma aceitera, de las cuales el 40% (28.405 ha) reemplazó vegetación leñosa (Furumo y Aide 2017, p. 6).

Sin embargo, la producción de las plantaciones asalariadas cubre una gama más amplia de cultivos permanentes. En el orden de importancia del VBG entre los cultivos permanentes, además de la palma aceitera y la coco de bahía, con 37,4% y 11%, respectivamente, están el cacao, con 20,7%, el *açaí*, con 12,6% y la naranja con un 4%, por citar los más importantes (Figura 15.7a, Anexo).

Las plantaciones homogéneas de *açaí* comenzaron a expandirse en la Amazonía (y en otras partes de Brasil) durante la última década, motivadas por el desarrollo de variedades adaptadas a los suelos de tierras altas por parte de EMBRAPA. El IBGE empezó a contabilizar el *açaí* plantado homogéneamente en 2015. Según sus estimaciones agrícolas anuales (PAM), de 2015 a 2019, el área sembrada

con *açaí* en la región Norte (principalmente Pará) se expandió de 136.312 ha a 194.405 ha (IBGE 2019, tabla 1613). El censo agropecuario de 2017 confirmó 129.210 ha de plantaciones de *açaí*, de las cuales solo el 12% eran plantaciones asalariadas; los cultivadores de *açaí* más importantes fueron los agroforestales familiares, con el 64% del total. Las plantaciones homogéneas de *açaí* a gran escala son predominantemente irrigadas, pero las plantaciones homogéneas de *açaí* no son necesariamente más intensivas que los sistemas agroforestales de *açaí* a pequeña escala bien manejados, particularmente en las áreas ribereñas. Las áreas agroforestales de *açaí* mejor gestionadas pueden tener una productividad equivalente y una densidad comparable de matas/tallos/ha a las plantaciones más recientes de *açaí* y su valor por hectárea suele ser mayor que el de la soya (Brondizio 2008).

Entre 2006 y 2017, el número de establecimientos en plantaciones asalariadas disminuyó de 20.000 a 16.000 en la Amazonía brasileña, mientras crecía modestamente, a un 1,1% anual, de un VBP de R\$ 1,8 a R\$ 2,1 mil millones. Con tal desempeño, la TP redujo su participación en la economía rural de la región del 5% a sólo el 3%. El número de trabajadores se mantuvo constante en alrededor de 70.000, y hubo una disminución en la superficie de tierra de 7.8 a 3.8 millones de hectáreas y en tierras utilizadas, de 4 a 1.7 millones de hectáreas (Figura 15.2 y Tabla del Anexo-15.2a, b).

Evidentemente, la expansión de las plantaciones comerciales no ha sido tan rápida ni tan amplia como la soya en Brasil, pero se están convirtiendo rápidamente en una forma importante de ocupación de la tierra en la Amazonía. Esto está jugando un papel en el impulso de la deforestación directa, particularmente en el bajo Amazonas (estado de Pará en Brasil) y más recientemente en el Amazonas occidental (especialmente Perú, Ecuador y Colombia). La deforestación para la expansión de la palma aceitera es una de las amenazas potenciales para los bosques en la región “Trans-Purus” en la parte occidental del estado brasileño de Amazonas, como lo demuestra el intento de las empresas de palma aceitera de Malasia de comprar tierras en

### Cuadro 15.3. Moratoria de la soya

El pequeño número de comerciantes que manejan la soya sudamericana se ha comprometido a limitar la deforestación en la Amazonía, lo que se denominó Moratoria de la soya. Este acuerdo, que básicamente no es vinculante, fue desencadenado por las amenazas de la Unión Europea (UE) de boicotear la soya brasileña y, al igual que otras materias primas mundiales (piense en productos y certificaciones orgánicas o de comercio justo) implicó el uso de las cadenas de suministro como palancas sobre las fuentes de materias primas. La Moratoria de la Soya de Brasil fue el primer acuerdo voluntario de deforestación cero implementado en el trópico y sentó las bases para la gobernanza de la cadena de suministro de otros productos básicos, como la carne de res y el aceite de palma. En respuesta a la presión de los minoristas internacionales y, en su mayoría, de las ONG conservacionistas, los principales comerciantes de soya firmaron el acuerdo de no comprar soya cultivada en tierras amazónicas deforestadas después de julio de 2006. La industria de la soya extendió la Moratoria de la Soya hasta mayo de 2016, momento en el cual esperaban que la gobernanza ambiental de Brasil y el monitoreo del uso de la tierra obviarían la necesidad de tal acuerdo. La deforestación en el Arco de la Deforestación, y en la Amazonía brasileña en general, se redujo en casi un 80% entre 2005 y 2012, y reflejó una intensificación hasta cierto punto, pero esta disminución de la deforestación no desaceleró la pérdida de bosques, sino que desvió la tala (de Waroux *et al.* 2016; de Waroux *et al.* 2019; Nolte *et al.* 2017; Hecht 2005; ver también los capítulos 14 y 17). Este proceso se llama fuga. En este caso, la deforestación explotó en el Chaco argentino, la Chiquitania boliviana, el Cerrado central brasileño y el Cerrado oriental y Caatinga, áreas que forman parte de la nueva frontera de la soya conocida como Matopiba, siglas compuestas por las primeras sílabas de los estados de Maranhão, Tocantins, Piauí y Bahía. La dinámica de esta fuga es compleja, reflejando los impactos de una regulación más laxa (estas otras áreas tienen mucho menos monitoreo), precios más bajos de la tierra, dinámicas crediticias, políticas de tierras de promoción de asentamientos, entre otros, así como el desplazamiento de los sistemas ganaderos hacia nuevos bosques (Meijer 2015; de Waroux *et al.* 2016; de Waroux *et al.* 2019; Nepstad *et al.* 2019; Meyfroidt *et al.* 2020).

La rigidez y concentración del poder de mercado en manos de unas pocas empresas está sujeta a un intenso debate: algunos creen que esto abre la oportunidad de aprovechar las intervenciones del sector privado para mejorar la gobernanza de la sostenibilidad en la Amazonía (Reis *et al.* 2020), mientras que otros sostienen que esto consolida prácticas insostenibles, mejora la captura institucional y excluye alternativas más agroecológicas y socialmente justas para el desarrollo rural (Oliveira y Hecht 2016). Como socio de la Moratoria de la Soya, también surgió la idea de una moratoria de la carne amazónica. Brasil es ahora el mayor exportador de carne de res del mundo, por lo que la moratoria de la carne de res, elaborada siguiendo los lineamientos de la Moratoria de la Soya y apoyándose en algunos supermercados y los principales mataderos, dominados por las empacadoras de carne JBS, Marfrig y Minerva, esperaba frenar la expansión de la ganadería y mejorar intensificación de la producción de carne de res. Sin embargo, la división del trabajo entre las operaciones de cría de vacas y terneros y las operaciones de engorde significaba que los animales criados en tierras fronterizas deforestadas (vacas y terneros) podían “terminarse” en ranchos libres de deforestación, utilizando así la división de producción como una escapatória para evadir el cumplimiento total. JBS se ha visto envuelto en múltiples escándalos de corrupción (Nishijima *et al.* 2019). La baja participación de mercado de los mataderos que han hecho estrictos compromisos de sostenibilidad (de Waroux *et al.* 2019) es mínima en comparación con el sacrificio de ganado mayoritariamente de carne que probablemente se destina a los mercados nacionales, que es más difícil de rastrear (Hoelle 2017; SEI 2018). Investigaciones recientes revelaron que al menos el 17% de los envíos de carne vacuna a la Unión Europea desde la región amazónica y el Cerrado, la sabana de Brasil, pueden estar relacionados con la destrucción ilegal de bosques (Rajão, Soares-Filho *et al.* 2020) Rajão, Raoni. Soares-Filho, Britaldo. Nunes, Felipe. Börner, Jan. Machado, Lillian. Assis, Débora. Oliveira, Amanda. Pinto, Luis. Ribeiro, Vivian. Rausch, Lisa. Las manzanas podridas

del agronegocio brasileño (Rajão *et al.* 2020). Según una investigación de Global Witness, JBS, Marfrig y Minerva compraron ganado de un total combinado de 379 ranchos entre 2017 y 2019 donde se había producido deforestación ilegal. Las empresas tampoco monitorearon 4.000 ranchos en sus cadenas de suministro que estaban conectados a grandes áreas de deforestación en el estado de Mato Grosso. Esta deforestación ilegal contraviene las promesas públicas de no deforestación de estos gigantes de la carne y los acuerdos con los fiscales federales en Brasil (Global Witness 2020). Otras revisiones que se centraron en los registros de vacunación del ganado también revelaron una gran cantidad de incumplimiento (Klingler *et al.* 2018).

El período de la Moratoria de la Soya sí mostró una disminución en la deforestación, pero el énfasis excesivo en la moratoria como una especie de bala de plata es problemático. Atribuir la disminución en la tala únicamente a la Moratoria de la Soya ignora la multiplicidad de otros procesos: estos incluyeron la demarcación de más de 50 millones de hectáreas de áreas protegidas, declaración de reservas extractivas e Indígenas a lo largo de los principales corredores de deforestación para frenar el desmonte activo de fronteras, organizaciones comunitarias que intentaron bloquear las formas de acaparamiento de tierras y especulación (Campbell 2015), desaceleraciones en los precios mundiales de las materias primas, cambios en el tipo de cambio (Fearnside 2007; Richards *et al.* 2012), aceleración del monitoreo y cumplimiento, fugas, evasión de la detección mediante la limpieza de lotes más pequeños, cortes de crédito en áreas de alta deforestación, entre una amplia gama de otras iniciativas institucionales y de la sociedad civil (Oliveira y Hecht 2016).

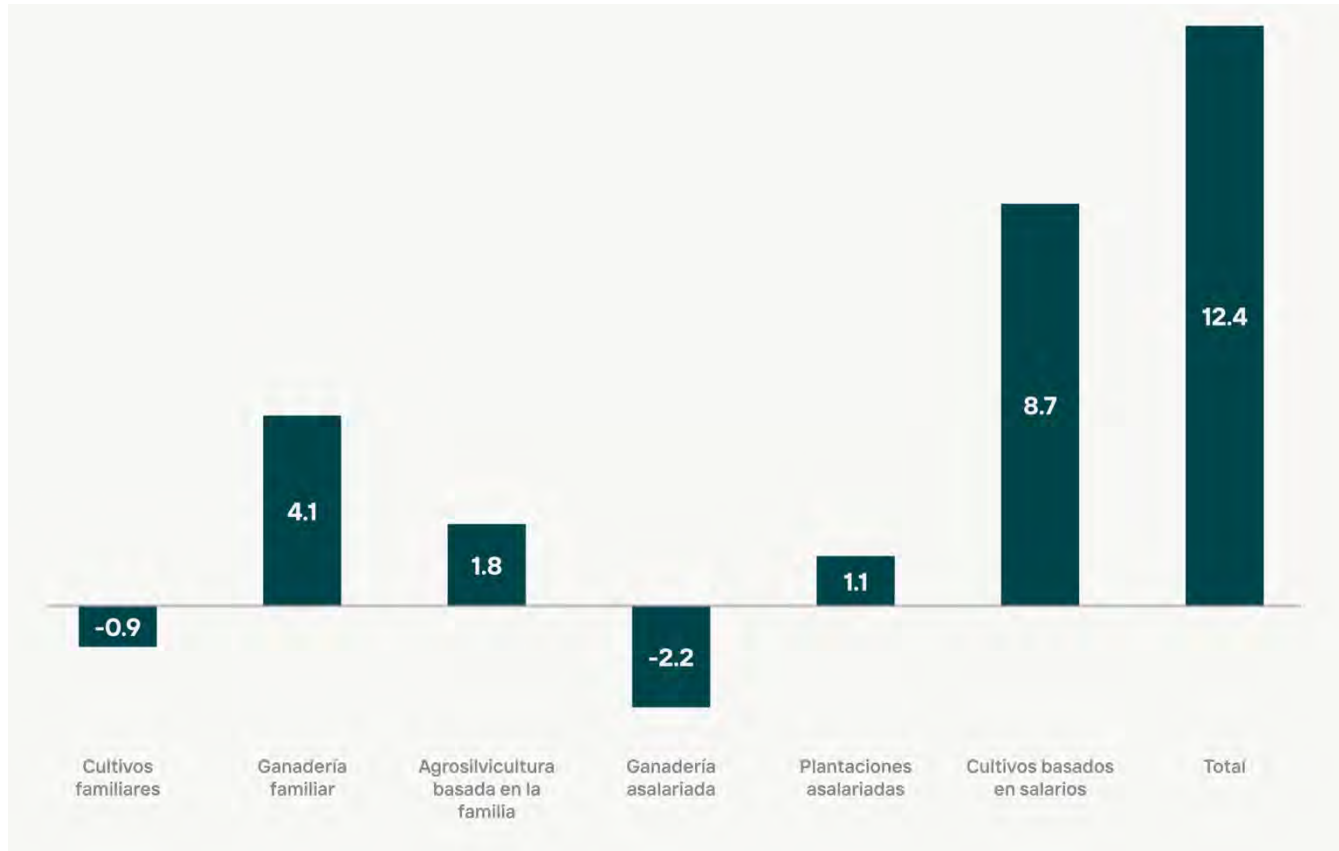
esta área en 2008 (Fearnside *et al.* 2020), y la compra por parte de grupos malasios en la región Loreto del Perú.

### 15.3. Análisis de las Dinámicas Sectoriales y sus Implicaciones

El análisis anterior no incluye todos los sectores económicos y las estrategias de medios de vida en la Amazonía. Las economías del sector industrial y de servicios, concentradas en unas pocas ciudades importantes como Manaus y Belém, por ejemplo, contribuyen a una parte significativa del producto interno bruto (PIB), el empleo y el dinamismo económico de la región. Las presiones de los agronegocios han llevado a la expansión de la infraestructura de acceso (p. ej., represas, puertos fluviales y vías fluviales, caminos pavimentados y planes para vías férreas adicionales; ver los Capítulos 14, 19 y 20). La consolidación de la extracción de petróleo y minerales a gran escala, particularmente en la Amazonía occidental (Ecuador, Perú y noroeste de Brasil) son fenómenos importantes que atraen una cantidad significativa de mano de obra (aunque temporalmente, como se analiza en el Capítulo 14 sobre la construcción de la presa de Belo Monte), y

vinculan las estrategias laborales y de medios de vida en la Amazonía a los circuitos globales de capital y mercancías (Klinger 2018).

En algunos lugares, como en Madre de Dios, Perú, y la región de Tapajós en Brasil, la minería a pequeña escala (artesanal) (particularmente de oro) juega un papel determinante en los mercados laborales locales y las estrategias de subsistencia. Sin embargo, a menudo se asocia con ciclos de auge y caída de la exploración minera y males socioecológicos asociados con la economía circulante de los auges y las caídas de la minería (p. ej., tráfico, delitos violentos) (Bebbington *et al.* 2018a; Kolen *et al.* 2018), y puede conducir a la invasión de Parques Nacionales y tierras Indígenas (RAISG 2020). Además, el impacto socioeconómico y ambiental de la infraestructura y las actividades extractivistas no sostenibles, generalmente asociadas con la extracción de oro y madera, va más allá de la cantidad de personas empleadas y el área ocupada; estas actividades literalmente sientan las bases para nuevas rondas de desmonte especulativo, expansión de la ganadería y cultivos ilícitos como la coca como medio de lavado de dinero, y estimulan a su paso la producción agrícola para abastecer de trabaja-



**Figura 15.8** Cambios en la tenencia privada de la tierra (millones de ha) en el sector agrario de la Amazonía brasileña por trayectorias de producción, 1995-2017. Fuente: IBGE, Censos Agropecuarios 1995, 2006 y 2017; Tabla del Anexo 15.2b, último segmento.

dores a estas actividades. También hacen que los mercados distantes sean más accesibles a través de las carreteras construidas para acceder a estos nuevos sitios de construcción de infraestructura y actividades extractivistas en primer lugar.

### 15.3.1 Apropiación a gran escala de recursos públicos

La dinámica descrita anteriormente implicó la apropiación privada a gran escala de tierras públicas en la Amazonía brasileña, generalmente aquellas cubiertas de bosque primario. Los datos de los censos agropecuarios mostrados en los diagramas anteriores permiten estimar que las trayectorias productivas asalariadas incorporaron 15,1 millones de hectáreas de suelo público entre 1995 y 2017, la diferencia entre un incremento total de 16,4 millones (nodo “Insumos de tierras públicas o de TP

familiares” en la Figura 15.6) menos 1,3 millones correspondientes a la porción de estos insumos que provino de TP familiares que cambiaron a sistemas de producción asalariados (nodo “Producto para TP asalariados” en la Figura 15.3). La composición de los flujos sugiere que los cultivos asalariados representaron el 38% de las tierras públicas incorporadas en el período 1995-2006; en el período 2006-2017, la ganadería asalariada representó el 40%, los cultivos asalariados el 15% y las plantaciones asalariadas el 6% de las tierras públicas incorporadas a la producción.

Un total de 8,8 millones de ha de estas tierras fueron transferidas fuera de estructuras ganaderas asalariadas (nodo “Reforma agraria de producción u otro uso” en la Figura 15.6), una parte de ellas a empresas familiares a través de programas de reforma agraria (6,45 millones de ha, nodo “Insumos

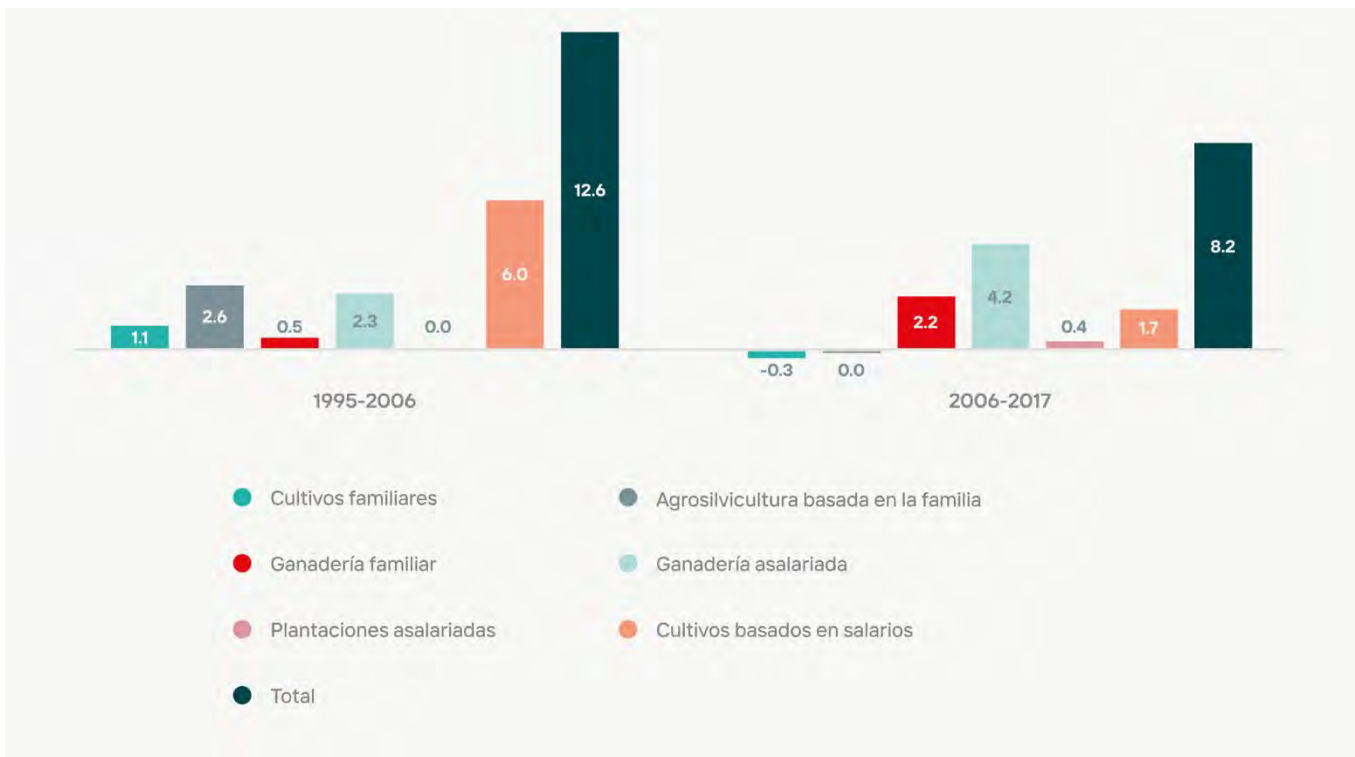
a través de la reforma agraria” en la Figura 15.3) y otra parte destinada a usos urbanos o de infraestructura, saliendo definitivamente del sector agrario (las 2,3 millones de hectáreas restantes). De ello se deduce que, en 2017, alrededor de 12,4 millones de hectáreas de las tierras públicas apropiadas permanecieron en el sector agrario, resultado final que resume el proceso de cambios en la tenencia de la tierra de las distintas estructuras productivas (Figura 15.8): los que más crecieron fueron los cultivos asalariados, con 8,7 millones de ha, seguido de la agroforestería familiar, 4,1 millones, la ganadería familiar, 1,8 millones, y las plantaciones asalariadas, 1,1 millones. A su vez, las tierras de cultivos familiares se redujeron en unas 900.000 ha, y la ganadería asalariada, gran intermediaria en los procesos de intercambio, en 2,2 millones de ha (ver Tabla del Anexo 15.2b, último segmento).

### 15.3.2 Intensificación y deforestación

En última instancia, el grado de integración y

fluidez entre los diferentes tipos de uso de la tierra se ve limitado por los bloqueos en el uso de la tierra, la escasez de capital y las dimensiones culturales. En consecuencia, la intensificación de la agricultura y la ganadería comerciales a gran escala se convierte en un factor impulsor de una mayor expansión de estos sistemas de producción comercial a gran escala, frustrando la esperanza común de que la intensificación puede “reservar tierras” para la conservación. Esta creencia de que la intensificación puede reducir la presión para el desmonte de tierras si se establecen y hacen cumplir estrictas normas de conservación (Nepstad *et al.* 2019), pasa por alto la forma como los terratenientes amazónicos participan en una economía de mercado y responden a las oportunidades de mayores ganancias al expandir esas actividades en lugar de limitarlas (Fearnside 2002; Muller-Hansen *et al.* 2019; Thaler 2017).

Los sistemas integrados de soya y ganadería (cultivos asalariados) pueden tener ganancias sustan-



**Figura 15.9** Cambios en tierras usadas/deforestadas en periodos intercensales (en millones de ha). Fuente: IBGE, Censos Agropecuarios 1995, 2006 y 2017.

cialmente más altas y períodos de recuperación más cortos, en comparación con los sistemas de pastoreo extensivo (ganadería asalariada) (Gil *et al.* 2018), pero la mayoría de los análisis no incluyen los rendimientos de la especulación de la tierra. Sin embargo, la intensificación también aumenta los incentivos políticos y económicos para una mayor expansión de la producción agrícola y ganadera si mejora la productividad y las ganancias. Esto se conoce como la “paradoja de Jevons”: que la innovación agroindustrial puede exacerbar, en lugar de reducir, la deforestación y otras formas de degradación socioecológica (Oliveira y Hecht 2016; McKay y Colque 2016; Thaler 2017). Además, la deforestación por sí sola es una métrica extremadamente limitada para medir los impactos ambientales y la sostenibilidad socioecológica, y cuando la intensificación de la producción agrícola ocurre a través de una mayor mecanización y aplicación de agroquímicos (pesticidas, herbicidas y fertilizantes sintéticos), también exacerba significativamente la degradación del ecosistema a través de la contaminación de suelos y aguas, pérdida de biodiversidad, erosión del suelo y otros impactos (Oliveira 2012).

Las tierras privatizadas fueron objeto de diferentes usos en Brasil, lo que implicó principalmente la extracción o el empobrecimiento de los bosques y los recursos hídricos. El área deforestada pasó de 37,2 millones de hectáreas en 1995 a 57,8 millones de hectáreas en 2017. Entre 1995 y 2006 se incorporaron a la producción 12,6 millones de hectáreas, 2,3 millones en ganadería asalariada (deforestadas en procesos que producían predominantemente pastos) y 6,0 millones en cultivos asalariados (en procesos que al final producían tierras de cultivo temporales). Juntos representaban dos tercios del total (Figura 15.9).

Entre 2006 y 2017, 8,2 millones de hectáreas adicionales se convirtieron a producción no forestal, el 72% de las cuales por sistemas agrícolas y gana-

deros asalariados.<sup>p</sup> A lo largo del período, se estableció una cooperación sistémica entre estos dos sistemas productivos (como se discutió anteriormente): el primero funcionó como proveedor de tierras deforestadas, el segundo como su cliente. Entre los sistemas de pequeños propietarios, solo la ganadería familiar deforestó 2,2 millones de hectáreas. Es importante señalar que estas cifras miden solo la deforestación asociada con el desmonte, pero no otras formas de perturbación como la degradación o la contaminación por el uso de agroquímicos (Matricardi *et al.* 2020).

### 15.3.3 Emisiones y sumideros de carbono y degradación de la tierra

Con base en las estadísticas del censo de Brasil, las emisiones netas promedio de CO<sub>2</sub> (sin considerar las emisiones de equipos y tractores, la aplicación de fertilizantes y el posterior manejo del suelo). Las emisiones se estimaron en 0,144 Gt por año entre 1995 y 2006 y 0,109 Gt por año entre 1995 y 2006. 2006 y 2017 solo por la tala de bosques, que puede causar una cantidad igualmente sustancial o incluso mayor de emisiones que inducen el cambio climático con el tiempo. El modelo aplicado (Costa 2016) vinculó los balances de emisiones ligadas a la deforestación a los diferentes sistemas productivos (TP): entre un período y el siguiente, los aportes de emisiones de la ganadería asalariada crecieron, respectivamente, del 60% al 65% mientras que los de la gran agricultura comercial cayeron del 11% al 1%. La cooperación sistémica entre estos dos sistemas de producción explica estos resultados, que deben leerse en conjunto (es decir, para un total de 66% en 2017), ya que la tierra despejada próximamente para la ganadería generalmente se entrega para la producción de soya unos años más tarde después de que los pastos se hayan degradado. La contribución a las emisiones de CO<sub>2</sub> de la ganadería de base familiar también creció del 22% al 33% en el mismo período. A su vez, la agricultura familiar se convirtió en un sumidero de CO<sub>2</sub>, las

<sup>p</sup> Para corroborar los datos del censo, un área equivalente, de 8,6 millones de hectáreas, fue registrada por el Programa de Monitoreo de la Deforestación de la Amazonía de Brasil (PRODES) en el mismo período (MapBiomias 2020).



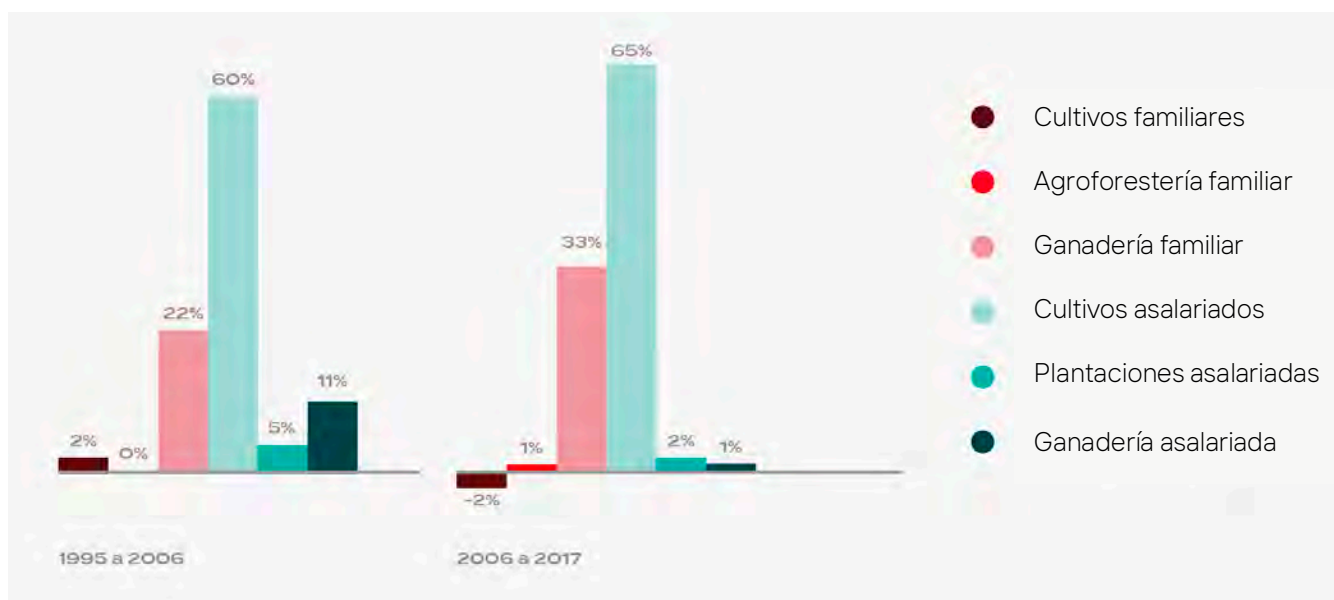
plantaciones asalariadas redujeron su contribución del 5% al 2% de las emisiones netas totales de CO<sub>2</sub> y la agroforestería familiar continuó contribuyendo prácticamente sin emisiones de CO<sub>2</sub> a través de todo el período (Figura 15.10).

Esto se debe a que estos sistemas de producción no dependen ni impulsan más deforestación, e incluso aumentan el contenido orgánico en los suelos, capturando CO<sub>2</sub> de la atmósfera y transformándolo en nutrientes para las plantas, aunque con el tiempo las áreas despejadas pueden liberar más carbono que los bosques nativos.

El mismo modelo, como supuesto para el cálculo de los balances de CO<sub>2</sub>, estimó el área de tres formas diferentes de vegetación secundaria, alcanzando un total en 2017 de 8,6 millones de hectáreas en la Amazonía brasileña.<sup>9</sup> Los tres tipos de terrenos con vegetación secundaria incluían: “tierras en barbecho” asociadas con cultivos migratorios (total-

zaban 580.000 hectáreas, distribuidas entre los sistemas de producción campesina); “tierra e degradada” (principalmente pastos degradados – eran 2,9 millones de hectáreas, la mitad de las cuales estaban asociadas a haciendas ganaderas); y finalmente, la porción más grande fue “tierra en reservas no especificadas” de 5.1 millones de hectáreas. La mitad de esto pertenecía también a haciendas ganaderas comerciales; la otra mitad se distribuyó entre los otros usos del suelo, sin distinción de nota (Figura 15.8a, Anexo). Uno solo puede conjeturar sobre la naturaleza de estas reservas: una hipótesis es que forman parte de las existencias de los “productores de la tierra” – se explican por la lógica de la especulación con la tierra.

Según Walker *et al.* (2020), la degradación de los bosques representa la gran mayoría de la pérdida de carbono en la Amazonía brasileña (68,8% en 2016), proporción que fue aún mayor en los demás países amazónicos: para la Pan Amazonía en su



**Figura 15.10** Contribuciones de las trayectorias productivas a la emisión neta total de CO<sub>2</sub> de la economía agraria dentro del Bioma Amazónico brasileño, 1995-2006 y 2006-2017: % del total. Fuente: IBGE, Censos Agropecuarios 1995, 2006 y 2017. Costa 2016.

<sup>9</sup> Esta estimación converge con la estimación de 8,9 millones de hectáreas de bosques secundarios reportada en el Cuarto Inventario Nacional de Emisiones y Absorciones Antropogénicas de Gases de Efecto Invernadero para la Convención Marco de las Naciones Unidas (ver BRASIL - Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovações 2020, Matrizes de dados de atividade e resultados de emissões e remoções de CO<sub>2</sub>, Figura 21, Matriz de conversión de uso y cobertura da terra do bioma Amazônia de 2010 a 2016, columna 3, línea FSEC).

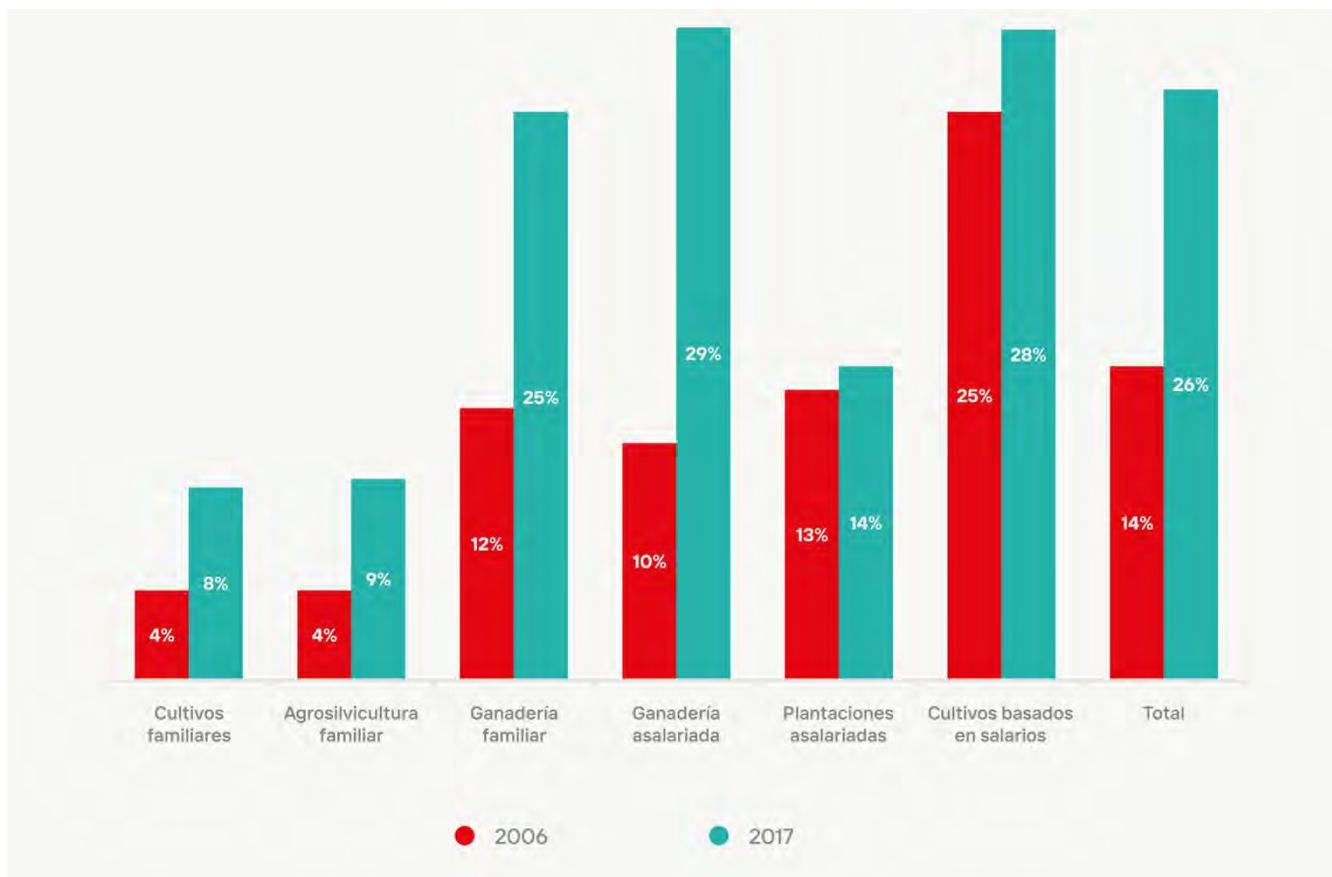
conjunto, la degradación de los bosques representó el 87,3% de las pérdidas de carbono. Esta degradación forestal proviene de todas las fuentes, incluyendo la tala, los incendios, los efectos de borde y la muerte de árboles durante las sequías (consulte el Capítulo 19), pero la tala, junto con los incendios que se producen debido a la perturbación de la tala anterior, son sin duda una gran parte de esta Impacto enorme.

### 15.3.4 Producción comercial predatoria y políticas asimétricas

La ganadería y las empresas agrícolas comerciales ocupan la categoría de uso de suelo más grande de la región, y su desarrollo ha requerido deforestar bosques. La ganadería a gran escala tiene el mayor impacto ambiental y producen las mayores proporciones de emisiones netas de carbono en la Amazonia. Los ganaderos y empresarios agrícolas

han sido beneficiados de los procesos de especulación de tierras (descritos anteriormente), dada la apropiación ilícita dominante, y a través de la extracción ilegal de madera (Brasil 2002; Fernandes 1999; Araújo 2001; Benatti 2003; Treccani 2001). Tanto la ganadería como las empresas agrícolas comerciales también han sido los destinatarios preferidos de políticas favorables, y apoyo político (Hecht y Mann 2008; Oliveira 2013; Gasques *et al.* 2011). En efecto, en 2006 y 2017 el mayor volumen de crédito de desarrollo se otorgó a empresas agropecuarias (25% y 28% del VBP en esos años), mientras que los ganaderos obtuvieron financiamiento que correspondió al 10% y 29% de su VBP en los mismos años, esencialmente triplicando el apoyo recibido (Figura 15.11). El acceso a la asistencia técnica oficial corroboró precisamente lo observado con el crédito (Figura 15.12).

Además, la expansión de los sistemas viales, la



**Figura 15.11** Razón de crédito a VBP por trayectorias productivas en la economía agraria dentro del bioma amazónico brasileño en 2006 y 2017: % Fuente: IBGE, Censos Agropecuarios 1995, 2006 y 2017. Banco Central de Brasil. Tabla del Anexo 15.1.

infraestructura de almacenamiento y una serie de servicios agrícolas suministraron una matriz de producción de refuerzo. Si bien estos datos muestran que la agroindustria se vio favorecida en el acceso a los servicios de extensión, las comparaciones entre las regiones de Brasil mostraron que, en todas las categorías de tamaño, menos del 15% de los agricultores de la Región Norte recibieron servicios de extensión del gobierno (IBGE 2017).

Dadas estas ventajas, el poder competitivo de estos sistemas de producción a gran escala ha resultado abrumador: en 2017 representaban el 77% de la economía rural en la Amazonía (Figura 15.2). Su considerable poder competitivo para dar forma a las instituciones y la política nacional a menudo se basa en el acceso desigual a los recursos, fomenta la deforestación y desencadena otros impactos ambientales en la tierra y los ríos que socavan los servicios ambientales y las posibilidades de caminos de desarrollo más resilientes, equitativos y sostenibles.

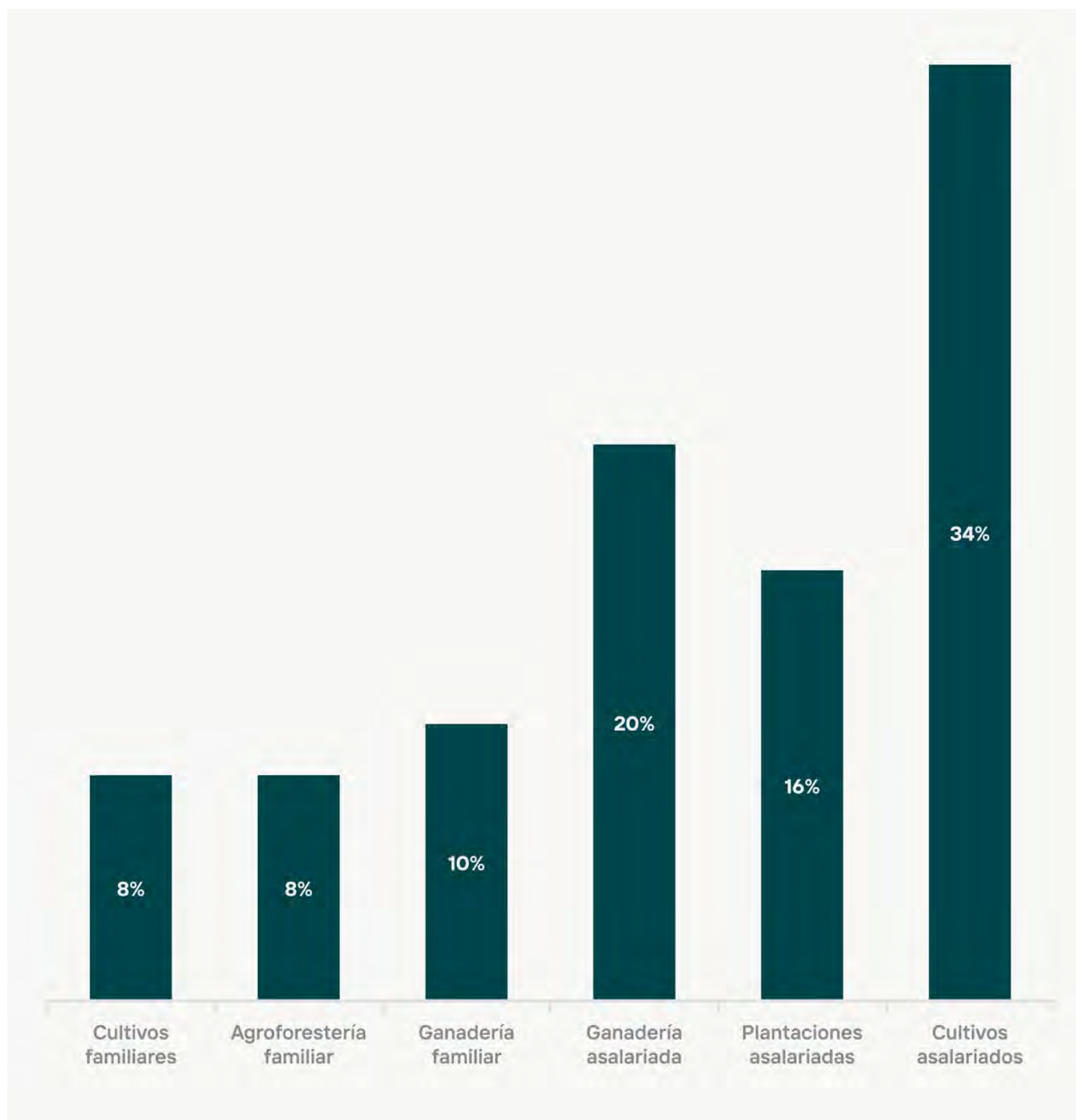
Pero hay cuestiones específicas del contexto creado por la dinámica de las empresas ganaderas y agrícolas de gran escala en la Amazonía brasileña. Un problema es el antagonismo generado en relación con las prácticas de “manejo forestal” recomendadas. Las empresas de gestión bien intencionadas se enfrentan a la competencia de la tala ilegal y la gestión forestal legal insostenible. Desde el principio, existen impedimentos económicos que se derivan de la disponibilidad generalizada de madera de fuentes ilegales, depredadoras e insostenibles (ver los Capítulos 14 y 27). Además, el sistema puede ser insostenible debido a las diversas lagunas que se han creado para legalizar la gestión insostenible, al igual que la frecuente violación de las regulaciones tanto por parte de los gobiernos que otorgan las licencias como de quienes reciben las licencias. Por ejemplo, se han ideado varias formas para permitir que la cosecha se desvíe de los ciclos de corta establecidos, en los que se cosecha un compartimento de explotación cada año hasta que se completa el ciclo, después de lo cual se repite la explotación en el compartimento de explotación aprovechado el primer año. Si toda el área

de manejo se cosecha en los primeros años (o incluso en el primer año) y se espera que la empresa administradora o el dueño de la propiedad permanezcan sin ingresos por el resto de un ciclo de 30 años, la sustentabilidad teórica del sistema se vuelve insignificante (Fearnside 2020).

Las plantaciones asalariadas, los sistemas de producción basados en cultivos permanentes y la reforestación, tienen problemas recurrentes relacionados con la baja productividad y resiliencia (ver la sección 15.2.6). Además, el alto costo de oportunidad de la madera manejada, resultante de la tasa de crecimiento relativamente baja en comparación con las tasas de rendimiento de las alternativas de inversión a partir de los resultados de la liquidación inmediata de los activos forestales, es un problema para la gestión forestal en todo el mundo (Clark 1973; Fearnside 1989, 1995a). Sin embargo, existe un fuerte componente en los sistemas de agricultura migratoria que producen madera para los sistemas locales y la construcción, utilizando especies de rápido crecimiento como la *Bolaina* (*Guazuma crinita*) (Sears 2016).

### 15.3.5 Volatilidad del ingreso neto productivo familiar y vulnerabilidad

En cuanto a los sistemas de producción familiares en Brasil, se destacan dos cosas. En primer lugar, la ganadería familiar siguió la tendencia de los sistemas productivos asalariados, ya que duplicó el ingreso neto por trabajador familiar. Además, la ganadería familiar recibió un fuerte apoyo con capital crediticio, que representó el 25% de su VBP total en 2017, un aumento de solo el 12% en 2006. En 2006, la participación de las empresas ganaderas familiares en el crédito fue la más importante entre todos los sistemas familiares. A su vez, la agricultura familiar y la agroforestería tuvieron el acceso más bajo al crédito en comparación con otros grupos de productores (alrededor del 4% en 2006, alrededor del 9% en 2017, Figura 15.11), y el acceso más bajo a la asistencia técnica (10% para la ganadera familiar y 8% para agricultura y agroforestería de pequeños productores, Figura 15.12).



**Figura 15.12** Relación entre el número de establecimientos con asistencia técnica y el establecimiento total de TP en la economía agraria dentro del bioma amazónico brasileño en 2017: % Fuente: IBGE, Censos Agropecuarios 1995, 2006 y 2017. Tabla del Anexo 15.1 y 15.2b.

En segundo lugar, el ingreso neto por trabajador en la agricultura y la agroforestería familiar, luego de experimentar un fuerte crecimiento, disminuyó severamente para el primero y se estancó para el segundo: de USD 1.141,20 en 1995 a USD 3.051,60 en 2006 respectivamente, cayendo a USD 2.034,40 en 2017 (para la agricultura), pero aumentó para la agroforestería, de USD 918 a USD 2.059,20 (Figura 15.13). La volatilidad de los ingresos de la agricultura familiar produjo una crisis, ciertamente acentuada por las tensiones en torno a la tierra, que llevo a más de un millón de productores a pasar a ser asalariados urbanos o rurales (ver la Sección 15.2.2). El estancamiento de los ingresos de la agroforestería familiar, destacada por sus atributos de sostenibilidad, indicaba límites a su capacidad de expansión y a la mejora de las condiciones de vida de los involucrados. Teniendo en cuenta que los precios de sus productos clave estaban aumentando, esta situación implicó reducciones en la productividad física. De hecho, el cambio climático y el aumento de la urbanización plantean desafíos nuevos y considerables a los sistemas agroforestales y de agricultura familiar.

#### **15.4. Preguntas clave y propuestas para mejorar los sistemas productivos familiares**

##### **15.4.1 Adaptación al cambio climático y a la urbanización**

Los métodos por los cuales las comunidades locales amazónicas manejan los paisajes y usan los recursos naturales están cambiando en respuesta a la creciente urbanización de la región (Eloy y Lasmar 2012; Franco *et al.* 2021). En gran parte de la región amazónica, originalmente y hasta el presente, la economía y los modos de vida de las poblaciones rurales han estado basados en diferentes combinaciones de actividades de subsistencia y comercio de agricultura anual y perenne, recolección de productos del bosque, pesca y caza (Morán 1991, 1994). Esta estrategia polivalente, que combina una multiplicidad de actividades primarias de subsistencia, permite que estas poblaciones se adapten y utilicen los diversos ecosistemas amazónicos, desde los densos bosques y sabanas de las

tierras secas hasta los ambientes acuáticos de los pequeños afluentes y las llanuras aluviales de los grandes ríos (Witkoski 2010). Esta adaptabilidad subyace en la capacidad de los diversos sistemas de producción locales para persistir y adaptarse, incluso en condiciones desfavorables, así como su importancia para las estrategias futuras para apoyar sistemas de producción más sostenibles (Bronzizio *et al.* 2021; Eloy y Lasmar 2012; Franco *et al.* 2021).

La variabilidad climática está cambiando el cronometraje, así como la frecuencia y la intensidad de las olas de calor, tormentas severas, inundaciones, períodos de sequía y otros eventos hidroclimáticos extremos (ver el Cuadro 15.4 y el Capítulo 22), que han producido impactos catastróficos en los medios de vida y el medio ambiente (Espinoza *et al.* 2020; Marengo *et al.* 2013). Los eventos hidroclimáticos intensos y de corta duración localizados se han convertido en las principales limitaciones para la producción de cultivos anuales y perennes en la Amazonía. De la misma forma, la expansión urbana y la integración de la Amazonía a los mercados regionales, nacionales e internacionales están cambiando los patrones de producción y suministro de cultivos alimentarios a las ciudades amazónicas (Abizaid *et al.* 2018; Coomes *et al.* 2016).

Los campos de cultivo anuales y perennes de los amazónicos son altamente vulnerables a inundaciones, sequías y tormentas de lluvia de corta duración y altamente dañinos (Espinoza *et al.* 2019; Kawa 2011; List *et al.* 2019; Sherman *et al.* 2016). Con base en entrevistas e información publicada, los productores en el delta del Amazonas están lidiando con dos tipos de inundaciones extremas por mareas (conocidas localmente como *lava praias* y *lançantes*) y los productores del alto al bajo Amazonas están lidiando con inundaciones perjudiciales fuera de temporada. Estas inundaciones, conocidas localmente como *repiquetes*, son producidas por eventos de lluvias extremas bastante locales que causan aumentos repentinos en el nivel del río durante la estación seca (Espinoza *et al.* 2019; List *et al.* 2019; Ronchail *et al.* 2018).

El cambio climático está interfiriendo negativamente en la producción de *açaí* en años calurosos (Tregidgo *et al.* 2020), y la productividad en general se ha visto afectada por la erosión de la diversidad de variedades de *açaí*, resultante de la mayor intensificación de la gestión de *açaizais* (Freitas *et al.* 2015; Campbell *et al.* 2017).

Los amazónicos se están adaptando de diversas maneras a estos desafíos. Están plantando cada vez más yuca, maíz, frijol y otros cultivos anuales en tierras altas (*terra firme*) en las secciones más altas de los diques, conocidas localmente como *restingas altas* para proteger de las inundaciones (Coomes *et al.* 2020; Gutierrez *et al.* 2014). De manera similar, los datos muestran que los agricultores participan cada vez más en acciones colectivas para controlar el fuego durante la preparación de la tierra para evitar incendios accidentales o escapados (Gutiérrez *et al.* 2014). En el delta, los agricultores están plantando hortalizas, especias y otros cultivos anuales en plataformas suspendidas, conocidas localmente como *canteiros* o *girais*. En las llanuras aluviales, los agricultores están sembrando variedades de arroz, frijoles y otros cultivos anuales tolerantes a las inundaciones para atraer y recolectar peces en las áreas bajas de las llanuras aluviales que son vulnerables a los repiquetes (Kawa 2011; Steward 2013). En el delta del Amazonas, los procesos de adaptación de la agricultura de cultivos anuales están conduciendo a la expansión de huertos familiares, y la conversión de los campos de banano, en barbechos y bosques enriquecidos y manejados, aumentando considerablemente la producción de *açaí*, frutas y otros cultivos perennes (List *et al.* 2019; Vogt *et al.* 2015).

En los diques a lo largo de las llanuras aluviales de la Amazonía superior, los campos agrícolas se han convertido en barbechos enriquecidos con especies maderables de rápido crecimiento, frutas y otros cultivos perennes (Sears *et al.* 2018). La capacidad de los amazónicos para adaptarse a los cambios climáticos explica el por qué los cultivos anuales y perennes siguen siendo fuentes importantes para sustentar el sustento de millones (Sherman *et al.* 2016; WinklerPrins y Oliveira 2010).

Si bien las perturbaciones hidroclimáticas están impactando considerablemente el rendimiento y la diversidad de cultivos anuales y perennes, los productores amazónicos siguen dependiendo de una gran diversidad de cultivos anuales y perennes para gestionar la vulnerabilidad y los riesgos asociados a los cambios en el mercado producidos por el proceso de urbanización (Coomes *et al.* 2020; Langill y Abizaid 2020). En todos los países amazónicos, los productores están respondiendo a las limitaciones y oportunidades generadas por la expansión urbana mediante: (i) el cambio de su enfoque o toma de decisiones, en algunos casos cambiando la orientación de cultivo de arroz, maíz, frijol y otros cultivos anuales para el mercado hacia el cultivo orientado a la subsistencia y en otros casos de producción de cultivos perennes orientados a la subsistencia a producción orientada al mercado (Coomes *et al.* 2020); (ii) el cambio de los sistemas de procesamiento de alimentos, de procesamiento manual a mecánico (Brondizio 2008); (iii) el cambio de sus fuentes de semillas y otros materiales de siembra, mediante la integración de semillas que se venden en los mercados a los sistemas locales de semillas (Abizaid *et al.* 2018; Oliveira *et al.* 2020; Coomes *et al.* 2020); y (iv) los cambios en los sistemas comerciales, desde la venta aleatoria en todos los mercados hasta la venta directa a distribuidores o contribuyentes (localmente conocidos como pedidos) o contratos (localmente conocidos como habilitación) mediados por redes sociales y teléfonos celulares (Abizaid *et al.* 2018).

#### 15.4.2 Desarrollo de las pesquerías

La expansión de las pesquerías comerciales modernas aumentó considerablemente la presión sobre las pesquerías en los lagos de las llanuras aluviales, lo que movilizó a las comunidades a lo largo de la red de llanuras aluviales del Amazonas para implementar acuerdos colectivos llamados “acuerdos de pesca” para regular la actividad pesquera local (McGrath *et al.* 1993; Smith 1985). La gestión comunitaria de las pesquerías de las llanuras aluviales estaba basada en los sistemas de tenencia de la tierra de las comunidades locales que consideraban que los lagos eran propiedad colectiva, y en la

### Cuadra 15.4 Desafíos climáticos que enfrentan los agricultores amazónicos

Los desafíos actuales que enfrentan los agricultores, en particular los pequeños agricultores, de cultivos anuales y perennes exigen una mejor difusión de la información y el pronóstico del clima, el intercambio y la difusión de soluciones adaptativas, y una mejor integración de los sistemas existentes de producción, procesamiento, comercialización y consumo que mejoran el rendimiento económico de los agricultores:

1. Si bien la Amazonía ha experimentado inundaciones y sequías catastróficas, para los productores, las principales amenazas son perturbaciones hidroclimáticas extremas localizadas que han aumentado en frecuencia e intensidad (List *et al.* 2019; Espinoza *et al.* 2019). Se necesita el suministro de información sobre el momento, la frecuencia y la intensidad de las inundaciones severas, las sequías, los vientos fuertes y otras perturbaciones para promover la producción sostenible de cultivos anuales y perennes.
2. La información sobre las respuestas adaptativas es tan crítica como la información sobre las perturbaciones climáticas y el impacto de los cambios en los mercados urbanos. En todos los países amazónicos hay ejemplos de familias que están produciendo exitosamente cultivos anuales y perennes mediante la innovación y adaptación de sistemas agrícolas y de comercialización. Un proceso para documentar, evaluar y promover estrategias agrícolas adaptadas a los cambios socio-ambientales, puede ayudar a alcanzar los Objetivos de Desarrollo Sostenible.
3. Se informa que los campos de los agricultores que están produciendo con éxito cultivos anuales y perennes tienen altos niveles de agrobiodiversidad (incluye todas las razas locales, variedades y especies de cultivos anuales y perennes) que les ayudan a reducir las pérdidas producidas por inundaciones y sequías. Los programas como los créditos agrícolas deben centrarse en promover la diversidad de cultivos en lugar de promover una sola especie. Los expertos han informado que los programas de crédito agrícola para la producción de arroz, maíz, *açaí*, cacao y otros cultivos únicos han demostrado ser insostenibles y altamente riesgosos (List *et al.* 2019; Flores *et al.* 2017).
4. Los programas para fomentar la producción de cultivos anuales y perennes deben integrar los sistemas, las técnicas y las prácticas de producción adaptados existentes y otras formas de agrobiodiversidad local (incluyendo los sistemas, técnicas, prácticas y estrategias de producción utilizados por los agricultores para producir, procesar, comercializar y consumir cultivos anuales y perennes) como recursos tecnológicos para gestionar la vulnerabilidad y los riesgos asociados a las perturbaciones hidroclimáticas y cambios en los mercados urbanos (Sherman *et al.* 2016; Kawa 2011; Fuettemma *et al.* 2020).
5. La expansión urbana ha atraído inversionistas privados en el mercado de alimentos para abastecer la demanda de arroz, frijol, maíz y otros productos de la Amazonía urbana. Inversionistas privados han establecido supermercados que traen granos, verduras y otros alimentos básicos que se producen fuera de la Amazonía. Los grandes supermercados a menudo dependen de proveedores más lejanos de productos como arroz y frijoles, mientras que las tiendas pequeñas venden más productos locales, un patrón que puede haber cambiado con el impacto de la caída de los pequeños agricultores (Roberts 1991). Si bien la urbanización ha tenido efectos mixtos sobre la demanda de cultivos anuales producidos localmente, ha creado mercados para cultivos perennes como las frutas. Por ejemplo, un aumento del gusto y la preferencia por la comida rural y las dietas de los residentes urbanos han creado mercados regionales, nacionales e internacionales para frutas como el *açaí*, el cupuaçu, la graviola y una variedad de otros cultivos perennes.

lógica de la economía familiar diversificada. Los hogares emplearon estrategias económicas que incluían varias combinaciones de pesca comercial y de subsistencia, cultivos anuales y perennes, manejo forestal, caza y recolección (p. ej., tortugas, cangrejos) y cría de animales pequeños y grandes (patos, pollos y ganado). La pesca era central en estas estrategias, proporcionando la principal fuente de proteína animal, dinero en efectivo para comprar las necesidades del hogar y capital de trabajo para la inversión en las demás actividades productivas. La gestión comunitaria buscó mantener la productividad de las pesquerías locales para que los pescadores pudieran optimizar el tiempo dedicado a la pesca, con la asignación del trabajo doméstico a otras actividades productivas (McGrath *et al.* 1999).

Entre las innovaciones más importantes en la gestión pesquera ha sido el desarrollo de un sistema de gestión para el *pirarucú* o *paiche* (*Arapaima* spp.), una de las especies de peces más grandes y de mayor precio en la Amazonía. En la Reserva de Desarrollo Sostenible de Mamirauá se desarrolló un sistema de manejo para el *pirarucú* que es altamente exitoso que combina el conocimiento y la habilidad de los pescadores científicos y locales (Castello 2004; Duponchelle *et al.* 2021). Este sistema hizo posible aumentar simultáneamente las tasas de captura anual, el número de pescadores y las poblaciones de *pirarucú* en lagos manejados (Castello *et al.* 2009). El sistema de gestión ha sido ampliamente difundido en el estado del Amazonas (Brasil) y en la Amazonía peruana. En el Amazonas, la captura total de *pirarucú* manejado aumentó de 20 t en 2003 a más de 2600 t en 2019 (Campos-Silva y Peres 2016; McGrath *et al.* 2020). La capacidad de contar y estimar poblaciones de adultos motivó a los grupos de pescadores a invertir en la manejo sostenible del *pirarucú* y, en el proceso, creó condiciones de gobernanza que beneficiaron a otras especies de peces importantes y, en general, a la biodiversidad acuática.

Si bien algunos investigadores han cuestionado la viabilidad de las pesquerías gestionadas por la comunidad, los estudios han demostrado que las

pesquerías lacustres con acuerdos de gestión eficaces pueden ser un 60% más productivas que los lagos no manejados (Almeida 2006). Otros estudios han demostrado que las especies migratorias, como el *tambaqui* y el *surubim*, que pasan su fase juvenil en lagos manejados, tienden a ser significativamente más grandes que aquellas en lagos no manejados (Castello *et al.* 2011). Con el apoyo adecuado del gobierno y la asistencia técnica, el sistema de gestión basado en la comunidad podría extenderse a toda la llanura aluvial del Amazonas y garantizar el manejo y gobernanza sostenible de las pesquerías en las llanuras aluviales (Duponchelle *et al.* 2021). Se han logrado avances en la gestión de las pesquerías de llanuras aluviales, pero ha habido un progreso mínimo en la gestión sostenible de las poblaciones de bagres migratorios de larga distancia (Fabr e y Barthem 2005; Goulding *et al.* 2018). Si bien estas especies continúan desempeñando un papel importante en la pesca comercial de la Amazonía, la pesca sin control y la construcción de represas amenazan su viabilidad (Castello *et al.* 2013; ver también el Capítulo 20).

Este es un momento crítico para las pesquerías amazónicas (ver el Cuadro 15.5). Después de siglos de explotación en gran parte descontrolada, importantes especies comerciales de peces están sobreexplotadas. Sin embargo, en su conjunto, las pesquerías amazónicas siguen siendo productivas y continúan sustentando a cientos de miles de familias rurales y urbanas. En algunos estados, los sistemas de manejo efectivos están contribuyendo a la recuperación de las pesquerías regionales, y si dichas políticas se implementaran en todo el sistema de planicies aluviales, se podría revertir el declive de las pesquerías amazónicas, mejorando los medios de vida de los PICL, los pescadores urbanos y otros grupos de actores de la cadena de suministro (Duponchelle *et al.* 2021).

Más allá de la pesca de captura, los formuladores de políticas del gobierno federal y estatal están promoviendo con entusiasmo la acuicultura como la forma moderna de producir peces y llenar el vacío creado por el agotamiento de las pesquerías silvestres del Amazonas (McGrath *et al.* 2015). La rápida



### **Cuadra 15.5 Desafíos para el desarrollo pesquero**

El progreso en el manejo y gobernanza sostenible de la pesquera en la Amazonía brasileña alcanzó su punto máximo con la creación del Ministerio de Pesca y Acuicultura (MPA) en 2009. Sin embargo, la creación de la MPA también marcó el comienzo de la interrupción en el sector pesquero por parte del gobierno. Con la creación del MPA, la responsabilidad de la gestión pesquera pasó a ser compartida entre el Instituto Brasileño de Medio Ambiente y Recursos Naturales Renovables (IBAMA) y el MPA, a pesar de que el nuevo Ministerio carecía de la capacidad técnica e institucional para gestionar las pesquerías brasileñas (McGrath et al. 2015). Luego, en 2015, MPA se extinguió y sus funciones se transfirieron a otra agencia. En los años siguientes, el sector pesquero del gobierno federal se convirtió en un peón en las estrategias de formación de alianzas de dos presidentes, para terminar finalmente en un Secretario de la Secretaría de Agricultura y Ganadería. Posteriormente, la responsabilidad de administrar las pesquerías se transfirió a los gobiernos estatales con diversos intereses y capacidades para administrar sus pesquerías.

Los contrastes en el compromiso a nivel estatal con la gestión y el desarrollo de la pesca se ilustran en los estados de Amazonas y Pará, que tienen la mayor parte de los recursos pesqueros de la Amazonía. Amazonas adoptó sus pesquerías temprano, implementando políticas de cogestión en gran parte a través de la red de reservas estatales y federales. En contraste, el estado de Pará rara vez ha invertido en el sector pesquero (McGrath et al. 2015). Amazonas también desarrolló políticas para el manejo del pirarucú basadas en el sistema de manejo desarrollado por el Instituto Mamirauá (Castello et al. 2009). Como resultado, mientras que la producción de pirarucú manejada de manera sostenible está creciendo en Amazonas, las poblaciones de pirarucú en Pará están disminuyendo debido a la pesca no regulada (Castello et al. 2014).

Además de la falta de esfuerzo del gobierno en la gestión de la pesca, otros dos problemas exacerbaban el problema: 1) la ausencia de programas de seguimiento para recopilar datos sobre los desembarques de peces comerciales que puedan utilizarse para analizar las tendencias en las poblaciones de peces y la actividad pesquera (Cooke et al. 2016), y 2) la ausencia de instalaciones de inspección estatal para garantizar que el pescado que ingresa a los mercados urbanos de la Amazonía cumpla con los requisitos legales, sanitarios y fiscales (McGrath et al. 2015). La principal excepción a este último problema es el sector de la pesca industrial, que debe registrar e inspeccionar el pescado que ingresa a los frigoríficos y pagar los impuestos y tasas adeudados al gobierno. En consecuencia, la pesca artesanal en la Amazonía es un sector invisible, sin información sobre la legalidad o la calidad del pescado amazónico suministrado a los consumidores, ni datos para evaluar la importancia económica del sector pesquero para la economía regional, e informar las políticas gubernamentales y decisiones de inversión del sector privado (Bartley et al. 2015; Cavole et al. 2015).

Además de los impactos directos de la presión pesquera descontrolada, las pesquerías amazónicas son vulnerables a la variedad de impactos que han llevado al declive de la pesca continental en todo el mundo (Cooke et al. 2016). Estos incluyen cambios en el uso del suelo a gran escala que pueden afectar la calidad del agua y la descarga, y la contaminación de los centros urbanos y la minería, especialmente la minería de oro (garimpos) y la extracción de petróleo (Castello et al. 2013). Las represas en los principales afluentes pueden interrumpir las rutas de migración de las principales especies de peces comerciales, acelerando su declive. Además, seis importantes represas andinas programadas para la construcción podrían capturar el 70% de los sedimentos transportados por los ríos amazónicos, con importantes impactos a largo plazo en la productividad de los ríos amazónicos, sus llanuras aluviales y las pesquerías (Forsberg et al. 2017).

expansión de la acuicultura en el Amazonas tiene el potencial de dar una alternativa a la producción de ganado, ayudando a diversificar los ingresos locales y los suministros de alimentos rurales y urbanos mientras se reduce la huella de tierra de los alimentos de origen animal (McGrath *et al.* 2020). Sin embargo, el grado en que la acuicultura se convertirá en un componente ambientalmente sostenible, nutritivo y equitativo de los sistemas alimentarios amazónicos depende de una miríada de factores, incluyendo la mejora de la eficiencia de la producción, el cultivo de un conjunto diverso de especies nativas, la reducción de los costos de inversión iniciales y la garantía de que los peces cultivados son accesibles para las personas que dependen en gran medida del pescado, incluyendo las personas rurales, pobres e Indígenas (Heilpern *et al.* 2021). Si bien persiste mucha incertidumbre en torno a las compensaciones entre la acuicultura, la pesca de captura, el ganado y otros alimentos de origen animal, está claro que las pesquerías bien gestionadas, tanto silvestres como cultivadas, podrían seguir siendo un componente culturalmente relevante y sostenible de la futura bioeconomía de la Amazonía. (ver el Capítulo 30).

### 15.4.3 Integración del conocimiento local y científico

Los sistemas locales o Indígenas integran tanto el conocimiento local como el moderno para gestionar, producir y conservar plantas, animales, peces y otros recursos biológicos (Franco *et al.* 2021; Thomas *et al.* 2017; Sears *et al.* 2007). Los habitantes de la Amazonía han demostrado durante milenios que estos sistemas se pueden adaptar con éxito a las condiciones cambiantes, persistir e incluso expandirse con el tiempo a pesar de las políticas de apoyo relativamente débiles en comparación con los agronegocios. Han demostrado su capacidad para apoyar la seguridad alimentaria y promover la agrobiodiversidad a través de estrategias como el cambio de campos de cultivo, la adopción de nuevas variedades y la conservación del germoplasma, y la gestión de barbechos enriquecidos y huertos familiares. También han desarrollado con éxito redes para gestionar colectivamente el uso del fuego,

la pesca lacustre, las plantas de procesamiento y la comercialización, en beneficio de las comunidades rurales y urbanas vinculadas en la Amazonía, fortaleciendo las economías regionales. Los muchos ejemplos alentadores de formas de reducir los impactos ambientales mientras se mejora el bienestar de las poblaciones amazónicas brindan una base sólida para los esfuerzos futuros para apoyar alternativas de producción más sostenibles.

Las poblaciones rurales y urbanas están cada vez más vinculadas a través de hogares y redes multiubicados en toda la Amazonía, como se analiza en el Capítulo 14, lo que plantea desafíos y oportunidades para esfuerzos de desarrollo más sostenibles. El aumento de la urbanización puede traducirse en una mayor demanda de bienes producidos localmente de múltiples tipos si va acompañado de un apoyo eficaz a los sistemas agrícolas de pequeñas explotaciones periurbanas, urbanas y regionales. Si bien los supermercados a gran escala ahora dominan el suministro de alimentos urbanos, sistemas más extensos de mercados a pequeña escala podrían mejorar la viabilidad de dichos sistemas, y la compra preferencial por parte de escuelas, hospitales y cafeterías puede ayudar a crear una demanda más predecible. Además, las cadenas de “nicho de mercado” para productos orgánicos, cooperativas y artículos de comercio justo son mecanismos que también pueden apoyar a los pequeños productores. Los mercados ambientales internacionales para el *açaí*, las nueces de Brasil y el cacao pueden proporcionar ingresos y empleos significativos, si cuentan con el apoyo de prácticas mejoradas en la cadena de suministro, marcas de organizaciones de productores e infraestructura de apoyo (p. ej., refrigeración, mejores sistemas de secado y saneamiento; consulte también el Capítulo 30).

Recientemente se han intensificado las relaciones de los pequeños productores amazónicos con las instituciones de investigación. En Brasil, EMBRAPA ha generado nuevos cultivares resistentes a la sequía y nuevas tecnologías para productores familiares, además de apoyar la gestión forestal comunitaria; por ejemplo, los sistemas agroforest-

ales altamente organizados administrados por la comunidad RECA (Consorcio y Proyecto de Reforestación Económica Densificada) en Rondônia producen nueces de Brasil, *chanta duro o pijuayo* (*Bacris Gasipaes*) y frutos de *cupuaçu* (*Theobroma grandiflorum*) y los procesan en pulpa de fruta y palmito para abastecer mercados regionales y nacionales (Valentin y Garrett 2015). Además, existe una relación cada vez mayor entre los sistemas locales y los arreglos industriales que se han ido acumulando rápidamente en torno al procesamiento del *açaí*, el *cacao*, los aceites y los cosméticos. La educación descentralizada y el diálogo intercultural son necesarios para la ecología aplicada, las bioeconomías y las nuevas tecnologías arraigadas en el conocimiento local y orientadas a retornos equitativos para ILK (ver el Capítulo 32), tanto para los mercados locales como para los más amplios.

Para que esta relación se convierta en un proceso positivo de largo plazo, que proteja las capacidades del bioma amazónico y ofrezca una vida digna a quienes interactúan con él en sus procesos productivos y reproductivos, se plantea una estrategia de Ciencia, Tecnología e Innovación (CT&I). necesarios, apuntando a nuevas competencias para economías basadas y compatibles con el bioma amazónico. Los pequeños productores rurales y los productores urbanos deben participar integralmente en la construcción de nuevas políticas para apoyar sus sistemas en evolución, para apoyar la seguridad alimentaria y la salud económica regional. Los mecanismos coordinados deben integrar a los productores rurales con los centros ya existentes y otros por formar, para la producción y la difusión de conocimientos apropiados para los actores locales y regionales con enfoques de desarrollo alternativo. En las áreas rurales se requiere un cambio de un enfoque en cultivos específicos a una portafolio de diversos productos y actividades que incluyan la gestión forestal y pesquera, y la adaptación al cambio climático; en la industria y el marketing, se necesita un cambio desde un enfoque en la escala para explorar el alcance y las economías de marca, y para apoyar los sistemas de producción y consumo que conectan y apoyan las áreas rurales, periurbanas y urbanas.

### 15.5. Conclusiones

La Amazonía es hogar de diversas poblaciones que dependen de los recursos naturales de la región para sus actividades agrícolas, extractivistas, agroforestales, cinegéticas, pesqueras y otras actividades productivas para ganarse la vida y generar importantes retornos económicos. Los diferentes actores involucrados en los sistemas de producción basados tanto en el salario como en la familia interactúan de formas complejas que varían entre los países amazónicos, con impactos importantes en los servicios ecosistémicos. Las políticas favorables al crecimiento a corto plazo con respecto a la tenencia de la tierra, el crédito agrícola y la asistencia técnica, así como la expansión de caminos, vías fluviales y otras infraestructuras han favorecido la rápida expansión de la agroindustria y el aumento de la apropiación de tierras públicas, especialmente para la ganadería y las empresas de soya, con consecuencias sociales y ambientales cada vez más negativas. Estas transformaciones han empoderado a los agronegocios, así como a los intereses especulativos y socavado la capacidad de las comunidades locales para defender sus propios intereses y prácticas, que están más en sintonía con la sostenibilidad de la base de recursos de la Amazonía y el bienestar de los pueblos amazónicos. Los hallazgos de este capítulo apuntan a la necesidad de reorientar el desarrollo para apoyar sistemas de producción diversos y de pequeña escala que proporcionen empleo y dinamismo económico a las comunidades locales. Sobre la base de la rica biodiversidad y el conocimiento local que respalda muchas iniciativas prometedoras para adaptar esos sistemas al cambio climático y la creciente urbanización en la región, las políticas deben centrarse en mejorar los sistemas forestales, agroforestales y pesqueros administrados por las comunidades locales.

### 15.6. Recomendaciones

- Las comunidades y poblaciones amazónicas han dependido durante mucho tiempo de una combinación de actividades comerciales y de subsistencia para su sustento. Están adoptando

diversas estrategias y prácticas en respuesta a un clima cambiante, incluyendo la dependencia de una mayor diversidad de cultivos anuales y perennes para gestionar la vulnerabilidad y los riesgos asociados con los cambios en el mercado vinculados a los procesos de urbanización. Estos ejemplos prometedores de sistemas de producción más sostenibles y equitativos deberían constituir un enfoque central de las políticas futuras.

- Se requieren políticas y gobernanza de la tierra para contener la creciente apropiación de tierras públicas para usos depredadores y para evitar las consecuencias sociales y ambientales negativas relacionadas.
- Las pesquerías locales administradas por la comunidad brindan a las familias rurales una fuente confiable de proteína animal, dinero para comprar artículos para el hogar y capital de trabajo que se puede utilizar para invertir en otras actividades productivas. Con el apoyo adecuado del gobierno y la asistencia técnica, el sistema de gestión basado en la comunidad podría extenderse a toda la llanura aluvial. El apoyo del sector público también puede garantizar una gestión más sostenible de la pesca en la llanura aluvial tanto para las familias rurales como para las urbanas.
- En toda la Amazonía, el conocimiento ecológico indígena y basado en el lugar integra tanto las comunidades locales como el conocimiento moderno para producir, gestionar y conservar plantas, animales (incluyendo los peces) y otros recursos biológicos. Las colaboraciones entre productores locales, cooperativas, institutos de investigación e instalaciones de procesamiento industrial y de fabricación en torno al *açaí*, el cacao y los aceites cosméticos basados en palmas nativas del Amazonas han mostrado resultados prometedores. Una estrategia de CT&I con la participación de pequeños productores podría mejorar aún más estas iniciativas y apoyar el desarrollo de diversos sistemas de producción locales que proporcionen empleo rural y urbano y oportunidades económicas para las poblaciones amazónicas al tiempo que reducen la deforestación, las emisiones de gases de efecto

invernadero y otras amenazas ambientales.

## 15.7. Referencias

- Abizaid C, Coomes OT, Takasaki Y and Arroyo-Mora JP. 2018. Rural social networks along Amazonian rivers: seeds, labor and soccer among rural communities in the Napo river, Peru. *The Geographical Review* **108**(1):92-119.
- Acemoglu MKD and Robinson JA. 2012. *Why Nations Fail: The Origins of Power, Prosperity and Poverty*. New York: Crown Publishers.
- Almeida O. 2006. *Manejo de Pesca na Amazônia Brasileira*. São Paulo, Brazil, Peirópolis.
- Almeida MWB, Postigo A, Costa EML, *et al.* 2016. Usos tradicionais da floresta por seringueiros na Reserva Extrativista do Alto Juruá. In: Siviero A, Ming LC, Silveira M, *et al.* (Eds.) *Etnobotânica e Botânica Econômica do Acre*. EDUFAC, Rio Branco, Brasil.
- Alonso-Fradejas A, Liu J, Salerno T and Xu Y. 2016. Inquiring into the political economy of oil palm as a global flex crop. *Journal of Peasant Studies* **43**(1): 141-165.
- Angrist JD and Kugler AD. 2008. Rural windfall or a new resource curse? Coca, income, and civil conflict in Colombia. *Review of Economics and Statistics* **90**: 191-215.
- Antolinez DS. 2020. Bolivia's social movements as counter-hegemonic actors in the international drug control regime. *Oasis-Observatorio De Analisis De Los Sistemas Internacionales*, 215-233.
- Araújo R. 2001. The drug trade, the black economy and society in Western Amazonia. *International Social Science Journal* **53**(3):451-7
- Araújo C, Bonjean CA, Combes JL, *et al.* 2009. Property rights and deforestation in the Brazilian Amazon. *Ecological Economics* **68**(8-9): 2461-2468.
- Arthur WB. 1994. Competing technologies, increasing returns, and lock-in by historical small events. In: Arthur WB. *Increasing returns and path dependence in the economy*. Michigan: The University of Michigan Press, 13-32.
- Balée WL and Erickson CL. 2006. *Time and complexity in historical ecology: studies in the neotropical lowlands*. New York: Columbia University Press.
- Ballve T. 2013. Grassroots masquerades: Development, paramilitaries, and land laundering in Colombia. *Geoforum* **50**: 62-75.
- Baretta SRD and Markoff J. 1978. Civilization and Barbarism: Cattle Frontiers in Latin America. *Comparative Studies in Society and History* **20**(4): 587-620.
- Barona E, Ramankutty N, Hyman G and Coomes OT. 2010. The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters* **5**(2).
- Barthem RB and Goulding M. 1997. *The catfish connection: Ecology, migration, and conservation of Amazon predators*. New York, NY: Columbia University Press.
- Barthem R and Goulding M. 2007. *An unexpected ecosystem: The Amazon as revealed by fisheries*. Lima, Peru: Gráfico Biblos & Missouri Botanical Garden.
- Bartley DM, de Graaf GJ, Valbo-Jørgensen J and Marmulla G.

2015. Inland capture fisheries: status and data issues. *Fisheries Management and Ecology* **22**: 71–77
- Bass MS, Finer M, Jenkins CN, *et al.* 2010. Global Conservation Significance of Ecuador's Yasuni National Park. *Plos One* **5**.
- Bebbington AJ, Bebbington DH, Sauls LA, *et al.* 2018a. Resource extraction and infrastructure threaten forest cover and community rights. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **115**(52): 13164–13173.
- Bebbington DH, Verdum R, Gamboa C and Bebbington A. 2018b. The Infrastructure–Extractives–Resource Governance Complex in the Pan-Amazon: Roll Backs and Contestations. *European Review of Latin American and Caribbean Studies* **106**: 183–208. *JSTOR*, [www.jstor.org/stable/26608625](http://www.jstor.org/stable/26608625). Accessed 14 Dec. 2020.
- Bebbington, DH, Verdun R, Gamboa C and Bebbington AJ. 2018c. Impacts of extractive industry and infrastructure on forests. Assessment and Scoping of Extractive Industries and Infrastructure in Relation to Deforestation: Amazonia.
- Begossi A, Salivonchy V, Hallwass G, *et al.* 2019. Fish consumption on the Amazon: a review of biodiversity, hydropower and food security issues. *Brazilian Journal of Biology* **79**(2): 345–357.
- Benatti JH. 2003. Direito de propriedade e proteção ambiental no Brasil: apropriação e o uso dos recursos naturais no imóvel rural. Ph.D. dissertation, Federal University of Pará.
- Benatti JH, Mcgrath DG and Oliveira ACMD. 2003. Políticas públicas e manejo comunitário de recursos naturais na Amazônia. *Ambiente & Sociedade* **6**(2): 137–154.
- Bernardes J and Aracri L. 2011. Novas fronteiras do biodiesel na Amazonia: Limites e desafios da incorporação da pequena produção agrícola. Rio de Janeiro: NUCLAMB/Arquimedes.
- Blinn CE, Browder JO, Pedlowski MA and Wynne RH. 2013. Rebuilding the Brazilian rainforest: Agroforestry strategies for secondary forest succession. *Applied Geography* **43**: 171–181.
- Bolfe EL and Batistella M. 2011. Floristic and structural analysis of agroforestry systems in Tomé-Açu, Pará, Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* **46**(10).
- Botia CGZ. 2017. State, socioenvironmental conflict and violence in the Amazon border of Brazil, Colombia and Peru. *Revista De Paz Y Conflictos* **10**(1): 113–136.
- Bowman MS, Soares BS, Merry FD, *et al.* 2012. Persistence of cattle ranching in the Brazilian Amazon: A spatial analysis of the rationale for beef production. *Land Use Policy* **29**(3): 558–568.
- Brain R and Solomon K. 2009. Comparison of the Hazards Posed to Amphibians by the Glyphosate Spray Control Program Versus the Chemical and Physical Activities of Coca Production in Colombia. *Journal of Toxicology and Environmental Health* **72**: 937–948.
- Brazil. 2002. Comissão Parlamentar de Inquérito destinada a investigar a ocupação de terras públicas na região amazônica. Brasília: Câmara dos Deputados: Coordenação de Publicações.
- Brazil, Câmara dos Deputados, 2020. PL. 2633/2020. <https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=2252589>
- Brazil, CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente). 2009. Resolução no 406, de 02 de fevereiro de 2009. *Diário Oficial da União* no 26, 2 February 2009. Brasília, DF, Brazil. <http://www.tjpa.jus.br/CMSPortal/VisualizarArquivo?idArquivo=8372>
- Brazil - Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações (2020). Quarto Inventário Nacional de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa à Convenção-Quadro da Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Anexo: Setor Uso da Terra, Mudança do Uso da Terra e Florestas. Brasília, MCTI.
- Brondizio ED. 2008. The Amazonian caboclos and the açai palm: forest farmers in the global market. *Advances in Economic Botany* **16**.
- Brondizio ES, Siqueira AD and Vogt N. 2011. Forest Resources, City Services: Globalization, Household Networks, and Urbanization in the Amazon estuary. In: The Social Lives of Forest, ed. K. Hecht SB, Morrison KD and Padoch C. Chicago: University of Chicago.
- Brondizio ES and Moran EF. 2008. Human dimensions of climate change: the vulnerability of small farmers in the Amazon. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* **363**: 1498.
- Brondizio ES, Andersson K, de Castro F, *et al.* 2021. Making place-based initiatives visible in the Brazilian Amazon. *Current Opinions in Environmental Sustainability* **49** [Special issue: Transformations to Sustainability: Critical Social Science Perspectives].
- Buck L, Scherr S, Trujillo L. *et al.* 2020. Using integrated landscape management to scale agroforestry: examples from Ecuador. *Sustain Sci* **15**: 1401–1415.
- Caballero-Serrano V, McLaren B, Carrasco JC *et al.* 2018. Local communities ecological knowledge and medicinal plant diversity in Ecuadorian Amazon home gardens. *Global Ecology and Conservation* **17**.
- Cammelli F, Garrett RD, Parry L and Barlow J. 2020. Fire Risk Perpetuates Poverty and Fire Use among Amazonian Smallholders. *Global Environmental Change* **63**: 102096.
- Campbell JM. 2015. Conjuring Property: Speculation and Environmental Futures in the Brazilian Amazon. Seattle and New York: University of Washington Press.
- Campbell AJ, Carvalheiro LG, Maués MM, *et al.* 2017. Anthropogenic disturbance of tropical forests threatens pollination services to açai palm in the Amazon river delta. *J Appl Ecol*. **55**:1725–1736.
- Campos-Silva JV, Hawes JE and Peres CA. 2019. Population recovery, seasonal site fidelity, and daily activity of pirarucu (*Arapaima* spp.) in an Amazonian floodplain mosaic. *Freshw Biol*. **64**: 1255–1264.
- Campos-Silva JV and Peres CA. 2016. Community-based management induces rapid recovery of a high-value tropical freshwater fishery. *Scientific Reports* **6**: 34745.
- Carson JF, Mayle FE, Whitney BS, *et al.* 2016. Pre-Columbian ring ditch construction and land use on a "chocolate forest island" in the Bolivian Amazon. *Journal of Quaternary Science*

- 31:** 337-347.
- Castello L. 2004. A Method to Count Pirarucu Arapaima gigas: Fishers, Assessment, and Management. *North American Journal of Fisheries Management* **24**: 379-389.
- Castello L, Arantes CC, McGrath DG, et al. 2014. Understanding fishing-induced extinctions in the tropics: lessons from the Amazon. *Aquatic Conservation* **25**: 587-598.
- Castello L, McGrath DG and Beck PSA. 2011. Resource sustainability in small-scale fisheries in the Lower Amazon floodplains. *Fisheries Research* **110**(2): 356-364.
- Castello L, McGrath DG, Hess LL, et al. 2013. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conservation Letters* **6**(4): 217-229.
- Castello L, Viana JP, Watkins G, et al. 2009. Lessons from integrating fishers of arapaima in small-scale fisheries management at the Mamirauá Reserve, Amazon. *Environmental Management* **43**(2): 197-209.
- Cavole LM, Arantes CC and Castello L. 2015. How illegal are tropical small-scale fisheries? An estimate for arapaima in the Amazon. *Fisheries Research* **168**: 1-5.
- Clark CB. 1973. The economics of overexploitation. *Science* **181**: 630-634.
- Cooke SJ, Allison EH, Beard Jr. TD, et al. 2016. On the sustainability of inland fisheries: Finding a future for the forgotten. *Ambio* **45**(7):753-764.
- Coomes OT, Takasaki Y, Abizaid C and Arroyo-Mora JP. 2016. Environmental and market determinants of economic orientation among rain forest communities: evidence from a large-scale survey in western Amazonia. *Ecological Economics* **129**:260-271.
- Coomes OT, Takasaki Y and Abizaid C. 2020. Impoverishment of local wild resources in western Amazonia: a large-scale community survey of local ecological knowledge. *Environmental Research Letters* **15**.
- Cortner O, Garrett R, Valentim J, et al. 2019. Perceptions of Integrated Crop-Livestock Systems for Sustainable Intensification in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy* **82**: 841-53.
- Costa FA. 1993. Grande Capital e Agricultura na Amazônia. 1. ed. Belém: Editora da Universidade Federal do Pará **1**, 163p.
- Costa FA. 2000. Formação Agropecuária da Amazônia: os desafios do desenvolvimento. Belém, Ed. NAEA.
- Costa FA. 2008. Heterogeneidade Estrutural e Trajetórias Tecnológicas na Produção Rural da Amazônia: Delineamentos para Orientar Políticas de Desenvolvimento. In: Mateus Batistella; Emilio F. Moran, Diógenes S. Alves. (Org.). *Amazônia: Natureza e Sociedade em Transformação*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo **1**:137-180.
- Costa FA. 2009a. Desenvolvimento agrário sustentável na Amazônia: trajetórias tecnológicas, estrutura fundiária e institucionalidade. In: Becker BK, Costa FA and Costa WM. (Org.) *Um projeto para a Amazônia no Século 21: desafios e contribuições*. 1ed. Brasília: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos **1**:215-300.
- Costa FA. 2009b. Trajetórias tecnológicas como objeto de política de conhecimento para a Amazônia: Uma metodologia de delineamento. *Revista Brasileira de Inovação* **8**: 287-312.
- Costa FA. 2012a. Elementos para uma economia política da Amazônia: historicidade, territorialidade, diversidade, sustentabilidade. 1. ed. Belém: Núcleo de Altos Estudos Amazônicos.
- Costa FA. 2012b. Mercado de terras e trajetórias tecnológicas na Amazônia. *Economia e Sociedade* **21**: 245-273.
- Costa FA. 2013. Heterogeneidade Estrutural, Tecnologias Concorrentes, Desenvolvimento Sustentável: uma proposta teórica para o tratamento da dinâmica agrária referida a território, com menção especial à Amazônia. *Boletim Regional, Urbano e Ambiental* **8**, p. 11. Brasília, Instituto Brasileiro de Economia Aplicada (IPEA).
- Costa FA. 2016. Contributions of fallow lands in the Brazilian Amazon to CO<sub>2</sub> balance, deforestation and the agrarian economy: Inequalities among competing land use trajectories. *Elementa: Science of the Anthropocene* **4**:000133.
- Costa FA. 2019. A Brief Economic History of the Amazon: 1720-1970. 1. ed. New Castle Upon Tyne: Cambridge Scholars Publishing **1**, 348p.
- Costa FA. 2020. Economia camponesa referida ao bioma da Amazônia: atores, territórios e atributos. In: Papers do NAEA **29**(2): 146-169. Belém, NAEA.
- Costa FA. 2021. Structural diversity and change in rural Amazonia: A comparative assessment of the technological trajectories based on agricultural censuses (1995, 2006 and 2017). *Nova Economia* **31**(2).
- Costa FA and Fernandes DA. 2016. Dinâmica Agrária, Instituições e Governança Territorial para o Desenvolvimento Sustentável da Amazônia. *Revista de Economia Contemporânea* **20**: 517-552.
- Costa FA and Inhetvin T. 2013. A Agropecuária na Economia de Várzea da Amazônia: Os desafios do desenvolvimento sustentável. 2. ed. Belém: Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, v. 1. 210p.
- Costa FA, Ciasca BS, Castro ECC, et al. 2021. Socio-biodiversity Bioeconomy in the State of Pará. Brasília, DF: The Nature Conservancy (TNC Brasil), Inter-American Development Bank, Natura.
- Costa GS and Costa FA. 2007. Reprodução Social da População Camponesa e o Paradigma do Desenvolvimento Rural Sustentável na Região das Ilhas em Cametá, Pará, Brasil. In: Castro E, Hurtienne T; Simonian L and Fenzl N. (Org.). *Atores sociais, trabalho e dinâmicas territoriais*. Belém: NAEA **1**: 111-154.
- Crampton W, Castello L and Vianna JP. 2004. Fisheries in the Amazon Várzea. In Silvius K, Bodmer R and Fragoso J. (Eds) *People in Nature*, New York, Columbia University Press.
- Cronkleton P and Larson A. 2014. Formalization and Collective Appropriation of Space on Forest Frontiers: Comparing Communal and Individual Property Systems in the Peruvian and Ecuadorian Amazon. *Society and Natural Resources* **28**(5): 496-512.
- Cronkleton P and Pacheco P. 2010. Changing policy trends in the emergence of Bolivia's Brazil nut sector. In: Laird SA, McLain R and Wynberg RP, Eds. *Wild Product Governance: Finding Policies that Work for Non-Timber Forest Products*. London: Earthscan, 15-41.
- Dávalos LM. 2018. The ghosts of development past: Deforestation and coca in western Amazonia. In: *The Origins of*

- Cocaine, 31-64. Routledge.
- Dávalos LM, Holmes JS, Rodriguez N and Armenteras D. 2014. Demand for beef is unrelated to pasture expansion in northwestern Amazonia. *Biological Conservation* **170**: 64-73.
- Dean W. 1987. *Brazil and the Struggle for Rubber: A Study in Environmental History*. Cambridge: Cambridge University Press.
- de Castro F. 2009. Patterns of Resource Use by Caboclo Communities in the Middle-Lower Amazon. In: Adams C, Murrieta R, Neves W and Harris M. (Eds) *Amazon Peasant Societies in a Changing Environment*. Springer, Dordrecht.
- de Castro FF. 2013. A identidade denegada: Discutindo as representações e a autorrepresentação dos caboclos da Amazônia. *Revista de Antropologia* **56**(2): 451-475. São Paulo, USP.
- de Lima IB, Thuo ADM, de Albuquerque HAM, *et al.* 2020. Hydroelectric Plants Construction, Rainforest Landscape Change, and Impacts on Indigenous, and Local communities Groups in Amazonia: From Balbina, Tucuruí to Belo Monte Contexts. *Indigenous Amazonia, Regional Development and Territorial Dynamics*: 397-419.
- de Waroux YL, Garrett RD, Graesser J, *et al.* 2019 The Restructuring of South American Soy and Beef Production and Trade Under Changing Environmental Regulations. *World Development* **121**: 188-202.
- de Waroux YL, Garrett RD, Heilmayr R and Lambin EF. 2016. Land-use policies and corporate investments in agriculture in the Gran Chaco and Chiquitano. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **113**: 4021-4026.
- Döbereiner J 1990. Avanços recentes na pesquisa em fixação biológica de nitrogênio no Brasil. *Estud. Av.* **4**(8).
- Duponchelle F, Isaac VJ, Doria C, *et al.* 2021. Conservation of migratory fishes in the Amazon basin. *Aquatic Conservation* **31**(5).
- Eloy L and Lasmar C. 2012. Urbanisation and transformation of Indigenous resource management: the case of Upper Rio Negro (Brazil). *International Journal Sustainable Society* **4**(4): 273-388.
- Emmi MF. 1988. *A oligarquia do Tocantins e o domínio dos castanhais*. Belém, Centro de Filosofia e Ciências Humanas/NAEA/UFPA.
- Erickson CL. 2006. Domesticated Landscapes of the Bolivian Amazon. In: Time and Complexity in Historical Ecology. Eds. Balée W and Erickson C, 187-233. New York: Columbia University Press.
- Escolhas Institute. 2020. From Pasture to Plate: Subsidies and the environmental footprint of the beef industry in Brazil. Sao Paulo, Brazil.
- Espinoza JC, Garreaud R, Poveda G, *et al.* 2020. Review Article. Hydroclimate of the Andes Part I: Main Climatic Features. *Front. Earth Sci.* **8**:64.
- Espinoza JC, Ronchail J, Marengo JA and Segura H. 2019. Contrasting North-South changes in Amazon wet-day and dry-day frequency and related atmospheric features (1981-2017). *Climate Dynamics* **52**:5413-5430.
- Fabré NN and Barthem RB, Eds. 2005. *O Manejo da Pesca dos Grandes Bagres Migradores: Piramutaba e Dourada no Eixo Solimões-Amazonas*. Manaus, Brazil, ProVárzea, IBAMA.
- Fearnside PM. 1989. Forest management in Amazonia: The need for new criteria in evaluating development options. *Forest Ecology and Management* **27**(1): 61-79.
- Fearnside PM. 1995a. Sustainable development in Amazonia. In: Kosinski LA (ed.) *Beyond Eco-92: Global Change, the Discourse, the Progression, the Awareness*. International Social Science Council, United Nations Educational and Scientific Organization, Paris, France & Editora Universitária Candido Mendes, Rio de Janeiro, Brazil. 227 pp. [http://philip.inpa.gov.br/publ\\_livres\1995\Beyond Eco-92.pdf](http://philip.inpa.gov.br/publ_livres\1995\Beyond Eco-92.pdf)
- Fearnside PM. 2002. Can pasture intensification discourage deforestation in the Amazon and Pantanal regions of Brazil? In: Wood CH and Porro R. (Eds.) *Deforestation and Land Use in the Amazon*. University Press of Florida, Gainesville, Florida, USA, 386 pp.
- Fearnside PM. 2007. Brazil's Cuiaba-Santarem (BR-163) Highway: The environmental cost of paving a soybean corridor through the amazon. *Environmental Management* **39**(5): 601-614.
- Fearnside PM. 2020. Sustentabilidade da agricultura na Amazônia – 11: Manejo florestal como alternativa para áreas florestais. *Amazônia Real*, 27 de fevereiro de 2020. <https://amazoniareal.com.br/sustentabilidade-da-agricultura-na-amazonia-11-manejo-florestal-como-alternativa-para-areas-florestais>
- Fearnside PM, Ferrante L, Yanai AM and Isaac Júnior MA. 2020. Trans-Purus: Brazil's last intact Amazon forest at immediate risk (commentary). *Mongabay*, 24 November 2020. <https://news.mongabay.com/2020/11/trans-purus-brazils-last-intact-amazon-forest-at-immediate-risk-commentary/>
- Fellet J. and Pamment C. 2021. Facebook rainforest ads: Inquiry ordered into Amazon land sales. *BBC News*. Available at: <https://www.bbc.com/news/technology-56272379>
- Fernandes M. 1999. *Donos de terras: a trajetória da UDR no Pará*. Belém: Naea/UFPA.
- Finer M, Jenkins CN, Pimm SL, *et al.* 2008. Oil and Gas Projects in the Western Amazon: Threats to Wilderness, Biodiversity, and Indigenous Peoples. *Plos One* **3**.
- Finer M, Vijay V, Ponce F, *et al.* 2009. Ecuador's Yasuni Biosphere Reserve: a brief modern history and conservation challenges. *Environmental Research Letters* **4**(3).
- Flores BM, Holmgren M, Xu C, *et al.* 2017. Floodplains as an Achilles' heel of Amazonian forest resilience. *Proc Natl Acad Sci* **114**: 4442-6.
- Folhes RT. 2018. A Gênese da Transumância no Baixo Rio Amazonas: arranjos fundiários, relações de poder e mobilidade entre ecossistemas. *Boletim Goiano de Geografia* **38**: 138-158.
- Forsberg BR, Melack JM, Dunne T, *et al.* 2017. The potential impact of new Andean dams on Amazon fluvial ecosystems. *PLOS ONE* **12**(8): e0182254.
- Franco, CLB, El Bizri HR, Souza PR, *et al.* 2021. Community-based environmental protection in the Brazilian Amazon: Recent history, legal landmarks and expansion across

- protected areas. *Journal of Environmental Management* **287**.
- Freitas MAB, Vieira ICG, Albernaz ALKM, *et al.* 2015. Floristic impoverishment of Amazonian floodplain forests managed for açaí fruit production. *Forest Ecology and Management* **351**: 20–27.
- Furumo PR and Aide TM. 2017. Characterizing commercial oil palm expansion in Latin America: land use change and trade. *Environmental Research Letters* **12**(2), 024008.
- Futemma C, de Castro F and Brondizio ES. 2020. Farmers and Social Innovations in Rural Development: Collaborative Arrangements in Eastern Brazilian Amazon. *Land Use Policy* **99**.
- Garrett RD, Gardner T, Fonseca T, *et al.* 2017. Explaining the Persistence of Low Income and Environmentally Degrading Land Uses in the Brazilian Amazon. *Ecology and Society* **22**(3).
- Garrett RD, Lambin EF and Naylor RL. 2013a. The New Economic Geography of Land Use Change: Supply Chain Configurations and Land Use in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy* **34**: 265–275.
- Garrett RD and Rausch L. 2015. Green for Gold: Social and Ecological Tradeoffs Influencing the Sustainability of the Brazilian Soy Industry. *The Journal of Peasant Studies* **43**(2): 461–493.
- Garrett RD, Rueda X and Lambin EF. 2013b. Globalization's Unexpected Impact on Soybean Production in South America: Linkages between Preferences for Non-Genetically Modified Crops, Eco-Certifications, and Land Use. *Environmental Research Letters* **8**(4): 044055.
- Gasques JG, Bastos ET, Bacchi MRP and Valdes C. 2011. Produtividade Total Dos Fatores E transformações Da Agricultura Brasileira: Análise Dos Dados Dos Censos agropecuários. In: *Anais Do XXXVIII Encontro Nacional de Economia*. Associação Nacional dos Centros de Pós-Graduação em Economia.
- Gil JDB, Garrett R, Rotz A, *et al.* 2018. Tradeoffs in the Quest for Climate Smart Agricultural Intensification in Mato Grosso, Brazil. *Environmental Research Letters* **13**(6).
- Global Witness. 2020. Beefs, Banks and the Brazilian Amazon. Available at: <https://www.globalwitness.org/en/campaigns/forests/beef-banks-and-brazilian-amazon/>
- Goulding M, Venticinque E, Ribeiro MLB, *et al.* 2018. Ecosystem-based management of Amazon fisheries and wetlands. *Fish and Fisheries*: 1-21.
- Grajales J. 2011. The rifle and the title: paramilitary violence, land grab and land control in Colombia. *Journal of Peasant Studies* **38**(4): 771-792.
- Grandin G. 2009. Fordlandia: The Rise and Fall of Henry Ford's Forgotten Jungle City. New York: Metropolitan Books/Henry Holt and Company.
- Grist N. 1999. The role of women in colonist settlements in Eastern Amazonia. Overseas Development Group Research Working Paper. East Anglia: University of East Anglia.
- Guariguata MR, Cronkleton P, Duchelle AE and Zuidema PA. 2017. Revisiting the 'cornerstone of Amazonian conservation': a socioecological assessment of Brazil nut exploitation. *Biodiversity Conservation* **26**:2007-2027.
- Gutierrez RR, Abad JD, Choi M and Montoro H. 2014. Characterization of confluences in free meandering rivers of the Amazon basin. *Geomorphology* **220**: 1-14.
- Harris M. 1998. What it means to be caboclo: some critical notes on the construction of the Amazonian caboclo society as an anthropological object. *Critique of Anthropology* **18**: 83-95.
- Hecht SB. 1985. Environment, Development and Politics - Capital Accumulation and the Livestock Sector in Eastern Amazonia. *World Development* **13**: 663-684.
- Hecht SB. 1993. The Logic of Livestock and Deforestation in Amazonia. *BioScience* **43**(10): 687–95.
- Hecht SB. 2005. Soybeans, development and conservation on the Amazon frontier. *Development and Change* **36**(2): 375-404.
- Hecht S.B. 2007. Factories, Forests, Fields and Family: Gender and Neoliberalism in Extractive Reserves. *Journal of Agrarian Change* **7**(3): 316–347.
- Hecht SB and Mann CM. 2008. How Brazil Outfarmed the American Farmer. *Fortune* **157**(1): 92-105.
- Heilpern SA, Fiorella K, Cañas C, *et al.* 2021. Substitution of freshwater fisheries with aquaculture and chicken undermines human nutrition in the Peruvian Amazon. *Nature Food* **2**: 192-197.
- Hernández-Ruz EJ, Silva RDO and do Nascimento GA. 2018. Impacts of the Construction of the Belo Monte Hydroelectric Power Plant on Local communities knowledge of Riverine Communities in Xingu River, Pará, Brazil. *International Journal of Research Studies in Biosciences* **6**(6): 13-20.
- Hindery D. 2013. From Enron to Evo: Pipeline politics, global environmentalism, and Indigenous rights in Bolivia University of Arizona Press.
- Hoelle J. 2015. Rainforest Cowboys: The Rise of Ranching and Cattle Culture in Western Amazonia. University of Texas Press.
- Hoelle J. 2017. Jungle beef: consumption, production and destruction, and the development process in the Brazilian Amazon. *Journal of Political Ecology* **24**(1).
- Homma AKO. 2007. A imigração japonesa na Amazônia; sua contribuição ao desenvolvimento agrícola. 1. ed. Belém, Pará: Embrapa Amazônia Oriental, FIEPA, v. 1. 21.
- Huezo A. 2019. Contested natures: Coca, the War on Drugs, and ecologies of difference in Colombia's Afro-Pacific. *Journal of Political Ecology* **26**: 305-322.
- IBGE. 1995. *Censo agropecuário: 1995/96*.
- IBGE. 2009. *Censo Agropecuário 2006*. <http://biblioteca.ibge.gov.br/>.
- IBGE. 2019. *Censo agropecuário 2017: resultados definitivos*. vol. 8
- INCRA. 2016. Reforma Agrária. Available at: <https://www.gov.br/incra/pt-br/assuntos/reforma-agraria>
- INPE/EMBRAPA 2016. TERRACLASS 2004 a 2014: Avaliação da dinâmica do uso e cobertura da terra no período de 10 anos nas áreas desflorestadas da Amazônia Legal brasileira. Available at: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1059985>, Accessed on 12-6-2020.
- Isaac V, da Silva CO e Ruffino ML. 2008. The artisanal fishery fleet of the lower Amazon Santarém, PA, Brazil. *Fisheries*



- Management and Ecology* **5**: 179–187.
- Jacobi J, Schneider M, Bottazzi P, *et al.* 2015. Agroecosystem resilience and farmers' perceptions of climate change impacts on cocoa farms in Alto Beni, Bolivia. *Renewable Agriculture and Food Systems* **30**: 170-183.
- Jepson W. 2006. Private Agricultural Colonization on a Brazilian Frontier, 1970–1980. *Journal of Historical Geography* **32**(4): 839–863.
- Junk W. 1984. Ecology of the varzea of Amazonian white water rivers. In Sioli H. (ed.), *The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and Its Basin*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, pp. 215-244.
- Junk WJ, Bayley PB and Sparks RE. 1989. The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **106**: 110-127.
- Kawa NC. 2011. The social nature of agrobiodiversity in Central Amazonia. Ph.D. Thesis, University of Florida, Gainesville, Florida.
- Klinger JM. 2018. Rare earth frontiers: From terrestrial soils to lunar landscapes. Cornell University Press.
- Klingler M, Richards PD and Ossner R. 2018. Cattle vaccination records question the impact of recent zero-deforestation agreements in the Amazon. *Regional Environmental Change* **18**(1): 33-46.
- Kolen J, de Smet E and de Theije M. 2018. “We are all Garimpeiros:” Settlement and Movement in Communities of the Tapajós Small-Scale Gold Mining Reserve. *The Journal of Latin American and Caribbean Anthropology* **23**(1), 169-188.
- Kovalskys I, Rigotti A, Koletzko B, *et al.* 2019. Latin American consumption of major food groups: Results from the ELANS study. *PLoS one* **14**(12), p.e0225101.
- Langill JC and Abizaid C. 2020. What is a bad flood? Local perspectives of extreme floods in the Peruvian Amazon. *AMBIO* **49**: 1423–1436.
- Lazarin KM. 2002. Resena de “Mulheres da Floresta Amazonica entre o trabalho e a cultura” de Ligia TC Simonian. *Revista Estudos Feministas* **10**(1):248–50.
- Levis C. 2018. Domestication of Amazonian forests. Wageningen University.
- Levis C, Flores BM, Moreira PA, *et al.* 2018. How people domesticated Amazonian forests. *Frontiers in Ecology and Evolution* **5**.
- List G, Lazio S and Coomes OT. 2019. Mitigating risk for floodplain agriculture in Amazonia: a role for index-based flood insurance. *Climate and Development* **12**(7).
- Lyll A. 2018. A moral economy of oil: corruption narratives and oil elites in Ecuador. *Culture Theory and Critique* **59**: 380-399.
- Maezumi SY, Alves D, Robinson M, *et al.* 2018. The legacy of 4,500 years of polyculture agroforestry in the eastern Amazon. *Nature plants* **4**: 540-547.
- Mann ML, Kaufmann RK, Bauer DM, *et al.* Pasture conversion and competitive cattle rents in the Amazon. 2014. *Ecological Economics* **97**: 182-190.
- MapBiomas. Available at: <https://mapbiomas.org/>, Accessed 12-8-2020.
- Marengo JA, Alves LM, Soares WR, *et al.* 2013. Two contrasting severe seasonal extremes in tropical South America in 2012: flood in Amazonia and drought in Northeast Brazil. *J. Clim.* **2**: 9137–9154.
- Matricardi EAT, Skole DL, Costa OB, *et al.* 2020. Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. *Science* **369** (6509), 1378-1382.
- McGrath DG. 2003. Regatão and Caboclo: itinerant traders and smallholder residence in the Brazilian Amazon. In Nugent S and Harris M. (Org.). *Some Other Amazonians: Perspectives on Modern Amazonia*. Institute for the Study of the Americas. London.
- McGrath D, de Castro F, Câmara E and Fudemma C. 1999. Community Management of Floodplain Lakes and the Sustainable Development of Amazonian Fisheries. In Padoch C, Ayres JM, Pinedo-Vasquez M and Henderson A. *Advances in Economic Botany* **13**: 59-82, <http://www.jstor.org/stable/43919738>.
- McGrath DG, de Castro F, Fudemma C, *et al.* 1993. Fisheries and the evolution of resource management on the lower Amazonian floodplain. *Human Ecology* **22**(2): 167-195.
- McGrath DG, Castello L, Almeida OT and Estupiñán GMB. 2015. Market Formalization, Governance, and the Integration of Community Fisheries in the Brazilian Amazon. *Society & Natural Resources* **28**(5): 513-529.
- McGrath DG, Castello L, Brabo M, *et al.* 2020. Can Fish Drive Development of the Amazon Bioeconomy? Policy Brief. The Earth Innovation Institute. Available at: <https://earthinnovation.org/publications/can-fish-drive-development-of-the-amazon-bioeconomy-policy-brief>
- McKay B and Colque G. 2016. Bolivia's Soy Complex: The Development of 'Productive Exclusion.' *The Journal of Peasant Studies* **43**(2): 583–610.
- McKay BM. 2017. Agrarian Extractivism in Bolivia. *World Development* **97**: 199–211.
- Meijer KS. 2015. A comparative analysis of the effectiveness of four supply chain initiatives to reduce deforestation. *Tropical Conservation Science* **8**(2): 583-597.
- Mello DMG. 2014. Collective Microenterprises and Rural Women's Economic Empowerment in Brazilian Amazonia. Ph.D. dissertation, University of Florida.
- Mello D and Schmink M. 2017. Amazon entrepreneurs: Women's economic empowerment and the potential for more sustainable land use practices. *Women's Studies International Forum* **65**: 28-36.
- Merry F and Soares B. 2017. Will intensification of beef production deliver conservation outcomes in the Brazilian Amazon? *Elementa-Science of the Anthropocene* **5**.
- Meyfroidt P, Börner J, Garrett R, *et al.* 2020. Focus on leakage and spillovers: informing land-use governance in a tele-coupled world. *Environmental Research Letters* **15**(9): 090202.
- Miranda J, Börner J, Kalkuhl M and Soares-Filho B. 2019. Land speculation and conservation policy leakage in Brazil. *Environ. Res. Lett.* **14** 045006
- Monteiro K. 2013. Análise de indicadores de sustentabilidade socioambiental em diferentes sistemas produtivos com palma de óleo no estado do Pará. PhD Dissertation, Department of Agrarian Sciences, Federal Rural University of the Amazon.
- Moran EF. 1991. Human adaptive strategies in Amazonian blackwater ecosystems. *American Anthropologist* **93**(2): 61–

- 382.
- Moran EF. 1994. Adaptabilidade Humana: Uma Introdução à Antropologia Ecológica. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Mourão P. 2008. Organização Produtiva de Mulheres Rurais. Brasília: Brazil, Ministry of Agrarian Development.
- Muller-Hansen F, Heitzig J, Donges JF, *et al.* 2019. Can intensification of cattle ranching reduce deforestation in the Amazon? Insights from an agent-based social-ecological model. *Ecological Economics* **159**: 198-211.
- Murrieta RSS and WinklerPrins AMGA. 2003. Flowers of Water: Homegardens and Gender Roles in a Riverine Caboclo Community in the Lower Amazon, Brazil. *Culture & Agriculture* **25**(1): 35-47.
- Nahum JS. 2011. Usos do território, dendeicultura e modo de vida quilombola na Amazonia: Estudo da microregião de Tomé-Açu (PA). Project proposal. Belém: Federal University of Pará.
- Nehring R. 2016. Yield of dreams: Marching west and the politics of scientific knowledge in the Brazilian Agricultural Research Corporation (Embrapa). *Geoforum* **77**: 206-217.
- Nepstad LS, Gerber JS, Hill J, *et al.* 2019. Pathways for Recent Cerrado Soybean Expansion: Extending the Soy Moratorium and Implementing Integrated Crop Livestock Systems with Soybeans. *Environmental Research Letters* **14**(4).
- Niederle P, Grisa C, Picolotto EL and Soldera D. 2019. Narrative Disputes over Family-Farming Public Policies in Brazil: Conservative Attacks and Restricted Countermovements. *Latin American Research Review* **54**(3): 707-720.
- Nishijima M, Sarti FM, Cati RC. 2019. The Underlying Causes of Brazilian Corruption. In: Rotberg R. (eds) Corruption in Latin America. Springer, Cham.
- Nolte C, de Waroux YP, Munger J, *et al.* 2017. Conditions influencing the adoption of effective anti-deforestation policies in South America's commodity frontiers. *Global Environmental Change* **43**: 1-14.
- Nugent S. 1993. Amazonian Caboclo Society. Berg Publisher, Oxford.
- Nugent S. 2002. Whither O Campesinato? Historical peasantries of Brazilian Amazonia. *The Journal of Peasant Studies* **29**(3-4):162-189.
- Nugent S and Harris M (Eds.). 2004. Some Other Amazonians: Perspectives on Modern Amazonia. London: Institute for the Study of the Americas, University of London, pp. ix+211.
- Oil & Gas Journal. 1999. Mobil finds more gas in SE Peru, near Camisea fields. *Oil & Gas Journal* **97**(14)34+ (<https://www.ogj.com/home/article/17230876/mobil-finds-more-gas-in-se-peru-near-camisea-fields>).
- Oliveira GLT. 2012. Uma Descrição Agroecológica da Crise Atual. *Revista NERA* **12**(15): 66-87.
- Oliveira G. 2013. Land Regularization in Brazil and the Global Land Grab. *Development and Change* **44**(2): 261-283.
- Oliveira GLT. 2016. The geopolitics of Brazilian soybeans. *Journal of Peasant Studies* **43**(2), 348-372.
- Oliveira GLT. 2017. The South-South Question: Transforming Brazil-China Agroindustrial Partnerships. PhD Dissertation, Department of Geography, University of California, Berkeley.
- Oliveira G and Hecht S. 2016. Sacred Groves, Sacrifice Zones and Soy Production: Globalization, Intensification and Neo-Nature in South America. *The Journal of Peasant Studies* **43**(2): 251-85.
- Oliveira GLT, Murton G, Rippa A, *et al.* 2020. China's Belt and Road Initiative: Views from the ground. *Political Geography* **82**.
- Oviedo AFP and Bursztyn M. 2017. Descentralização e Gestão da Pesca na Amazônia Brasileira: Direitos sobre Recursos e Responsabilidades. *Ambiente & Sociedade* **20**(4): 169-190.
- Padoch C, Brondizio E, Costa S, *et al.* 2008. Urban Forest and Rural Cities: Multi-sited Households, Consumption Patterns, and Forest Resources in Amazonia. *Ecology and Society* **13**.
- Pereira HS. 2004. Iniciativas de co-gestão dos recursos naturais da várzea: estado do Amazonas (Vol. 2). Pro-Várzea/IBAMA. Available at: [https://www.researchgate.net/publication/285397004\\_Iniciativa\\_de\\_co-gestao\\_dos\\_recursos\\_naturais\\_da\\_varzea\\_-\\_Estudo\\_do\\_Amazonas\\_-\\_Estudo\\_estrategico\\_Analitico](https://www.researchgate.net/publication/285397004_Iniciativa_de_co-gestao_dos_recursos_naturais_da_varzea_-_Estudo_do_Amazonas_-_Estudo_estrategico_Analitico)
- Perreault T and Valdivia G. 2010. Hydrocarbons, popular protest and national imaginaries: Ecuador and Bolivia in comparative context. *Geoforum* **41**(5): 689-699.
- Perz SG, Qiu YL, Xia YB, *et al.* 2013. Trans-boundary infrastructure and land cover change: Highway paving and community-level deforestation in a tri-national frontier in the Amazon. *Land Use Policy* **34**: 27-41.
- Pfaff A, Robalino J, Reis EJ, *et al.* 2018. Roads & SDGs, tradeoffs and synergies: learning from Brazil's Amazon in distinguishing frontiers. *Economics-the Open Access Open-Assessment E-Journal* **12**.
- Pfaff A, Robalino J, Walker R, *et al.* 2007. Roads and deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Regional Science* **47**(1): 109-123.
- Pinedo-Vasquez MA and Sears RR. 2011. Várzea Forests: Multifunctionality as a Resource for Conservation and Sustainable Use of Biodiversity. In: Pinedo-Vasquez M, Ruffino M, Padoch C, Brondizio E. (Eds) The Amazon Várzea. Springer, Dordrecht.
- Ponta N, Cornloley T, Dray A, *et al.* 2019. Hunting in times of change: Uncovering Indigenous strategies in the Colombian Amazon using a role-playing game. *Frontiers in Ecology and Evolution* **7**:1-19.
- Porro R. 2019. A economia invisível do babaçu e sua importância para meios de vida em comunidades agroextrativistas. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. *Ciências Humanas* **14**(1):169-188.
- Porro R, Miller RP, Tito MR, *et al.* 2012. Agroforestry in the Amazon region: a pathway for balancing conservation and development. In: Nair PKR and Dennis G. (Eds.), Agroforestry-The future of global land use. Springer, Dordrecht.
- Potter L. 2015. Managing oil palm landscapes: A seven-country survey of the modern palm oil industry in Southeast Asia, Latin America and West Africa. *CIFOR Occasional Paper* **122**. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research.
- Putzel L, Padoch C and Ricse A. 2013. Putting Back the Trees: Smallholder Silvicultural Enrichment of Post-Logged

- Concession Forest in Peruvian Amazonia. *Small-Scale Forestry* **12**: 421-436.
- RAISG (Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada). 2020. Amazonía bajo presión. São Paulo: ISA - Instituto Socioambiental.
- Rajão R, Soares-Filho B, Nunes F, *et al.* 2020. The Rotten Apples of Brazil's Agribusiness. *Science* **369** (6501): 246-248.
- Reis JC, Rodrigues GS, de Barros I, *et al.* 2020. Integrated crop-livestock systems: A sustainable land-use alternative for food production in the Brazilian Cerrado and Amazon. *Journal of Cleaner Production* **283**.
- Reyes-García V, Vadez V, Huanca T, *et al.* 2007. Economic development and local ecological knowledge: A deadlock? Quantitative research from a native Amazonian society. *Human Ecology* **35**:371-377.
- Richards PD, Myers RJ, Swinton SM and Walker RT. 2012. Exchange rates, soybean supply response, and deforestation in South America. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* **22**(2): 454-462.
- Richards PD, Walker RT and Arima EY. 2014. Spatially complex land change: The indirect effect of Brazil's agricultural sector on land use in Amazonia. *Global Environmental Change* **19**: 1-9.
- Roberts JT. 1991. Forging development, fragmenting labor: Subcontracting and local response in an Amazon boomtown. Ph.D. Dissertation, Johns Hopkins University.
- Ronchail J, Espinoza JC, Drapeau G, *et al.* 2018. The flood recession period in Western Amazonia and its variability during the 1985-2015 period. *Journal of Hydrology: Regional Studies* **15**: 16-30.
- Salisbury DS and Schmink M. 2007. Cows Versus Rubber: Changing Livelihoods among Amazonian Extractivists. *Geoforum* **38**(6):1233-1249.
- Schmink M and Gómez-García M. 2015. Under the canopy: Gender and forests in Amazonia. *Occasional Paper* **121**. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research.
- Schmink M and Wood CH. 1992. Contested Frontiers in Amazonia. New York: Columbia University Press.
- Schmink M, Hoelle J, Gomes CVA and Thaler GM. 2019. From contested to 'green' frontiers in the Amazon? A long-term analysis of Sao Felix do Xingu, Brazil. *Journal of Peasant Studies* **46**(2): 377-399.
- Sears RR. 2016. Forests, Sustainability, and Progress Safeguarding the Multiple Dimensions of Forests through Sustainable Practices. In: Molina-Murillo SA and Rojas C. The Paradigm of Forests and the Survival of the Fittest. CRC Press.
- Sears RR, Cronkleton P, Villanueva FP *et al.* 2018 Farm-forestry in the Peruvian Amazon and the feasibility of its regulation through forest policy reform. *Forest Policy and Economics* **87**:49-58.
- Sears RR, Padoch C and Pinedo-Vasquez M. 2007. Amazon forestry transformed: Integrating knowledge from smallholder timber management in Eastern Brazil. *Human Ecology* **35**:697-707.
- SEI. 2018. "Trase Yearbook." Stockholm Environment Institute. <http://yearbook2018.trase.earth>.
- Serrão EAS and Homma AKO. 1993. Sustainable agriculture in the humid tropics – Brazil. In: National Research Council (ed.), Sustainable Agriculture and the Environment in the Humid Tropics. National Academy Press, Washington, DC, USA, pp. 265-351.
- Shanley P, Pierce A, Laird S and Robinson D. 2008. Beyond timber: Certification and management of non-timber forest products. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Sherman M, Ford J, Llanos-Cuentas A and Valdivia MJ. 2016. Food system vulnerability amidst the extreme 2010-2011 flooding in the Peruvian Amazon: a case study from the Ucayali region. *Food Science* **8**:551-570.
- Sherret L. 2005. Futility in Action: Coca Fumigation in Colombia. *Journal of Drug Issues* 161-168.
- Simmons CS, Walker RT, Arima EY, *et al.* 2007. The Amazon land war in the south of Pará. *Annals of the Association of American Geographers* **97**(3): 567-592.
- Smith N. 1978. Agricultural Productivity along Brazil's Transamazonica Highway. In: Agro-Ecosystems **4**: 4150432.
- Smith N. 1985. The impact of cultural and ecological change on Amazonian fisheries. *Biological Conservation* **32**: 355-373.
- Smith N, Falesi IC, Alvin PT and Serrão EA. 1996. Agroforestry trajectories among smallholders in the Brazilian Amazon: innovation and resiliency in pioneer and older settled areas. *Ecological Economics* **18**: 15-27.
- Steward A. 2013. Reconfiguring Agrobiodiversity in the Amazon Estuary: Market Integration, the Açaí Trade and Smallholders' Management Practices in Amapá, Brazil. *Human ecology* **41**, pp. 827-840
- Steward C. 2007. From colonization to "environmental soy": a case study of environmental and socio-economic valuation in the Amazon soy frontier. *Agriculture and Human Values* **24**(1): 107-122.
- Stoian D. 2005. Making the Best of Two Worlds: Rural and Peri-Urban Livelihood Options Sustained by Nontimber Forest Products from the Bolivian Amazon. *World Development* **33**(9):1473-90.
- Suarez E, Morales M, Cueva E, *et al.* 2009. Oil industry, wild meat trade and roads: indirect effects of oil extraction activities in a protected area in north-eastern Ecuador. *Animal Conservation* **12**: 364-373.
- Subler S. 1993. Mechanisms of Nutrient Retention and Recycling in a Chronosequence of Amazonian Agroforestry Systems: Comparisons with Natural Forest Ecosystems. PhD Dissertation, The Pennsylvania State University, State College, USA.
- Subler S, Uhl C and Anderson A. 1990. Japanese agroforestry in Amazonia: A case study in Tomé-Açu, Brazil. Anderson A.B. (ed.), *Alternatives to Deforestation: Steps toward Sustainable Use of the Amazon Rain Forest*. Columbia University Press, New York, USA, pp. 152-166.
- Svampa M. 2019. Neo-extractivism in Latin America: socio-environmental conflicts, the territorial turn, and new political narratives. Cambridge University Press.
- Thaler GM. 2017. The land sparing complex: Environmental governance, agricultural intensification, and state building in the Brazilian Amazon. *Annals of the American Association of Geographers* **107**(6), 1424-1443.

- Thomas E, Valdivia J, Alcázar Caicedo C, *et al.* 2017. NTFP harvesters as citizen scientists: Validating traditional and crowdsourced knowledge on seed production of Brazil nut trees in the Peruvian Amazon. *PLoS ONE* **12**(8): e0183743.
- Tregidgo D, Campbell AJ, Rivero S, *et al.* 2020. Vulnerability of the Açaí Palm to Climate Change. *Human Ecology* **48**: 505-514.
- Treccani GD. 2001. Violência e grilagem: instrumentos de aquisição da propriedade. Belém: UFPA, ITERPA.
- Valdivia G. 2015. Oil frictions and the subterranean geopolitics of energy regionalisms. *Environment and Planning A* **47**: 1422-1439.
- Valentin JF and Garrett RD. 2015. Promoção do bem-estar dos produtores familiares com uso de sistemas de produção agropecuários e florestais de baixo carbono no bioma Amazônia. IN: Azevedo AA, Campanilli M and Pereira C. (Org.). Caminhos para uma Agricultura Familiar sob bases Ecológicas: produzindo com Baixa Emissão de Carbono. Brasília, DF: IPAM.
- VanWey LK, Spera S, de Sa R, *et al.* 2013. Socioeconomic Development and Agricultural Intensification in Mato Grosso. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **368**(1619): 20120168.
- Vargas GC, Au WW and Izzotti A. 2020. Public health issues from crude-oil production in the Ecuadorian Amazon territories. *Science of the Total Environment* **719**.
- Veiga JB and Tourrand JF. 2000. Produção leiteira na Amazônia Oriental. Belém, Ambrapa/CIRAD.
- Velho OG. 1976. Capitalismo Autoritário e Campesinato. São Paulo-Rio de Janeiro, Difel, 1976.
- Velho OG. 2009. Frente de Expansão e Estrutura Agrária: Estudo do processo de penetração numa área da Transamazônica. Rio de Janeiro, Centro Edelstein de Pesquisas Sociais.
- Veríssimo J. 1895. A pesca na Amazônia. Rio de Janeiro, Brazil: Livraria Classica de Alves.
- Vogt ND, Pinedo-Vasquez M, Brondizio E, *et al.* 2015. Forest transition in mosaic landscapes: Smallholder's flexibility in land-resource use decisions and livelihood strategies from World War II to the present in the Amazon estuary. *Society and Natural Resources*.
- Vogt ND, Pinedo-Vasquez M, Brondizio E, *et al.* 2016. Local ecological knowledge and incremental adaptation to changing flood patterns in the Amazon delta. *Sustainable Science*.
- Walker WS, Gorelik SR, Baccini A, *et al.* 2020. The role of forest conversion, degradation, and disturbance in the carbon dynamics of Amazon Indigenous territories and protected areas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* **117**(6): 3015-3025.
- Weinhold D, Killick E and Reis EJ. 2013. Soybeans, Poverty and Inequality in the Brazilian Amazon. *World Development* **52**: 132-143.
- Weinstein B. 1983. The Amazon Rubber Boom. Stanford University Press, Stanford.
- Widener P. 2009. Global Links and Environmental Flows: Oil Disputes in Ecuador. *Global Environmental Politics* **9**(1): 31-+.
- WinklerPrins A and Oliveira PSS. 2010. Urban Agriculture in Santarém, Pará, Brazil: Diversity and Circulation of Cultivated Plants in Urban Homegardens. *Boletim Do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Humanas* **5**(3): 571-85.
- Witkoski AC. 2010. Terras, florestas e águas de trabalho: os camponeses amazônicos e as formas de uso de seus recursos naturais. 2nd ed., Annablume, São Paulo.
- Ximenes T. 1997. Uma oportunidade de análise do desenvolvimento sustentável: a pecuária no Marajó. In: Ximenes (org.). Perspectivas do desenvolvimento sustentável: Uma contribuição para a Amazônia 21. Belém, Ed. NAEA
- Yamada M. 1999. Japanese Immigrant Agroforestry in the Brazilian Amazon: A Case Study of Sustainable Rural Development in the Tropics. PhD Dissertation, University of Florida, Gainesville, USA.
- Yamada M and Osaqui H. 2006. The role of homegardens in agroforestry development: lessons from Tome-Acu, a Japanese-Brazilian settlement in the Amazon. In: *Tropical Homegardens*, 299-316. Springer.

15.8. Anexo

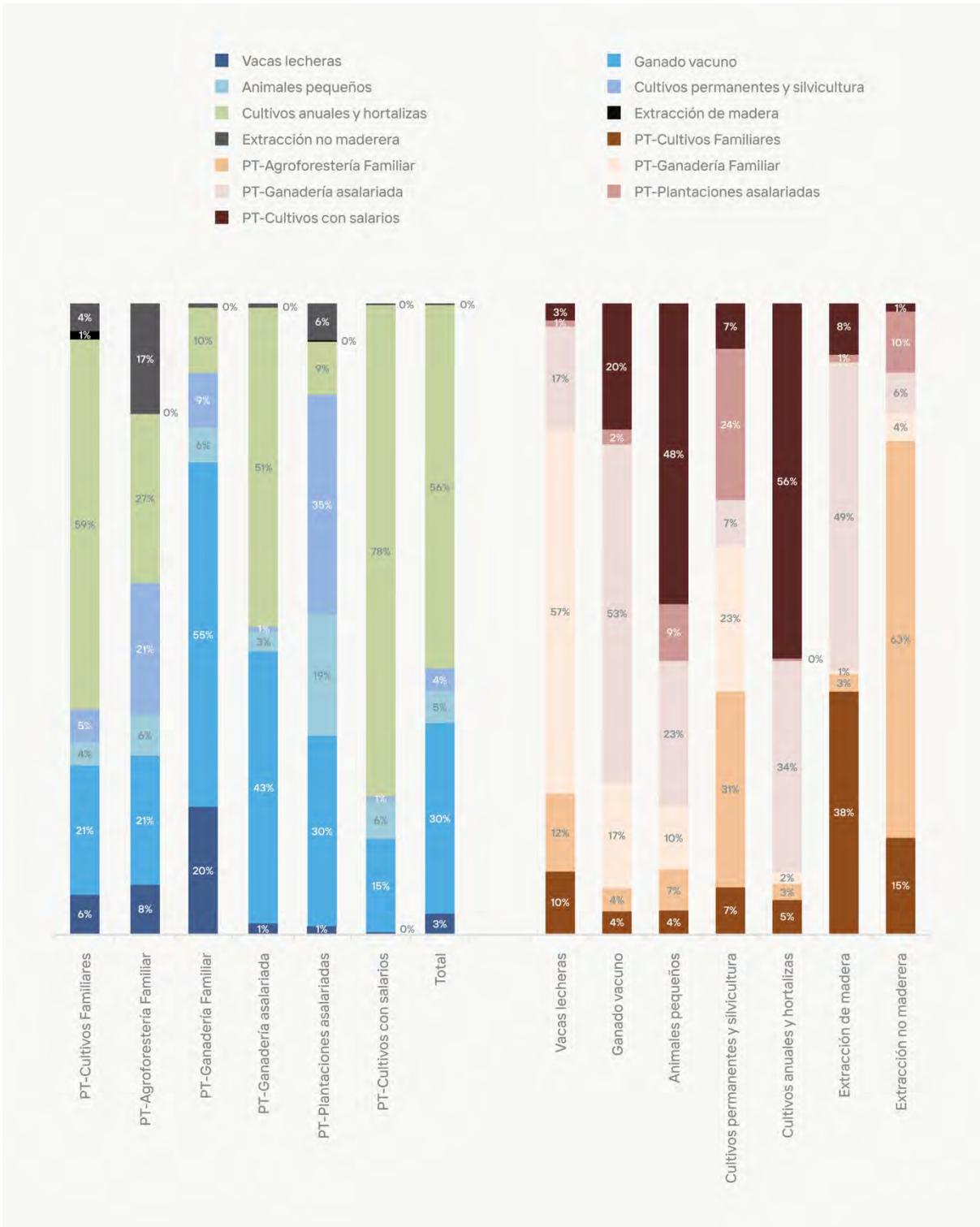
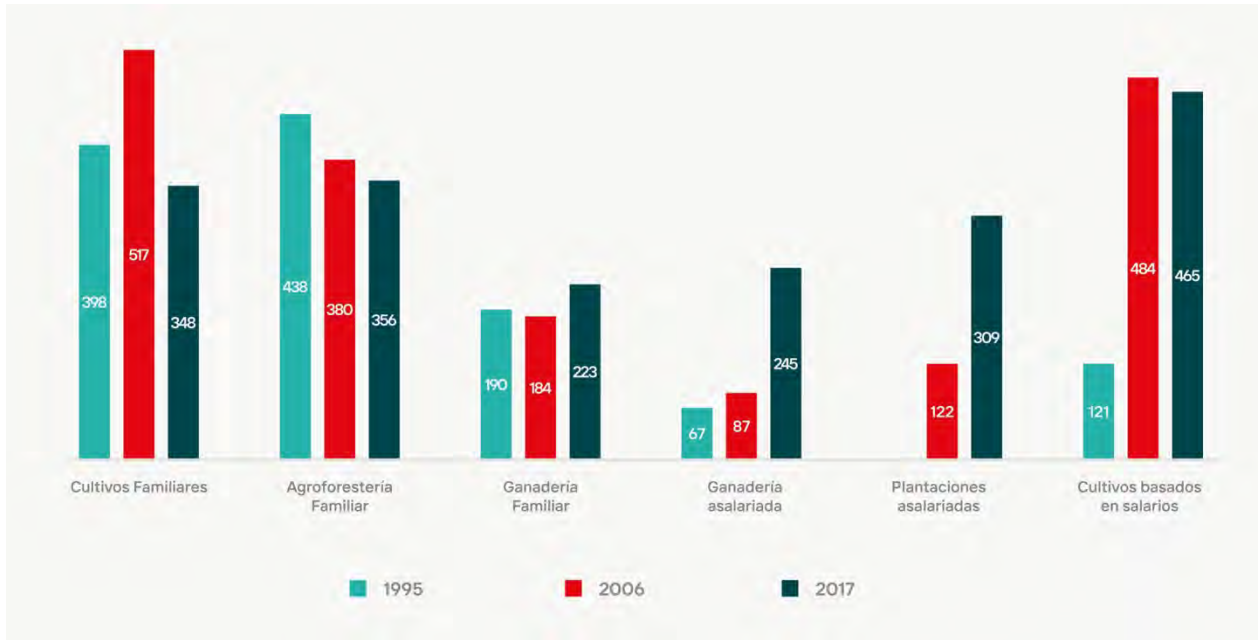
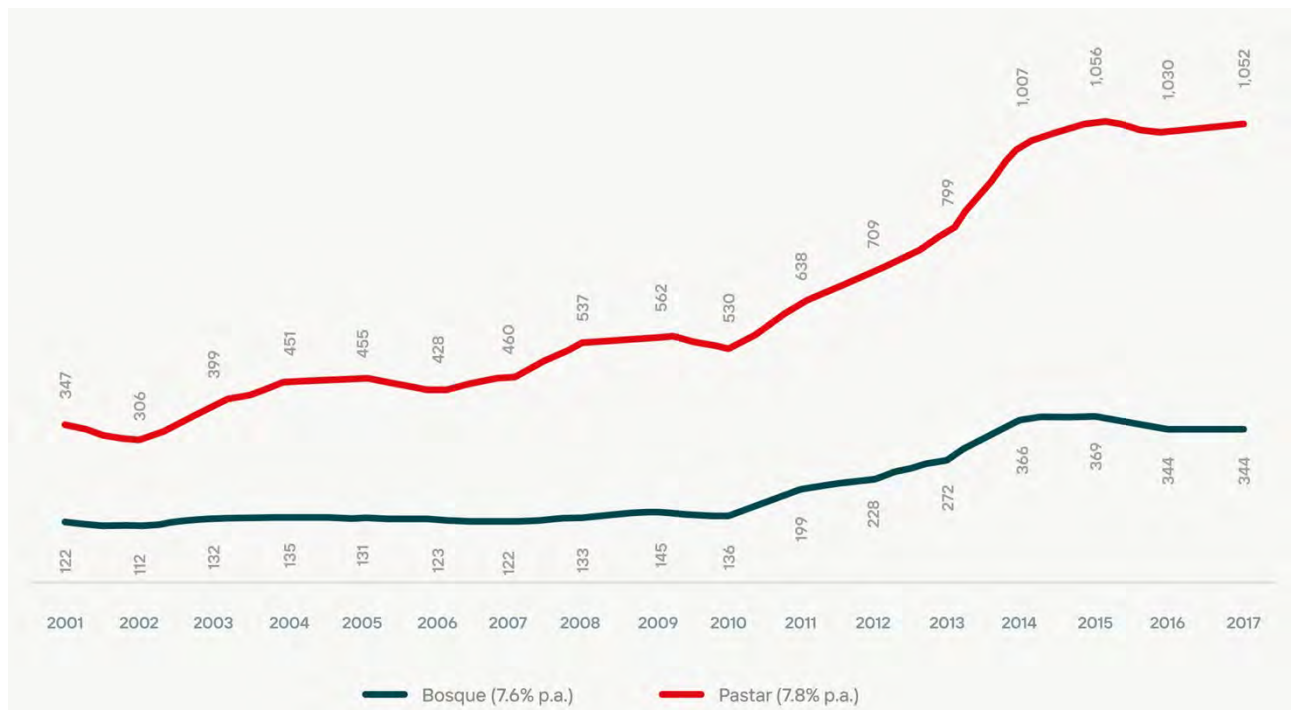


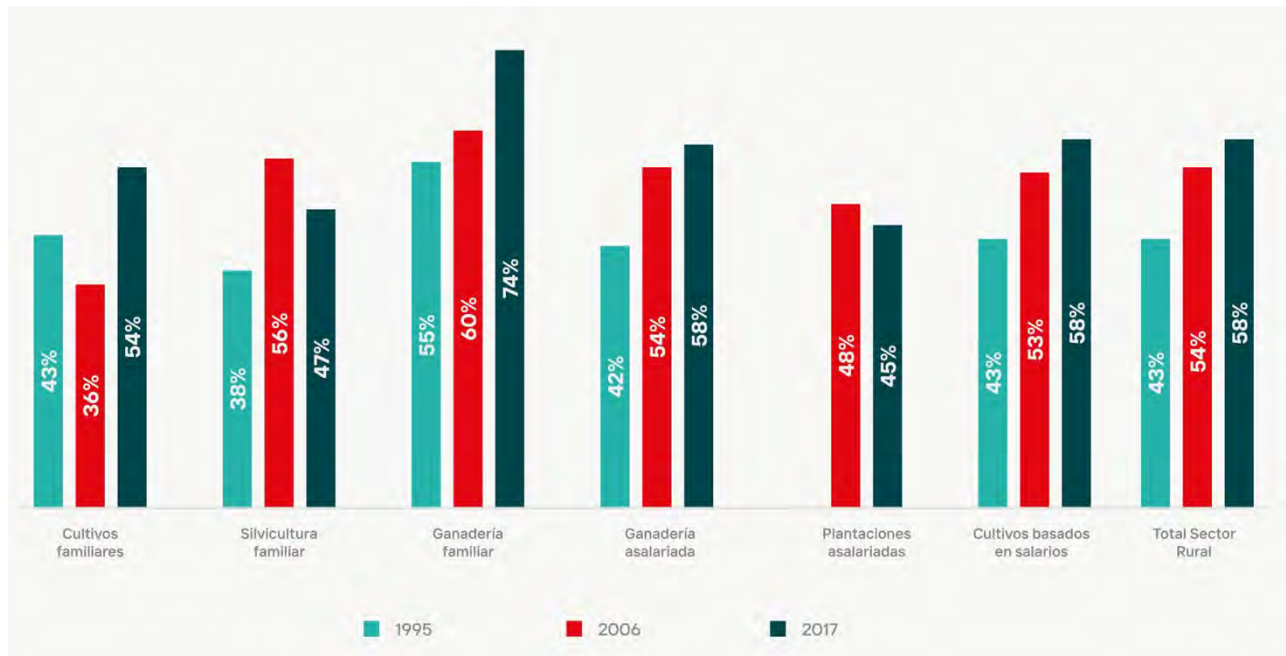
Figura 15.1a Composición de la producción por PT de la economía agraria dentro del bioma amazónico brasileño, 2017 como % del VAB. Fuente: IBGE, Censo Agropecuario 2017; Tabla Anexo 15.1.



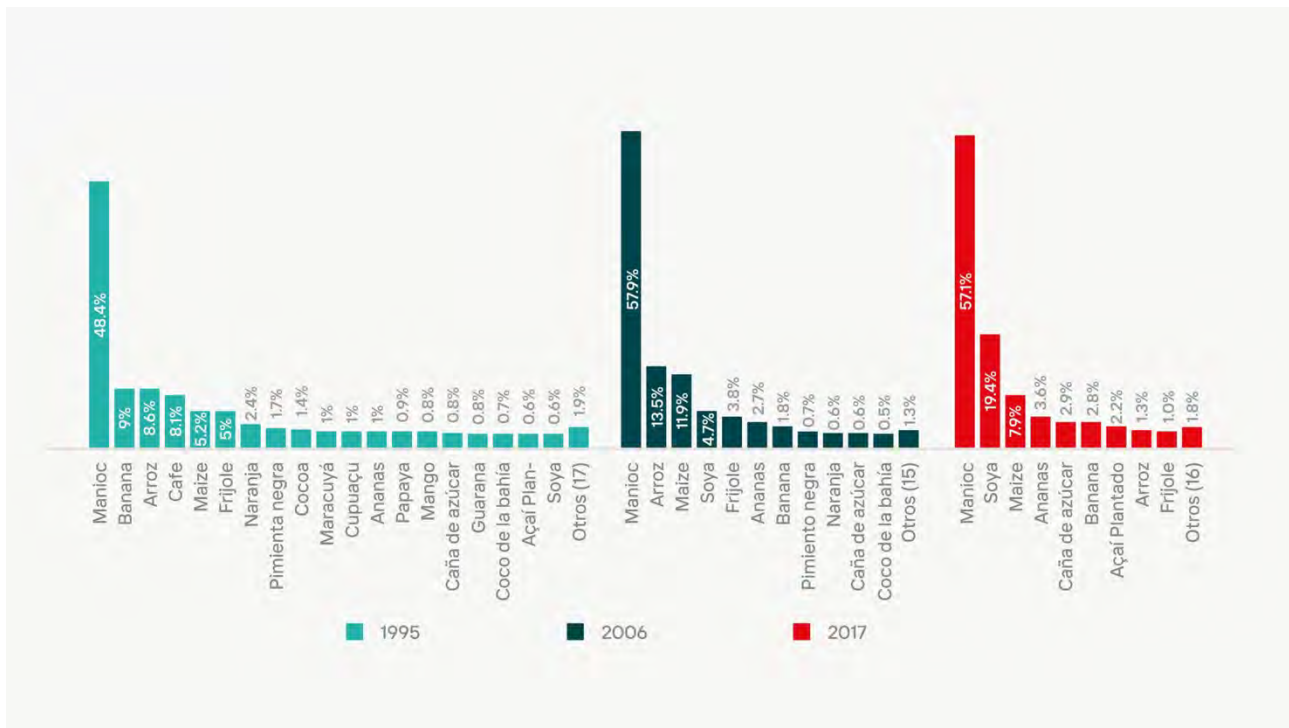
**Figura 15.2a** Valor bruto de la producción por unidad de área aplicada por TP en la economía agraria de los municipios del Bioma Amazónico brasileño en 1995, 2006 y 2017: en USD. Fuente: IBGE, Censos Agropecuarios 1995, 2006 y 2017. Los valores corrientes en BRL fueron reexpresados para 2019 por el IGP-FGV y divididos por el tasa de cambio del 31.12.2019 para obtener valores en USD.



**Figura 15.3a** Evolución de los precios de la tierra en la Amazonía - 2001 a 2017 (Precios en USD). Fuente: FNP, Agriannual varios años (IEG FNP | Agri-business Intelligence). Los valores corrientes en BRL fueron reexpresados para 2019 por el IGP-FGV y divididos por el tipo de cambio del 31.12.2019 para obtener valores en USD.



**Figura 15.4a** Razón de suelo usado a suelo total propiedad de TP en 1995, 2006 y 2017: en %. Fuente: IBGE, Censos Agropecuarios 1995, 2006 y 2017.



**Figure 15.5a** Evolución de la producción PT-Agricultura Familiar (% sobre VAB). Fuente: IBGE, Censos Agropecuarios 1995, 2006 y 2017.

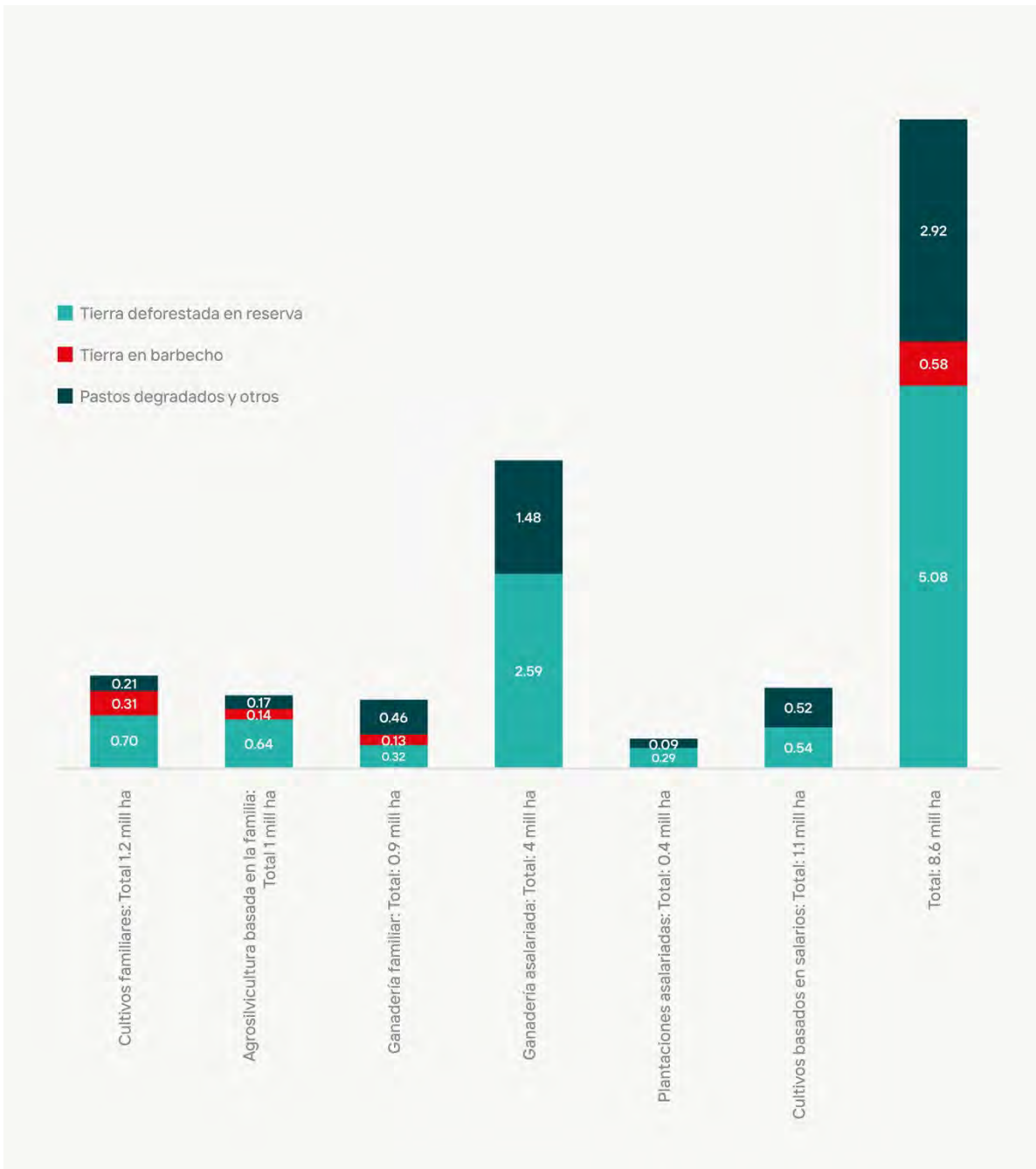


**Figura 15.6a** Evolución de la producción TP-Agricultura Asalarizada (% del VBP). Fuente: IBGE, Censos Agropecuarios 1995, 2006 y 2017.



**Figura 15.7a** Orden de importancia de los diferentes cultivos permanentes en TP-Plantaciones Asalarizadas. Fuente: IBGE, Censo Agropecuario 2017.





**Figura 15.8a** Tierras con vegetación secundaria en PTs: tierra baldía, tierra deforestada en reserva y tierra degradada por PT en mill ha - 2017. Fuente: IBGE, Censos Agropecuarios 1995, 2006 y 2017; Costa 2016.

## Capítulo 15: Sistemas de medios de vida y agronegocios complejos, diversos y cambiantes en la Amazonía

**Tabla 15.1A** Variables clave del sector agrario por Trayectorias Productivas (TP), 1995, 2006 y 2017. Fuente: IBGE, Censo Agropecuario 1995, 2006 y 20017. Los valores actuales en BRL fueron reexpresados para 2019 por el IGP-FGV.

	Agricultura Familiar	Agroforest- ería Familiar	Ganado asalariado	Ganado asalariado	Plantac- iones asalar- iadas	Agricultura Familiar	Total
1995.							
. Ganado lechero (BRL 1.000)	561.710.	109.780.	1.003.871.	-	-	-	1.675.362.
. Ganado para carne (BRL 1.000)	459.316.	81.498.	509.311.	3.032.217.		979.522.	5.061.865.
. Pequeños animales (BRL 1.000)	595.352.	57.312.	152.729.	96.711.		98.517.	1.000.622.
. Cultivos permanentes y silvicultura (BRL 1.000)	1.247.072.	155.612.	182.645.	475.471.		166.014.	2.226.813.
. Cultivos anuales y hortalizas (BRL 1.000)	3.189.688.	583.663.	708.084.	1.336.611.		3.057.473.	8.875.518.
. Extracción de madera (BRL 1.000)	202.581.	352.475.	55.976.	171.527.		373.832.	1.156.390.
. Extracción no maderera (BRL 1.000)	148.180.	443.832.	38.994.	28.065.		20.653.	679.723.
Valor Bruto de la Producción (VBP) (BRL 1.000)	6.403.898.	1.784.171.	2.651.610.	5.140.602.		4.696.012.	20.676.293.
Costos de Producción (BRL 1.000)	1.665.024.	381.528.	560.625.	2.990.419.		3.073.907.	8.671.504.
Ingreso Neto (BRL 1.000)	4.738.874.	1.402.643.	2.090.985.	2.150.182.		1.622.105.	12.004.790.
Fuerza laboral familiar (Hombre/Año)	1.038.688.	376.380.	386.541.	73.408.		32.740.	1.907.756.
Renta neta por trabajador familiar (BRL 1.000)	4.562.	3.727.	5.409.				
2006.							
. Ganado lechero (BRL 1.000)	41.447.	71.704.	869.435.	329.427.	42.921.	24.296.	1.379.231.
. Ganado para carne (BRL 1.000)	175.638.	263.941.	1.708.231.	6.223.744.	564.486.	709.894.	9.645.933.
. Pequeños animales (BRL 1.000)	79.005.	104.129.	406.514.	160.862.	413.274.	398.871.	1.562.654.
. Cultivos permanentes y silvicultura (BRL 1.000)	138.889.	952.900.	769.424.	226.421.	482.890.	38.783.	2.609.307.
. Cultivos anuales y hortalizas (BRL 1.000)	2.826.327.	1.662.753.	1.530.223.	1.468.098.	213.891.	11.137.391.	18.838.683.
. Extracción de madera (BRL 1.000)	86.539.	214.476.	14.103.	20.574.	16.543.	436.	352.672.
. Extracción no maderera (BRL 1.000)	47.873.	646.262.	44.107.	18.613.	54.949.	2.134.	813.938.
. Otros (BRL 1.000)	136.674.	125.678.	238.511.	193.054.	59.373.	17.107.	770.397.
Valor Bruto de la Producción (VBP) (BRL 1.000)	3.532.390.	4.041.843.	5.580.549.	8.640.793.	1.848.328.	12.328.911.	35.972.815.
Costos de Producción (BRL 1.000)	492.406.	604.558.	2.228.207.	7.171.241.	1.160.447.	12.737.960.	24.394.819.
Ingreso Neto (BRL 1.000)	3.039.984.	3.437.285.	3.352.342.	1.469.552.	687.881.	-409.049.	11.577.996.
Fuerza laboral familiar (Hombre/Año)	247.839.	415.395.	596.593.	99.043.	42.375.	18.638.	1.419.882.
Renta neta por trabajador familiar (BRL 1.000)	12.266.	8.275.	5.619.				
Crédito (BRL 1.000)	132.121.	154.180.	638.872.	864.314.	226.368.	2.940.086.	4.955.941.
2017.							
. Ganado lechero (BRL 1.000)	255.073.	322.799.	1.482.096.	432.675.	25.208.	71.841.	2.589.692.
. Ganado para carne (BRL 1.000)	836.086.	852.264.	3.994.923.	12.568.519.	574.120.	4.714.785.	23.540.698.
. Pequeños animales (BRL 1.000)	151.455.	267.418.	403.673.	939.152.	366.003.	1.944.365.	4.072.065.
. Cultivos permanentes y silvicultura (BRL 1.000)	206.055.	861.195.	641.039.	198.455.	666.954.	199.739.	2.773.437.
. Cultivos anuales y hortalizas (BRL 1.000)	2.395.535.	1.115.688.	752.617.	14.767.285.	163.158.	24.846.193.	44.040.476.

**Capítulo 15: Sistemas de medios de vida y agronegocios complejos, diversos y cambiantes en la Amazonía**

. Extracción de madera (BRL 1.000)	55.547.	4.164.	810.	70.631.	1.696.	11.813.	144.661.
. Extracción no maderera (BRL 1.000)	176.968.	725.786.	51.642.	72.640.	112.612.	15.271.	1.154.921.
. Otros (BRL 1.000)	444.659.	255.783.	157.468.	1.056.395.	176.530.	863.347.	2.954.183.
Valor Bruto de la Producción (VBP) (BRL 1.000)	4.521.378.	4.405.097.	7.484.269.	30.105.752.	2.086.281.	32.667.355.	81.270.132.
Costos de Producción (BRL 1.000)	1.517.396.	1.308.509.	2.905.299.	15.235.613.	1.935.703.	18.264.487.	41.167.006.
Ingreso Neto (BRL 1.000)	3.003.983.	3.096.589.	4.578.969.	14.870.139.	150.579.	14.402.868.	40.103.127.
Fuerza laboral familiar (Hombre/Año)	368.044.	372.982.	377.669.	160.605.	37.917.	45.891.	1.363.108.
Renta neta por trabajador familiar (BRL 1.000)	8.162.	8.302.	12.124.				
Rebaño de ganado (cabezas)	2.556.723.	2.885.369.	12.257.778.	25.381.569.	1.261.688.	7.624.153.	51.967.280.
Establecimientos con asistencia técnica (U)	13.826.	15.381.	19.953.	15.121.	2.552.	7.120.	73.953.
Crédito (BRL 1.000)	381.293.	387.181.	1.861.172.	8.592.448.	286.084.	9.300.500.	20.808.678.

Tabla 15.2B Cambios en los recursos entre las TP, 1995 a 2006. Fuentes: IBGE, Censo Agropecuaria 1995, 2006 e 2017.

Trayectorias Productivas en 1995 <sup>1</sup>	Trayectorias productivas en 2006						
	Agricultura Familiar	Agroforestería Familiar	Ganadería Familiar	Ganadería Asalariada	Plantaciones Asalariadas	Cultivos Asalariados	Total
<b>Número de Establecimiento</b>							
<b>Agricultura Familiar</b>	76,709.	71,418.	112,778.				260,905.
<b>Agroforestería Familiar</b>	30,700.	93,529.	50,307.				174,536.
<b>Ganadería Familiar</b>	2,752.	14,858.	88,359.				105,969.
<b>Ganadería Asalariada</b>				33,128.	10,963.	2,402.	46,493.
<b>Plantaciones Asalariadas</b>							-
<b>Cultivos Asalariados</b>				16,928.	9,466.	5,706.	32,100.
<b>Total en 2006</b>	110,161.	179,805.	251,444.	50,056.	20,429.	8,108.	620,003.
<b>Total en 1995</b>	337,328.	125,160.	128,806.	31,916.		13,518.	636,728.
<b>A1. Producto/Insumo 1995-2006</b>	-76,423.	49,376.	-22,837.	14,577.	-	18,582.	-16,725.
<b>Terreno propio</b>							
<b>Agricultura Familiar</b>	1.899.647.	1.965.371.	4.885.993.				8.751.011.
<b>Agroforestería Familiar</b>	1.221.676.	2.038.089.	2.522.317.				5.782.082.
<b>Ganadería Familiar</b>	202.937.	720.193.	5.008.967.				5.932.097.
<b>Ganadería Asalariada</b>				29.559.020.	4.760.842.	2.425.397.	36.745.259.
<b>Plantaciones Asalariadas</b>							-
<b>Cultivos Asalariados</b>				15.994.728.	3.041.896.	9.392.199.	28.428.823.
<b>Total en 2006</b>	3.324.260.	4.723.653.	12.417.277.	45.553.748.	7.802.738.	11.817.596.	85.639.272.
<b>Total en 1995</b>	9.328.999.	2.681.381.	6.305.316.	45.512.245.		22.234.571.	86.062.512.
<b>B1. Producto/Insumo 1995-2006</b>	-577,988.	3.100.701.	-373,219.	-8.766.986.	-	6.194.252.	-423,241.
<b>Terreno Usado</b>							
<b>Agricultura Familiar</b>	989,942.	1.053.982.	3.010.549.	-	-	-	5.054.472.
<b>Agroforestería Familiar</b>	715,128.	1.264.991.	1.640.660.	-	-	-	3.620.779.
<b>Ganadería Familiar</b>	101,463.	475,814.	3.419.155.	-	-	-	3.996.432.
<b>Ganadería Asalariada</b>	-	-	-	17.522.566.	2.318.352.	1.439.745.	21.280.663.
<b>Plantaciones Asalariadas</b>	-	-	-	-	-	-	-
<b>Cultivos Asalariados</b>	-	-	-	8.792.158.	1.641.412.	5.191.736.	15.625.305.
<b>Total en 2006</b>	1.806.534.	2.794.786.	8.070.363.	26.314.723.	3.959.764.	6.631.481.	49.577.652.
<b>Total en 1995</b>	3.994.032.	1.010.636.	3.454.891.	18.932.626.		9.612.089.	37.004.274.
<b>C1. Producto/Insumo 1995-2006</b>	246,517.	2.312.298.	232,646.	1.152.548.	-	5.078.685.	9.022.694.

Capítulo 15: Sistemas de medios de vida y agronegocios complejos, diversos y cambiantes en la Amazonía

Trabajadores en la							
<b>Agricultura Familiar</b>	185,934.	176,401.	275,509.				637,843.
Agroforestería <b>Familiar</b>	69,019.	224,057.	127,933.				421,008.
<b>Ganadería Familiar</b>	7,921.	33,120.	216,084.				257,124.
<b>Ganadería Asalariada</b>				167,493.	39,247.	17,777.	224,517.
<b>Plantaciones Asalariadas</b>							-
<b>Cultivos Asalariados</b>				83,588.	31,750.	32,183.	147,521.
<b>Total en 2006</b>	262,873.	433,577.	619,525.	251,081.	70,997.	49,959.	1.688.013.
<b>Total en 1995</b>	1.179.601.	402,468.	433,550.	195,743.		86,816.	2.298.177.
<b>D1. Producto/Insumo 1995-2006</b>	-541,758.	18,541.	-176,425.	28,774.	-	60,705.	-610,165.

Capítulo 15: Sistemas de medios de vida y agronegocios complejos, diversos y cambiantes en la Amazonía

Tabla 15.2C Cambios en los recursos entre las TP de 2006 a 2017. Fuentes: IBGE, Censo Agropecuario 1995, 2006 y 20017.

Trayectorias Productivas en 2006	Trayectorias productivas en 2017						
	Agricultura Familiar	Agroforestería Familiar	Ganado Familiar	Ganadería Asalariada	Plantaciones Asalariadas	Cultivos Asalariados	Total
<b>Número de Establecimiento</b>							
<b>Agricultura Familiar</b>	<b>58.737.</b>	19.686.	20.478.				98.901.
Agroforestería Familiar	<b>63.652.</b>	120.452.	17.830.				201.934.
<b>Ganadería Familiar</b>	<b>56.369.</b>	46.203.	160.496.				263.068.
<b>Ganadería Asalariada</b>				56.312.	4.205.	11.369.	71.886.
<b>Plantaciones Asalariadas</b>				12.362.	12.151.	4.721.	29.234.
<b>Cultivos Asalariados</b>				6.361.		4.924.	11.285.
<b>Total en 2017<sup>3</sup></b>	<b>178.758.</b>	186.341.	198.804.	75.035.	16.356.	21.014.	676.308.
<b>Total en 2006<sup>4</sup></b>	<b>110.161.</b>	182.671.	257.122.	50.354.	20.429.	8.108.	628.845.
<b>A2. Producto/Insumo 2006-2017<sup>2</sup></b>	<b>-11.260.</b>	19.263.	5.946.	21.532.	8.805.	3.177.	47.463.
<b>Terreno propio</b>							
<b>Agricultura Familiar</b>	<b>1.345.416.</b>	855.908.	775.777.				2.977.101.
Agroforestería Familiar	<b>1.737.640.</b>	3.178.188.	789.207.				5.705.035.
<b>Ganadería Familiar</b>	<b>2.360.995.</b>	2.339.976.	10.082.631				14.783.602
<b>Ganadería Asalariada</b>				38.320.000.	1.380.387.	12.488.372.	52.188.759
<b>Plantaciones Asalariadas</b>				5.262.008.	2.401.016.	1.242.953.	8.905.977.
<b>Cultivos Asalariados</b>				5.600.370.		8.687.250.	14.287.620
<b>Total en 2017<sup>3</sup></b>	<b>5.444.051.</b>	6.374.072.	11.647.615	49.182.378.	3.781.403.	22.418.575.	98.848.094
<b>Total en 2006<sup>44</sup></b>	<b>3.324.260.</b>	4.745.295.	12.634.788	45.650.989.	7.802.738.	11.817.596.	85.975.666
<b>B2. Producto/Insumo 2006-2017<sup>2</sup></b>	<b>-347.159.</b>	959.740.	2.148.814.	6.537.770.	1.103.239.	2.470.024.	12.872.428
<b>Terreno Usado</b>							
<b>Agricultura Familiar</b>	<b>694.879.</b>	325.945.	468.944.				1.489.768.
Agroforestería Familiar	<b>902.669.</b>	1.306.313.	568.665.				2.777.647.
<b>Ganadería Familiar</b>	<b>1.358.786.</b>	1.392.813.	7.527.743.				10.279.342
<b>Ganadería Asalariada</b>				22.623.879.	683.138.	7.234.174.	30.541.190

## Capítulo 15: Sistemas de medios de vida y agronegocios complejos, diversos y cambiantes en la Amazonía

<b>Plantaciones Asalariadas</b>				2.730.326.	1.013.622.	658.062.	4.402.010.
<b>Cultivos Asalariados</b>				3.107.664.	-	5.196.324.	8.303.988.
<b>Total en 2017<sup>3</sup></b>	<b>2.956.334.</b>	3.025.071.	8.565.352.	28.461.868.	1.696.760.	13.088.560.	57.793.945
<b>Total en 2006<sup>4</sup></b>	<b>1.806.534.</b>	2.794.786.	8.070.363.	26.314.723.	3.959.764.	6.631.481.	49.577.652
<b>C2. Producto/Insumo 2006-2017<sup>2</sup></b>	<b>-316.766.</b>	-17.139.	2.208.979.	4.226.467.	442.246.	1.672.507.	8.216.294.
<b>Trabajadores en la</b>							
<b>Agricultura Familiar</b>	<b>126.356.</b>	42.733.	50.176.				219.265.
<b>Agroforestería Familiar</b>	<b>140.057.</b>	263.997.	38.660.				442.714.
<b>Ganadería Familiar</b>	<b>126.155.</b>	97.247.	320.513.				543.915.
<b>Ganadería Asalariada</b>				238.452.	22.320.	53.194.	313.966.
<b>Plantaciones Asalariadas</b>				47.546.	43.848.	16.377.	107.771.
<b>Cultivos Asalariados</b>				24.473.		32.767.	57.240.
<b>Total en 2017<sup>3</sup></b>	<b>392.568.</b>	403.978.	409.348.	310.470.	66.168.	102.338.	1.684.870.
<b>Total en 2006<sup>4</sup></b>	<b>262.873.</b>	439.493.	634.235.	252.016.	70.997.	49.959.	1.709.574.
<b>D2. Producto/Insumo 2006-2017<sup>2</sup></b>	<b>-43.608.</b>	3.221.	-90.320.	61.949.	36.774.	7.280.	-24.704.
<b>Producto/Insumo Total 1995-2017</b>							
<b>Establecimiento (A1+A2)</b>	<b>-87.683.</b>	68.639.	-16.891.	36.109.	8.805.	21.759.	30.738.
<b>Terreno propio (B1+B2)</b>	<b>-925.147.</b>	4.060.441.	1.775.595.	-2.229.216.	1.103.239.	8.664.276.	12.449.188
<b>Terreno Usado (C1+C2)</b>	<b>-70.249.</b>	2.295.159.	2.441.625.	5.379.014.	442.246.	6.751.192.	17.238.987
<b>Trabajadores (D1+D2)</b>	<b>-585.366.</b>	21.761.	-266.746.	90.723.	36.774.	67.985.	-634.868

Notas: (1) Para cada año t hay dos conjuntos de datos, uno con elementos que describen la economía rural campesina (Bct), y el otro con elementos que describen la economía rural basada en salarios (Bpt). En cada uno de los conjuntos de datos, cada fila describe un lugar y cada lugar está asociado en ese año con un solo TP, por ejemplo, TP1t del Bpt. Si a cada fila le sumamos la información del TP que estaba vigente en ese lugar en el año t-1, por ejemplo, como PT2t-1, entonces toda la información de esa fila se refiere al PT1t en el año t y al PT2t-1 en el año t-1. Si se refiere a un recurso, como la tierra (L), el valor reportado (Lt) se refiere al dominio actual del PT1t y al dominio pasado del PT2t-1 sobre este recurso: Lt vino de PT2t-1 y se encuentra con PT1t. Agregando Lt en una matriz (como las que componen la Tabla del Anexo 15.2a) cuyas filas son PTt-1's y columnas son PTt's, conduce a una lectura especial de la distribución de Lt por PTt's actuales en t, aún considerando los Pt-1's que originalmente (en el año t-1) controlaba el recurso L. En cada celda, un valor como Lt(1,1), por ejemplo, significa que Lt vino del PT1 en el año t-1 y actualmente está bajo el dominio del mismo PT1 en el año t; si Lt(2,3), significa que provino del PT2 en el año t-1 y se encuentra bajo el dominio del PT3 en el año t, y así sucesivamente. (2) Cada línea de esta matriz ofrece información sobre las salidas del recurso del TP en cuestión. Considerando que los flujos de salida, o uso, en el año t se realizan en relación con el stock de recursos en el año t-1, existe un "saldo" final que es:  $Lt-1(PT1) - Lt(1,1) - Lt(1,2) - \dots - Lt(1,n) = Lt(1,x)$  (1) Este "saldo", si es negativo, significa que entre los dos momentos el PT1 usó más del recurso recibido del año t-1 y, por lo tanto, tuvo que adquirir L fuera de los sistemas descritos por Bpt (por lo tanto, adquiridos de TP campesinos, o del mercado de tierras, o mediante apropiación directa de tierras públicas) por la cantidad de Lt(1,n). Si es positivo, en cambio, un monto Lt(1,n) fue transferido por el PT1 fuera del sistema (a las TP campesinos, o al sistema urbano). Estos términos permiten la reproducción de la práctica del proceso en la siguiente relación:

$Lt-1(PT1) - Lt(1,2) - \dots - Lt(1,n) - Lt(1,x) = Lt(1,1)$  (2) Literalmente: del stock de tierras del PT1 procedente de t-1 se transfirieron parcelas de L a los demás TP de Bpt ya otros sistemas si Lt(1,x) es positivo; si es negativo, se agregó Lt(1,x) para formar el stock inicial de L en t, equivalente a Lt(1,1). En la Tabla del Anexo 13.1a y en los gráficos basados en ella Lt(1,x) tiene el signo que adquirió en la relación (2). (3) Al stock inicial en t se le suman parcelas del recurso L transferido por los demás TP del sistema al PT1 para formar el stock final en el año t. Por lo tanto:  $Lt(1,1) + Lt(2,1) + \dots + Lt(n,1) = Lt(PT1)$  (3) 4 De la Tabla del Anexo 15.2a.

## **Capítulo 16**

### **Estado Pasado y Actual de las Políticas de Conservación, Áreas Protegidas e Indígenas Territorios**



Vista aérea da Terra Indígena Yanomami (Foto: Bruno Kelly/Amazônia Real)



## ÍNDICE

<b>RESUMEN GRÁFICO .....</b>	<b>16.2</b>
MENSAJES CLAVE .....	16.3
<b>RESUMEN.....</b>	<b>16.3</b>
<b>16.1 HISTORIA RECIENTE DE LOS TERRITORIOS INDÍGENAS Y LA DESIGNACIÓN DE ÁREAS PROTEGIDAS EN LA AMAZONÍA .....</b>	<b>16.4</b>
16.1.1 ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS: ALCANCE DE LA COBERTURA Y CATEGORÍAS DE PROTECCIÓN .....	16.7
16.1.1.1 <i>Evaluación del grado de protección efectiva.....</i>	<i>16.11</i>
16.1.2. TERRITORIOS INDÍGENAS .....	16.17
16.1.2.1 <i>La gobernanza de los territorios Indígenas como ejemplo de conservación.....</i>	<i>16.17</i>
16.1.2.2 <i>Territorios Indígenas reconocidos: Alcance de la cobertura y estado del reconocimiento.....</i>	<i>16.18</i>
16.1.2.3 <i>Políticas existentes para Pueblos Indígenas en aislamiento voluntario (PIAV y PIACI).....</i>	<i>16.19</i>
16.1.2.4 <i>Riesgos para los territorios Indígenas reconocidos y otras políticas de conservación debido a cambios recientes en las políticas: Casos de Brasil y Perú.....</i>	<i>16.21</i>
16.1.3 POLÍTICAS CONFLICTIVAS Y AMENAZAS A ÁREAS PROTEGIDAS Y TERRITORIOS INDÍGENAS.....	16.23
<b>16.2 PATRONES COMPARATIVOS DE CONVERSIÓN Y DEGRADACIÓN FORESTAL DENTRO DE ÁREAS PROTEGIDAS Y TERRITORIOS INDÍGENAS Y TIERRAS FUERA.....</b>	<b>16.24</b>
<b>16.3 ESTRATEGIAS COMPLEMENTARIAS DE CONSERVACIÓN .....</b>	<b>16.25</b>
16.3.1 CONSERVACIÓN INCLUYENDO A LAS PERSONAS .....	16.25
16.3.1.1 <i>Tierras comunales en el Sistema Nacional de Unidades de Conservación de Brasil.....</i>	<i>16.25</i>
16.3.2 POLÍTICAS DE CONECTIVIDAD ECOLÓGICA Y SOCIOCULTURAL EN LA REGIÓN .....	16.26
16.3.2.1 <i>La conectividad como objeto de conservación.....</i>	<i>16.26</i>
16.3.2.2 <i>Reconocimiento del aporte de los territorios Indígenas a la conectividad.....</i>	<i>16.27</i>
16.3.2.3 <i>Conectividad en la Amazonía.....</i>	<i>16.31</i>
<b>16.4 CONCLUSIONES .....</b>	<b>16.32</b>
<b>16.5 RECOMENDACIONES.....</b>	<b>16.33</b>
<b>16.6 REFERENCIAS .....</b>	<b>16.33</b>

Resumen Gráfico

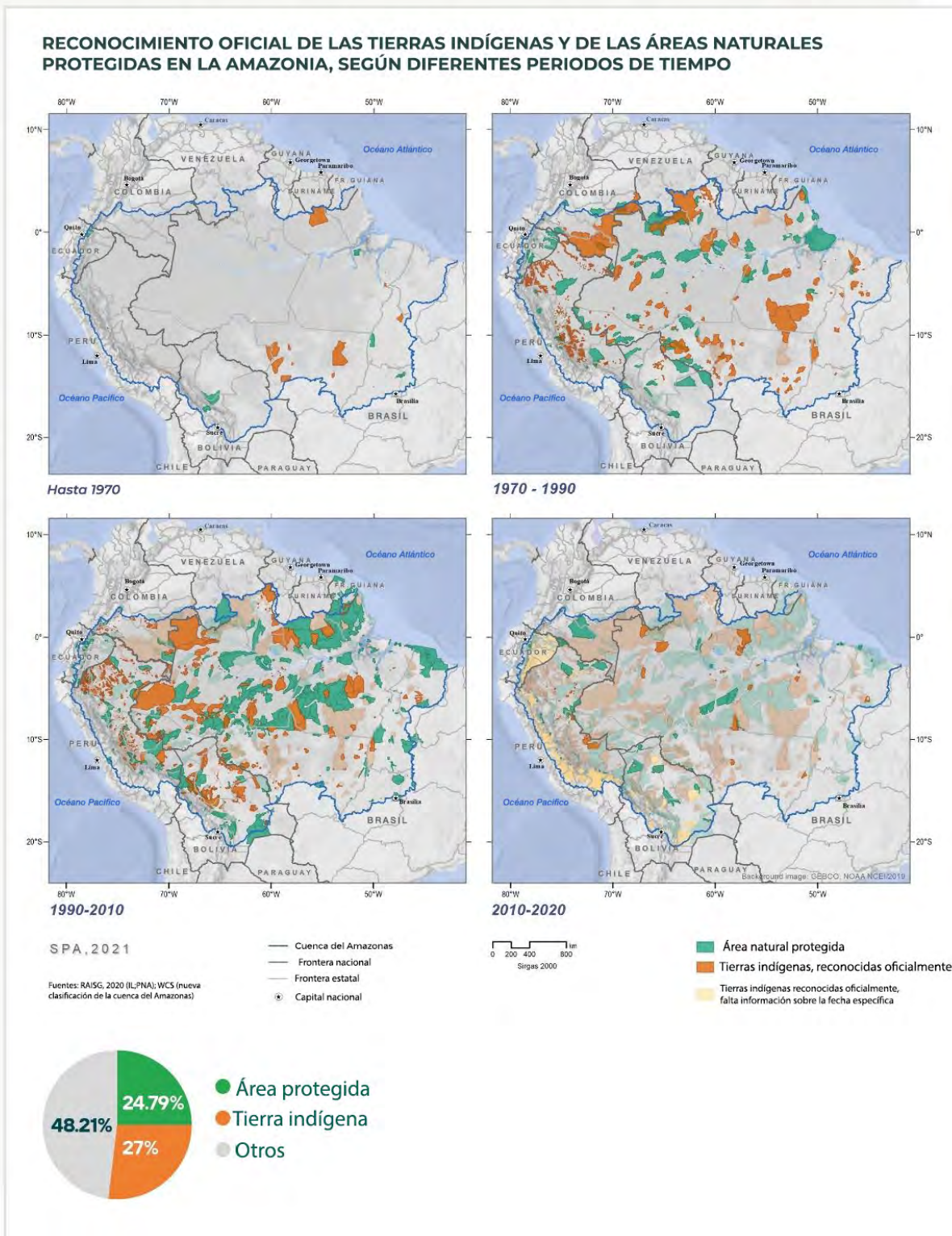


Figura 16.A Resumen gráfico

## Estado pasado y actual de las políticas de conservación, áreas protegidas y territorios Indígenas

*Carmen Josse<sup>a</sup>, Silvia de Melo Futada<sup>b</sup>, Martin von Hildebrand<sup>c</sup>, María Moreno de los Ríos<sup>d</sup>, María A. (Tina) Oliveira-Miranda<sup>e</sup>, Edel N. de Moraes Tenório<sup>f</sup>, Ermeto Tuesta<sup>g</sup>*

### Mensajes clave

- Incluyendo los territorios Indígenas, casi el 50% de la cuenca amazónica se encuentra bajo algún tipo de marco reconocido o de protección legal, lo que demuestra el gran potencial de la Amazonía para conservar y gestionar la conectividad ecológica vital.
- Las tasas de deforestación están aumentando en toda la región, lo que pone a los territorios Indígenas (TI) y a las áreas protegidas (AP) bajo una presión renovada.
- El compromiso de los países de proteger la biodiversidad a través de estrategias basadas en áreas (anteriormente la Meta 11 de Aichi) que cubren el 30% de las áreas marinas y terrestres de la Tierra para 2030 no es suficiente para la Amazonía. Incluso con las áreas protegidas (AP) existentes que cubren cerca del 50% del área, el escenario habitual aumenta el riesgo de que la Amazonía llegue a un punto de inflexión. Los territorios Indígenas (TI), y las personas que viven en ellos, han hecho una contribución significativa al mantenimiento de los bosques y sirven como amortiguadores de las emisiones por la pérdida de bosques en comparación con las regiones fuera de sus fronteras. Esta presenta una oportunidad para enfatizar la contribución de los territorios Indígenas (TI) a la protección de la biodiversidad y consolidar una visión de salvaguarda de la conectividad macro-regional en la Amazonía.

### Resumen

Este capítulo se enfoca en los procesos históricos recientes (desde la década de 1960) de dos tipos de unidades de manejo que son pilares de la conservación amazónica: las áreas protegidas (AP) y los territorios Indígenas (TI). Este relato histórico se presenta desde la perspectiva del desarrollo e institucionalización de los Sistemas Nacionales de Áreas Protegidas o Unidades de Conservación. El reconocimiento de los territorios Indígenas (TI) en los países amazónicos, así como la titulación o regularización de estos territorios, se analizan aquí en relación con los periodos de implementación de políticas estatales que han determinado la ocupación de la Amazonía, los cambios de uso del suelo y la composición demográfica en estas áreas. Tanto en el caso de las áreas protegidas (AP) como de los territorios Indígenas (TI), se provee un resumen de la cobertura actual de diferentes tipos de categorías de áreas protegidas (AP) y de territorios Indígenas (TI) reconocidos y no reconocidos.

Este capítulo también arroja una luz sobre otros marcos de gestión que se han desarrollado para incluir explícitamente la presencia de comunidades tradicionales Indígenas y no Indígenas, reconociendo su derecho al uso sostenible de los recursos forestales en su asentamiento. También se analiza el papel de la

<sup>a</sup> Fundación EcoCiencia, San Ignacio E12-143 y Humboldt Edf. Carmen Lucía, Quito 170517, Ecuador, [carmenjosse@ecociencia.org](mailto:carmenjosse@ecociencia.org)

<sup>b</sup> Instituto Socioambiental, Av. Higienópolis, 901, São Paulo, Brazil

<sup>c</sup> Gaia Amazonas, Calle 70A #11-30, Bogotá, Colombia

<sup>d</sup> IUCN, Edificio Murano Plaza, 12th floor, 170515 Quito, Ecuador

<sup>e</sup> Wataniba, Calle Principal de la Urb. Monseñor Segundo García, Casa N° 6, Edo. Amazonas, Venezuela

<sup>f</sup> Memorial Chico Mendes, Rua Teófilo Said, Quadra G n° 05, Conjunto Shangrilla II, Parque Dez. Manaus AM 69054-693, Brazil

<sup>g</sup> Instituto del Bien Común, Jr. Mayta Cápac N° 1329, Jesús María, Lima, Perú

conectividad ecológica como objetivo de conservación y se brindan ejemplos de iniciativas de conservación a escala de paisaje a nivel de cuenca. A lo largo de este período, las políticas de creación de categorías gerenciales han presentado avances y retrocesos; sin embargo, la creciente presión sobre los recursos amazónicos, como la extracción insostenible y más políticas que favorecen el desarrollo convencional, han puesto en serio riesgo lo que los países amazónicos han logrado en más de medio siglo de políticas de conservación. En particular en los últimos cinco años, después de una década de disminución de la deforestación, ha habido un aumento general de la deforestación en los bosques amazónicos, incluso dentro de las áreas protegidas (AP) y los territorios Indígenas (TI). Esto trae de vuelta, y con más fuerza, la necesidad de una discusión sobre puntos de vista más efectivos e innovadores sobre los sistemas de áreas protegidas y otras medidas efectivas de conservación basadas en áreas, y los intereses políticos de los gobiernos de la región para cumplir con sus compromisos de conservación.

*Palabras clave: Territorios Indígenas, áreas protegidas, conservación*

### **16.1 Historia reciente de los territorios Indígenas y la designación de áreas protegidas en la Amazonía**

La dinámica socioambiental correspondiente al período histórico cubierto en este capítulo destaca un punto de partida común entre todos los países que comparten la cuenca amazónica. Durante la primera mitad del siglo XX, o más tarde en algunos países, la Doctrina de Seguridad Nacional (Buitrago 2002) fue el paradigma a partir del cual se diseñaron e implementaron políticas de Estado para garantizar la soberanía en un espacio que aún se disputaba entre países amazónicos, pero también entre empresas transnacionales y entre éstas y las poblaciones locales. Por ello, se impulsaron campañas como la “Fronteras Vivas” en la Amazonía ecuatoriana o la gran “Marcha hacia el Oeste” en la Amazonía brasileña, que propiciaron la colonización de “páramos” y la expansión de la economía extractiva en la Amazonía (RAISG 2016). A esta lógica de ocupación de baldíos, o baldíos, siguieron marcos institucionales asociados al desarrollo agrario, la colonización y la deforestación, con el mercado (formal, pero también ilegal) de tierras y maderas tropicales (RAISG 2015). Por lo tanto, el proceso contemporáneo de pérdida de bosques fue solo uno de los principales impactos del proceso acelerado de cambio de uso de suelo en el siglo XX; el otro fue el desplazamiento de los pueblos amazónicos de sus tierras ancestralmente ocupadas.

En el Capítulo 13 se analizan las ideologías de desarrollo del período histórico considerado en este capítulo y los marcos de políticas que se derivan de ellas para la Amazonía.

Con la Reforma Agraria de 1953 en Bolivia y unos años después en Colombia, Ecuador y Perú, las tierras colonizadas de la región fueron repartidas a colonos. Estas circunstancias dieron lugar a esquemas de despojo y tráfico de tierras habitadas por pueblos Indígenas y otros grupos tradicionales, lo que permitió la concentración de tierras en partes de la Amazonía (RAISG 2016).

Si bien la Constitución de Perú de 1920 reconoció la existencia legal de las “Comunidades Indígenas”, su estatus legal, su composición autónoma y la propiedad comunal de sus tierras, estos derechos no se aplicaron a los Pueblos Indígenas Amazónicos hasta 1974, cuando se aprobó la primera Ley de Comunidades Nativas de Amazonía peruana (Decreto Ley 20653, Ley de Comunidades Nativas y Fomento de las Regiones de La Selva y Ceja de Selva, Perú). En 1937, el gobierno ecuatoriano se vio obligado a través de la primera Ley de Comunas a “proteger a [estas] comunidades históricas”, reconociéndolas como beneficiarias de tierras rurales por parte de la autoridad competente. Sin embargo, este no fue el caso de las poblaciones Indígenas de las selvas tropicales de la costa del Pacífico y la Amazonía, por no encajar en el esquema de la economía campesina,

donde la tierra es un factor de producción, y por el alto grado de desconocimiento y estigmatización de su cultura. Posteriormente, la ocupación tradicional y las tierras comunitarias fueron objeto de legislación, y entre 1964 y 1994 se titularon tierras comunales en el Ecuador sobre una superficie aproximada de 40.000 km<sup>2</sup>. La Ley de Desarrollo Agrario (1994) reconoció el ejercicio de la propiedad colectiva de la tierra y el acceso a la titulación de la tierra. En años posteriores, a través de distintas codificaciones de esta ley, se establecieron formas de acceso a las tierras colectivas de posesión ancestral, y en 2004, el artículo 49 de la Ley de Legalización establecía que “el Estado protegerá las tierras que se destinen al desarrollo de los pueblos Indígenas y afroecuatorianos Montubio, y los legalizará mediante adjudicación libre a las comunidades o etnias que hayan estado en su posesión ancestral, con la condición de que se respeten sus propias tradiciones, vida cultural y organización social.” Con el reconocimiento de los grupos étnicos como beneficiarios, en Ecuador se abrió el espectro de la tenencia de la tierra más allá del ámbito de la comunidad, dando lugar a la legalización de un territorio reclamado por una nacionalidad (Ley de Tierras Baldías y Colonización, Codificación de 2004).

A partir de 1966, Colombia promovió la creación de resguardos Indígenas como una forma de tenencia colectiva provisional, y para 1977 estos resguardos comenzaron a ser legalmente reconocidos como resguardos. A fines de la década de 1980 se reconocieron derechos territoriales sobre 200.000 km<sup>2</sup> en la Amazonía colombiana. El Estado adoptó el régimen jurídico de "Reservas Indígenas" para los territorios reconocidos de propiedad colectiva de las comunidades, los cuales tienen el carácter de ser inalienables, imprescriptibles e inembargables (definidos en el artículo 63,329 de la Constitución Política de 1991); son una instancia jurídica y sociopolítica de carácter especial, formada por una o más comunidades Indígenas, que con título de propiedad colectiva gozan de las garantías de la propiedad

privada, son dueñas de su territorio y se rigen para el manejo de este y de su vida por sus organizaciones autónomas, protegidas por la jurisdicción Indígena y su propio sistema normativo. Junto a ello, la Constitución reconoció estos territorios de gestión Indígena como parte de la estructura político-administrativa de la nación.

En Brasil, en el contexto de la "Marcha hacia el Oeste", el patrón para el reconocimiento de tierras Indígenas fue distribuir pequeñas parcelas de tierra a pequeñas comunidades, lo que fue el comienzo de un estándar de tenencia de la tierra que se hizo común en los años posteriores, pero que no estuvo guiado estrictamente por la ley, sino por diferentes situaciones de contacto con los pueblos Indígenas y los grados de aculturación. Este patrón trató de facilitar un proceso muy anhelado por el Estado de incorporación de los Indígenas a la producción agrícola. A partir de la década de 1960, el Servicio de Protección al Indio (SPI) jugó un papel importante como “gestor del patrimonio Indígena”, en cuyo contexto apareció el término Tierra Indígena, que luego pasaría a formar parte del Estatuto del Indio en 1973. En 1967, se creó la Fundación Nacional del Indio (FUNAI, por sus siglas en portugués) para cumplir el papel de la SPI en la gestión de los asuntos Indígenas (tierra, trabajo y otros recursos). La creación de la FUNAI estuvo enmarcada en los planes del gobierno militar (1964-1984) para el desarrollo, ampliación de la frontera agrícola y ocupación e integración de la Amazonía (RAISG 2016).

La Constitución Federal de Brasil de 1988 define las Tierras Indígenas como “las habitadas por ellos de manera permanente, las utilizadas para sus actividades productivas, las indispensables para la preservación de los recursos ambientales necesarios para su bienestar y las necesarias para su bienestar físico y reproducción cultural, según sus usos, costumbres y tradiciones”. Pertenecen a la Unión, los indios (BRASIL, 1988) tienen posesión permanente y uso exclusivo de las riquezas del suelo, ríos y lagos de las tierras, y el

Estado está obligado a promover el reconocimiento de estas tierras.

Luego del primer período de incipiente reconocimiento de los pueblos Indígenas amazónicos y su derecho a la tierra en medio de la colonización nacional de las regiones, siguieron procesos de organización social. A principios de la década de 1980 se consolidó en Ecuador una confederación amazónica, actualmente CONFENIAE (Confederación de Nacionalidades Indígenas de la Amazonía Ecuatoriana); al igual que en el Perú con las filiales de organismos de representación regional como AIDSESP (Asociación Interétnica de Desarrollo de la Selva Peruana) y otros; en Bolivia la CIDOB (Confederación de Pueblos Indígenas del Oriente Boliviano); en Colombia la organización regional OPIAC (Organización Nacional de los Pueblos Indígenas de la Amazonía Colombiana). En Brasil, la organización regional COIAB (Coordenação das Organizações Indígenas da Amazônia Brasileira) nació en 1989 después de que la Constitución de 1988 favoreciera la “representación política por delegación” dentro del movimiento Indígena, mejorando así el diálogo con las instituciones públicas, especialmente para tratar las demandas territoriales (RAISG 2016).

Además de la demanda por el derecho a la tierra y la reafirmación de las identidades culturales Indígenas, un hito internacional en el reconocimiento de los derechos de los pueblos Indígenas fue el Convenio No. 169 de la OIT en 1989, denominado Convenio sobre Pueblos Indígenas y Tribales, ratificado por los Estados amazónicos en el tiempo.

Hacia inicios de la segunda mitad del siglo XX, también se desarrollaba en los países de la región la institucionalización de las áreas destinadas a la protección de la naturaleza. Fue a partir de la Convención Panamericana para la Protección de la Fauna, Flora y Bellezas Naturales y Escénicas de 1940 (Convención de Washington) que varios países avanzaron con su ratificación, hacia la

creación de las primeras áreas protegidas. Este primer esfuerzo se enfocó en la protección de las zonas de transición, como es el caso de la Reserva La Macarena en Colombia, creada en 1948 para proteger la importante diversidad biológica de origen andino, amazónico y escudo guayanés. En 1959 se creó la primera unidad con categoría de protección estricta en la Amazonía brasileña (Parque Nacional Araguaia), y luego, en 1960, se institucionalizó el primer Sistema de Parques Nacionales Naturales en Colombia. En 1961, Perú estableció la primera área protegida en la Amazonía peruana, el Parque Nacional Cutervo; Venezuela creó la primera reserva forestal en la Amazonía venezolana (Imataca); Brasil estableció nuevas reservas forestales en la Amazonía brasileña; y Bolivia creó su primera área protegida amazónica, el Parque Nacional Isiboro Sécuré, en 1965. Esto fue posible poco después en Ecuador, cuando en 1970 se crearon dos unidades de conservación en la Amazonía, ambas en el piedemonte andino-amazónico (RAISG 2016 y anexo de Información Suplementaria).

La designación de áreas protegidas (AP) a principios del siglo XX no siguió un estándar, y cada nación utilizó su propio enfoque de gestión. En 1962, durante la Primera Conferencia Mundial sobre Parques Nacionales en Seattle, la recién formada Comisión de Parques Nacionales y Áreas Protegidas (CNPPA) de la UICN, ahora la Comisión Mundial de Áreas Protegidas (WCPA), presentó un documento sobre nomenclatura para la categorización de áreas protegidas (AP). La Segunda Conferencia Mundial de Parques en 1972 pidió a la UICN que definiera los tipos de áreas protegidas y desarrollara estándares y nomenclatura adecuados para tales áreas, que fue el trasfondo de la decisión de CNPPA de desarrollar y actualizar periódicamente con el tiempo un sistema de categorías para áreas protegidas (AP). Este sistema finalmente obtuvo su respaldo por parte del Convenio sobre la Diversidad Biológica en la 7ª Conferencia de las Partes del CDB en Kuala Lumpur en febrero de 2004 (Dudley 2008). Este aval, así como nuevas normas de conducta

que implican compromisos de los países, como el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) de 1992, detonaron el desarrollo de nuevos mecanismos e instrumentos de política (decretos, reglamentos, leyes, códigos o estrategias y programas nacionales), ahora mejor articulada a una institución centralizada responsable de proteger un legado cultural y natural durante los procesos de desarrollo en el bioma amazónico de los países que ocupan la cuenca. Estos son los antecedentes de la institucionalización de los actuales sistemas nacionales de unidades de conservación (SNUC en Brasil) o de áreas naturales protegidas (INPARQUES, SNAP, SINANPE o SINAP) en los países andino-amazónicos.

### 16.1.1 Áreas Naturales Protegidas: Alcance de la cobertura y categorías de protección

En la cuenca amazónica demarcada para este estudio, existen actualmente 571 áreas protegidas (AP) (Mapa 1) (RAISG 2020), algunas con cierto nivel de superposición entre ellas, las cuales se agrupan según el tipo administrativo, es decir, que entidades que los administren (nacional, departamental, municipal o privada), o por el nivel de protección o conservación ambiental que busquen. En este sentido, el área protegida donde el objetivo de protección es clave, el uso permitido se denomina indirecto. Este tipo de uso permitido sería el equivalente a las categorías I, II y III de la UICN. Las áreas protegidas (AP) de uso indirecto incluyen la mayoría de los parques nacionales, monumentos naturales, reservas naturales, entre otros. Además, existen áreas protegidas (AP) de uso directo, donde se permite la extracción de recursos naturales, en principio, bajo una estrategia de aprovechamiento sustentable del recurso. Un tercer tipo son las áreas protegidas (AP) de uso indirecto/directo, donde la zonificación interna es la que define qué tipo de manejo territorial tiene cada zona. Esta agrupación de categorías de manejo por tipo de uso es la utilizada por la RAISG (Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada), cuya base de datos actualizada hasta el 2020 fue

utilizada para obtener las cifras aquí presentadas. La distribución para cada país de la cuenca amazónica, en términos de cantidad y superficie, se presenta en el Cuadro 16.1, calculando el área protegida neta, sin superposición. Guyana, aunque forma parte de la cuenca, no tiene figuras de protección en esa zona.

El área protegida en la cuenca representa el 25% de su superficie, de la cual el 59,6% se administra a nivel nacional y el resto a nivel departamental o estatal (Cuadro 16.2). El nivel municipal y las reservas privadas no fueron considerados por limitaciones en el acceso a esta información y por la pequeña área que representan. Por países, la proporción protegida varía entre 21% y 51%; Perú tiene la proporción más baja de protección de su cuenca amazónica nacional y la Guayana Francesa tiene la más alta. Por otro lado, el 42,2% de la superficie protegida se encuentra bajo las categorías de uso indirecto, el 57,6% está en categorías de uso directo y el 0,2% restante en otras categorías.

Las áreas protegidas (AP) de uso directo están compuestas por un conjunto de 342 unidades, en cinco de los siete países representados en la cuenca amazónica. Brasil alberga el 66% de estas áreas, agrupadas en 10 categorías, Bolivia el 21%, distribuidas en 27 categorías, Perú el 11% en seis categorías y el 2% restante lo ocupan Colombia y la Guayana Francesa. El nombre o categoría no siempre refleja el tipo de gestión que se le confiere. Por ejemplo, en el caso de Bolivia y Guayana Francesa, existen áreas de uso directo que son Parques Nacionales y Parques Naturales, que son consideradas áreas de conservación y uso indirecto en la mayoría de los países de la cuenca. Para conocer el objetivo real de las ANP en estos casos, es necesario revisar sus objetivos de creación y planes de manejo. Además, en Bolivia, las áreas protegidas (AP) reconocidas por la Constitución pueden ser entidades territoriales Indígenas autónomas al mismo tiempo, y no se consideran mutuamente excluyentes sino incluso complementarias (como es el caso de Colombia).

La declaración de áreas protegidas (AP) en la cuenca desde 1940, cuando se decretó la primera, alcanzó un máximo en número en el período 2000-2009, tendencia observada a nivel nacional en Brasil, Bolivia y Guayana Francesa. En el caso de Perú, los períodos 2000-2009 y 2010-2019 son igualmente relevantes, debido en parte al crecimiento de las áreas protegidas (AP) del departamento amazónico más grande de Perú, Loreto, durante el período 1999-2018 (Pitman et al. 2021). Las excepciones son Colombia y Ecuador, con la mayor cantidad de áreas creadas entre 2010 y 2019. En el caso de Venezuela, las áreas protegidas (AP) fueron establecidas antes de 1999.

El crecimiento en el número de áreas protegidas (AP) se puede ver para la cuenca y para Brasil, reflejado en el aumento continuo de la superficie del área protegida hasta 2009 (Figura 1). Sin embargo, la correlación no se mantiene para Bolivia, que, junto con Perú y Colombia, tuvo el mayor aumento de áreas protegidas en la década 2010-2019 (Figura 16.1). La tendencia regional en el tiempo ha sido hacia un aumento de la superficie protegida, con excepción de Guayana Francesa y Venezuela, que se mantuvieron estacionarios en los dos últimos períodos (200-2009 y 2010-2019) y Ecuador con poca variación.

En términos del tamaño del área designada como área protegida, la mayoría de los países han reservado extensiones significativas mucho antes de la década de 1990, promulgando decretos y leyes en varios niveles para permitir la designación, administración y regulación de tierras protegidas. Muchas de las áreas fueron delimitadas superpuestas a territorios Indígenas, que no fueron reconocidos en ese momento. Otro período importante de designación de áreas protegidas y, más importante aún, de institucionalización y, por lo tanto, de mayor planificación y dotación de recursos de los sistemas nacionales de áreas protegidas (AP), está claramente asociado con la Cumbre de la Tierra de 1992, que, además de lograr compromisos internacionales de países de

la Cuenca, favoreció el tratamiento político de la conservación como un tema de interés colectivo. Además, las futuras constituciones nacionales incluyeron la obligación de los Estados de promover la conservación de la diversidad biológica y garantizar a sus ciudadanos condiciones ambientales seguras y el acceso a los recursos naturales. Otro desencadenante de la designación de áreas protegidas y una mejor gestión fueron las grandes cantidades de fondos internacionales para programas de conservación específicos de la Amazonía, por ejemplo, el programa ARPA en Brasil que comenzó en 2002.

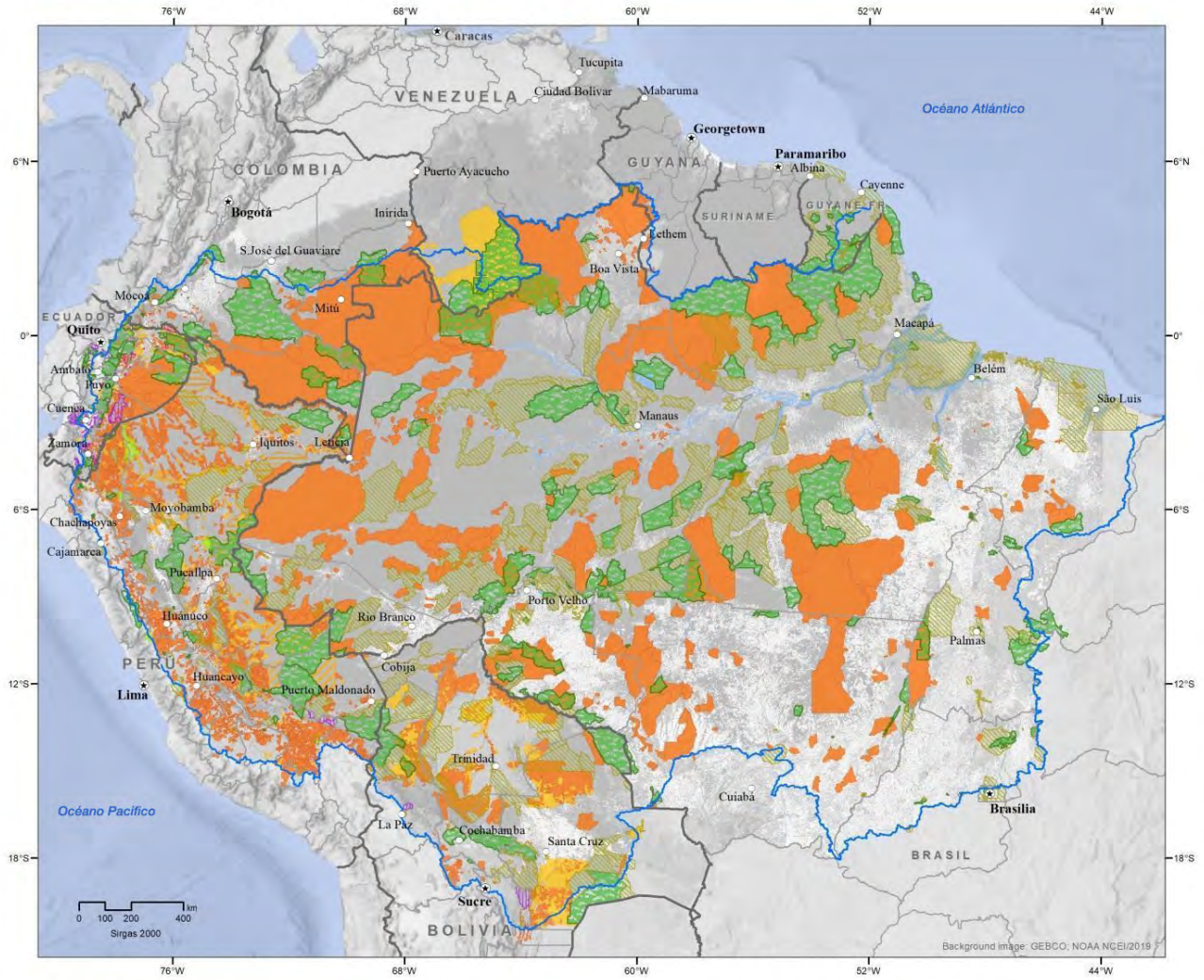
En cuanto a la competencia administrativa, encontramos que el crecimiento de las áreas protegidas (AP) en las áreas departamentales fue mayor en los últimos 20 años que el de las áreas nacionales (142% y 101%, respectivamente), aunque las nacionales representan el 60% de la superficie protegida en la Cuenca. Esta situación debe ser considerada para asegurar que los recursos humanos y financieros estén disponibles para garantizar los objetivos de conservación y uso sostenible para los que fueron creados.

Por otro lado, si bien el crecimiento de las áreas protegidas puede considerarse un logro en términos de protección de los ecosistemas amazónicos, existe una preocupación asociada al tipo de uso de estas áreas protegidas (AP), ya que el 57,4% es para uso directo. uso, es decir, no tienen como objetivo principal la conservación (categorías I-III de la UICN). Paralelamente a la designación de nuevas áreas protegidas, también ha habido un proceso de degradación, reducción y descatalogación (Ver el Cuadro 16.1).

La categoría de superficie de uso directo corresponde a la menor superficie total (40,6%), pero esta categoría experimentó el mayor crecimiento porcentual en superficie en el período 2000-2019 (79,8% versus 63,8%) (Cuadro 16.3). En el caso de las áreas protegidas (AP) departamentales, el 82,2% son de uso directo. El mayor aumento proporcional de las superficies de uso directo puede



**TERRITORIOS INDÍGENAS Y ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS**



PA, 2021

- Cuenca del Amazonas (límite, PCA)
  - Frontera de referencia estatal
  - Frontera de referencia internacional
  - Capital estatal/nacional
- Ordenamiento territorial**
- Bosque
  - Zonas no forestales o sin vegetación
  - Áreas de agricultura y ganadería
- Áreas naturales protegidas**  
(Por tipo de uso)
- Uso directo
  - Uso directo/indirecto
  - Uso indirecto
  - Uso transitorio
- Territorios indígenas**  
(por nivel de reconocimiento oficial)
- Oficialmente reconocido
  - Reserva indígena o zona intangible
  - TI no reconocido oficialmente
  - Propuesta de reserva indígena

Fuentes: RAISG (territorios indígenas y áreas naturales protegidas, 2020; límites de referencia, ciudades); WCS (cuenca del Amazonas)

**Figura 16.1** Dinámica histórica de la superficie cubierta por ANP en la cuenca Amazónica

**Cuadro 16.1** Cobertura de Áreas Naturales Protegidas en la Cuenca Amazónica

Unidad Territorial	Número de Áreas Naturales Protegidas	Superficie Protegida sin superposición (km <sup>2</sup> ) <sup>1</sup>	Distribución del área protegida total en la cuenca Amazónica (%)	Porcentaje del área de la cuenca Amazónica en cada país reservada como área protegida
Bolivia	81	216,322	11.9	30.3
Brasil	340	1,226,241	67.4	24.3
Colombia	39	89,091	4.9	26.0
Ecuador	26	35,487	2.6	26.8
Guyana Francesa	5	12,685	0.7	50.7
Perú	66	203,916	11.2	21.1
Venezuela	6	23,838	1.3	46.0
Cuenca Amazónica	563	1,819,368	100.0	24.9

**Cuadro 16.2** Áreas protegidas en la cuenca amazónica por nivel administrativo y tipo de manejo. Los porcentajes reflejan el área en cada tipo de categoría en relación con el área ocupada por la cuenca Amazónica en cada país. La última columna (Cuenca Amazónica) provee los porcentajes para toda la Cuenca Amazónica.

ANP	Porcentaje %							
	Bolivia	Brasil	Colombia	Ecuador	Guyana Francesa	Perú	Venezuela	Cuenca Amazónica
Total nacional	14.1	13.2	25.7	26.3	51.5	17.8	50.7	15.1
Uso indirecto	6.8	6.6	25.5	26.3	41.0	10.7	50.7	8.8
Uso indirecto / directo	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Uso directo	6.8	6.6	0.2	0.0	10.5	6.5	0.0	6.1
Total departamental	16.7	11.8	0.3	0.5	0.0	3.2	0.0	10.2
Uso indirecto	0.0	2.6	0.3	0.5	0.0	0.0	0.0	1.8
Uso directo	16.7	9.2	0.0	0.0	0.0	3.2	0.0	8.4
Total	30.7	25.0	26.0	26.8	51.5	20.9	50.7	25.3

dar cuenta de una permisividad que pone en peligro los objetivos de conservación dentro de las áreas y la conectividad entre las áreas protegidas (AP) designadas para fines más estrictos de conservación, ya que su categoría es de uso directo lo que no garantiza conservación eficaz. Los países en los que las áreas protegidas (AP) de uso directo representan una mayor área de su área protegida total están representados por Brasil y Bolivia. En Brasil, las superficies de uso directo representan el 63,1% del total de áreas protegidas (AP); en Bolivia representa el 76,4%.

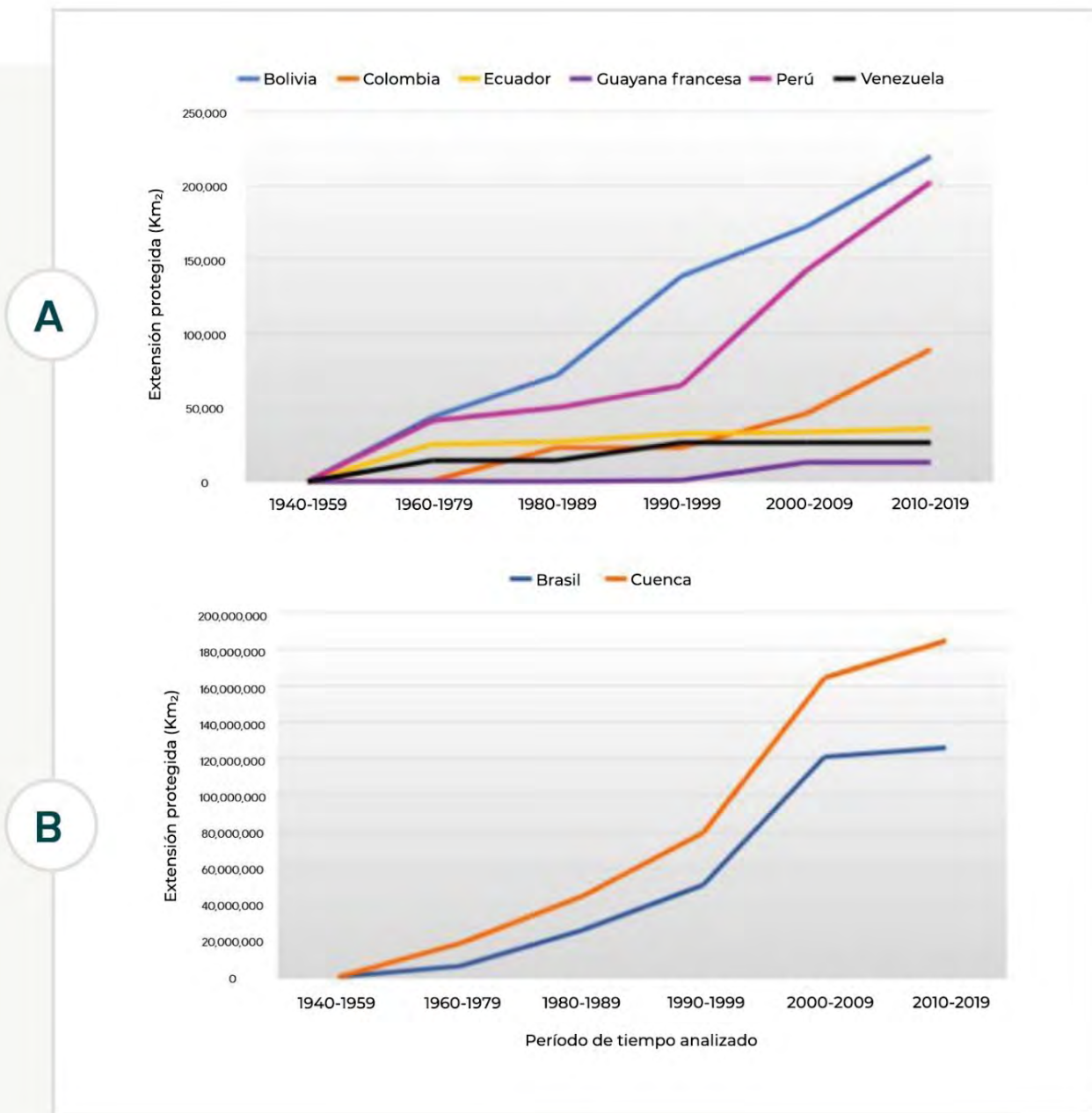
### *16.1.1.1 Evaluación del grado de protección efectiva*

La evaluación de la efectividad de la gestión de áreas protegidas es un elemento clave en el progreso hacia el Plan Estratégico del CDB y sus Metas de Aichi, especialmente la Meta 11, que aborda la contribución de un sistema de áreas protegidas que se gestiona de manera eficaz y equitativa (Hockings et al. 2015). La evaluación de la efectividad del manejo se refiere a: i) aspectos de diseño, tanto de sitios individuales como de sistemas de áreas protegidas; ii) adecuación y adecuación de los sistemas y procesos de gestión; y, iii) cumplimiento de los objetivos del área protegida (Hockings et al. 2006).

En 2008, como parte de los esfuerzos regionales para la implementación del Programa de Trabajo sobre Áreas Protegidas del Convenio sobre la Diversidad Biológica (PoWPA CDB), la Red Latinoamericana de Cooperación Técnica sobre Parques Nacionales, otras Áreas Protegidas, Flora y Fauna Silvestres (REDPARQUES) con el apoyo de la Secretaría del CDB, WWF, UICN, la Organización del Tratado de Cooperación Amazónica (OTCA) y la Comunidad Andina de Naciones se unieron para lanzar el programa Visión para la Conservación de la Diversidad Biológica y Cultural del Bioma Amazónico basado en Ecosistemas (Visión de Conservación del Amazonas). Su misión es: contribuir a la administración y gestión efectiva de los sistemas nacionales de áreas protegidas (AP); contribuir al mantenimiento de los bienes y

servicios, la integridad, la funcionalidad y la resiliencia del bioma amazónico frente a los efectos de las presiones naturales y antropogénicas en el contexto del cambio climático; y para beneficiar a las economías, las comunidades y la biodiversidad. La Amazon Conservación Vision tiene un Plan de Acción 2010-2020, estructurado en torno a los elementos del PoWPA para cumplir con las Metas de Aichi del CDB, y un Plan Estratégico para el período 2018-2022.

En los últimos años, REDPARQUES ha realizado un esfuerzo destacado para evaluar, a nivel de bioma, la efectividad de la gestión de sus áreas protegidas (AP) con foco en dos objetivos contemplados en el PoWPA: el objetivo 1.4, relacionado con mejorar la planificación y gestión de áreas protegidas (AP) basadas en sitios, y el objetivo 4.2 relacionado con la evaluación y mejora de la eficacia de la gestión de áreas protegidas. Los resultados muestran que en cada uno de estos objetivos se avanzó significativamente en la creación de estrategias para fortalecer los sistemas nacionales de áreas protegidas (AP), facilitando su gestión y gobernanza, “factor que ha permitido a los Estados cumplir con los compromisos de la CDB” (REDPARQUES 2016), aun cuando se han identificado importantes vacíos de protección más allá de las áreas protegidas (AP) formalmente establecidas, es decir, en contra de la representatividad, territorios conservados por pueblos indígenas y comunidades locales, y se observan eficientemente a la luz de las más altos estándares internacionales, como es el caso de la Lista Verde de Áreas Protegidas y Conservadas de la UICN “cuya nominación implica el más profundo análisis de estándares de efectividad de manejo de clase mundial” (REDPARQUES 2016). Perú logró dos áreas protegidas (AP) amazónicas certificadas en 2018, el Parque Nacional Cordillera Azul y la ECA Amarakaeri. En 2020, diecisiete áreas protegidas (AP) del bioma amazónico en Bolivia, Colombia, Ecuador y Perú iniciaron el proceso de certificación para el estándar Lista Verde (UICN 2020).



**Figura 16.2** Dinámica histórica de la superficie\* (A) de cobertura de ANP en los países amazónicos y (B) de cobertura de ANP en Brasil y la Amazonía

### Cuadro 16.1 Degradación, reducción y eliminación de áreas protegidas (PADDD)

En el texto anterior se han mencionado brevemente los cambios en los límites, tamaño o categoría de las áreas protegidas. Los estudios que han analizado PADDD, los procesos por los cuales las áreas protegidas (AP) han cambiado en los límites, reduciendo su extensión espacial, disminuyendo en su categoría de protección o eliminadas con el tiempo, han encontrado que históricamente el mundo ha perdido cientos de miles de kilómetros cuadrados de tierras protegidas a través de este proceso. Aquí, revisamos con más detalle alguna literatura sobre este proceso y sus efectos para algunos países amazónicos.

Un artículo de 2014 (Mascia *et al.* 2014) alertó sobre este problema en todo el mundo. A pesar de los acuerdos de las Partes del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) para aumentar la extensión global de las áreas protegidas (AP) al 17 % de las tierras nacionales, el PADDD ha estado ocurriendo durante años y ha crecido con el tiempo, impactando el logro del CDB. objetivo de protección de la tierra en algunos países. De los tres, la reducción es el evento más común y parece estar relacionado con la expansión de la agricultura industrial, reclamos de tierras locales o reasentamientos, entre otras múltiples causas, mientras que la minería y la infraestructura son las causas más comunes para la degradación de las áreas protegidas (AP) (Mascia *et al.* 2014).

Aunque PADDD podría usarse como una opción para una mejor planificación de la conservación, la asignación priorizada de recursos (Fuller *et al.* 2010; Kareiva 2010), compensaciones entre objetivos políticos en competencia (Bass *et al.* 2010), o el justo reconocimiento de los derechos sobre la tierra (Dowie 2009), el análisis mostró que la mayoría de los eventos PADDD son consecuencia de actividades a escala industrial y presiones locales (Mascia *et al.* 2014), y están lejos de los objetivos de conservación. Mirando más específicamente a los países amazónicos, un estudio que examina los eventos PADDD en Brasil desde 1900 (Pack *et al.* 2016) encontró que el 70% de los eventos PADDD analizados han ocurrido desde 2005. Cuarenta y ocho eventos afectaron 88.341 km<sup>2</sup> de tierras protegidas en la Amazonía brasileña. Diez propuestas activas relacionadas con PADDD alterarían 65.715 km<sup>2</sup> adicionales de unidades de conservación en la Amazonía brasileña, con el 42% de esta área en áreas estrictamente protegidas (AP) y el 58% restante en áreas protegidas (AP) de uso sostenible.

Nuevamente, este estudio muestra que entre los eventos PADDD promulgados, la reducción del tamaño del área es la más común y ha tenido el mayor impacto en las áreas protegidas (AP) de la Amazonía, en comparación con otros biomas, y muchos de los sitios alterados se consideran biológicamente irremplazables en función de su representatividad y vulnerabilidad (Pack *et al.* 2016). El PADDD se hizo más frecuente en Brasil desde principios de la década de 2000 y está vinculado al desarrollo hidroeléctrico en el 39% de los casos. Dentro de la Amazonía legal brasileña, el PADDD resultó en el retiro de 72.136 km<sup>2</sup> de tierras protegidas en unidades de conservación, tanto federales como departamentales. Varios de los estudios citados en Pack *et al.* (2016), Araújo *et al.* (2012), Bernard *et al.* (2014), Ferreira *et al.* (2014) destacan la necesidad de un proceso legal claro para PADDD. A diferencia de la creación de áreas protegidas (AP), que tiene pasos técnicos y legales bien definidos, la propuesta o promulgación de PADDD carece de una política nacional clara y legalmente puede proceder sin estudios técnicos, únicamente con base en una ley específico y ad hoc (por ejemplo, un decreto o medida provisional dictada por una autoridad), todo lo cual impide la transparencia del proceso. En la mayoría de los casos, el proceso no incluye documentación geográfica clara sobre el área a modificar, lo que dificulta el seguimiento del evento. En 2018, el Tribunal Supremo Federal de Brasil consideró inconsti-

### Cuadro 16.1 Degradación, reducción y eliminación de áreas protegidas (PADDD) (cont.)

tucional el uso de una Medida Provisional para cambiar la categoría, reducir o extinguir unidades de conservación. La Medida Provisional es un instrumento legislativo excepcional en el marco legal brasileño que se fundamenta en la relevancia y urgencia del asunto en cuestión, tiene validez legal, determina validez y es redactado por el Presidente, y debe ser aprobado por la Asamblea Legislativa para convertirse en ley. Si bien la decisión no garantiza la reversibilidad a las medidas provisionales ya aplicadas, la sentencia de la Acción Directa de Inconstitucionalidad establece la inconstitucionalidad de futuros intentos de utilizar esta figura para dejar sin efecto las garantías ambientales.

Como analiza López-Acevedo (2015), en Ecuador los eventos PADDD se han caracterizado mayormente por la reconfiguración de límites con el objetivo de excluir áreas extractivas de las áreas protegidas (AP). Como resultado, la extensión de las áreas protegidas (AP) afectadas terminó siendo mayor, aunque no necesariamente más adecuada para la conservación. También ha habido eliminación de bosques protegidos para permitir concesiones mineras. Según el Código Ambiental vigente, “en caso de ser necesario y considerando los resultados de dichas evaluaciones técnicas, la Autoridad Ambiental Nacional podrá redelimitarlas [las áreas protegidas] o cambiar su categoría bajo consideraciones técnicas, según corresponda”. Esto deja bastante abierto el procedimiento legal para cualquier evento PADDD, especialmente en términos de la decisión discrecional de la autoridad ambiental.

En Perú, cualquier modificación de un área protegida a nivel nacional solo puede ser promulgada a través de una ley emitida por el congreso nacional (RAISG 2016). Al 2016 se han presentado dos eventos en las áreas protegidas (AP) de la Amazonía peruana. Uno resultó en la subdivisión de una reserva existente (categoría transitoria) en tres tipos de tierras protegidas, pero reduciendo la extensión inicial de la reserva. El área eliminada fue concesionada a empresas mineras (Decreto Supremo N° 023-2007-AG).

Para Colombia y Venezuela no existen reportes de eventos PADDD en sus áreas protegidas (AP).

Se han desarrollado y aplicado herramientas para analizar la efectividad de la gestión de áreas protegidas (AP) de territorios transfronterizos, como el Programa Trinacional de Conservación y Desarrollo Sostenible del Corredor de Áreas Protegidas en Putumayo (Colombia, Perú y Ecuador), 3 mosaicos (corredores ecológicos) en Brasil, el corredor binacional Vilcabamba-Amboró (Perú y Bolivia), entre otros.

En términos de efectividad de manejo, la Visión de Conservación Amazónica mostró la necesidad de interpretar conjuntamente las variables de los instrumentos nacionales desde una perspectiva regional para identificar indicadores de referencia que contengan elementos pertinentes a los países amazónicos, para analizar cómo

las áreas protegidas (AP) contribuyen a la conservación del bioma desde una perspectiva regional (Navarrete 2018). Esta necesidad fue abordada en el protocolo para la medición de la efectividad del manejo del bioma amazónico, donde se consideraron las prioridades identificadas: gobernanza, cambio climático, evaluación de impactos socioambientales, programas de manejo y cumplimiento de los objetivos de conservación del protocolo para los componentes del Estándar de la Lista Verde de la UICN (UICN et al. 2019).

Este protocolo, compuesto por 26 indicadores, se aplicó en 62 áreas protegidas amazónicas de Bolivia, Brasil (Estado de Acre), Colombia, Ecuador y Perú. Los principales resultados para los indicadores considerados prioritarios se presentan

en la Tabla 16.4 (REDPARQUES 2019). Con base en estos resultados, es evidente que los programas de gestión actualizados (en marcha) son un tema que presenta el menor avance a escala del bioma amazónico, seguido de los de cambio climático y evaluación de impactos. Los que tienen los niveles más altos de efectividad a nivel del bioma amazónico están relacionados con el logro de las metas de conservación y gobernanza.

Como resultado de la aplicación del protocolo, se destacan las siguientes recomendaciones para el éxito en la gestión de áreas protegidas (AP) en el bioma amazónico (REDPARQUES 2019):

- Fortalecer acuerdos de manejo compartido (establecidos y firmados) entre la administración de áreas protegidas (AP) y las comunidades locales/autoridades tradicionales que favorezcan la implementación de mecanismos de resolución de conflictos.
- Fortalecer la percepción del área protegida (AP) como fuente de beneficios para las comunidades locales y usuarios directos y fortalecer los mecanismos concertados para la distribución de beneficios.
- Implementar alternativas económicas sostenibles y productivas dentro de las áreas protegidas (AP) y en su área de influencia, mejorando la calidad de vida de la población local.
- Generar información aplicable a la gestión, que permita validar el estado de conservación de la biodiversidad y el valor cultural de las áreas protegidas (AP).
- Mejorar las capacidades institucionales para la gestión y manejo de las áreas protegidas (AP), considerando las implicaciones en términos de gobernanza.
- Implementar estrategias de ordenamiento territorial que enfoquen la gestión de las áreas protegidas (AP) en su integración al contexto regional, favoreciendo la conectividad, los corredores biológicos y la conservación a escala de paisaje; y,
- Visualizar las áreas protegidas (AP) como estrategias de adaptación y conservación frente

al cambio climático y promover la generación de mecanismos de inclusión a nivel regional para fortalecer la gestión en torno al cambio climático y sus impactos.

Este conjunto de recomendaciones que surgieron de un análisis específico del bioma indica que lo que más falta en la Amazonía es la implementación de una visión de conservación integrada, donde se planifiquen áreas protegidas (AP) junto con otras medidas efectivas de conservación basadas en áreas (OECM) con metas bien definidas para la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, cogestionado con las comunidades locales e involucrando a actores privados y otras formas de gobierno subnacionales y locales. Existe información para diseñar redes de sitios efectivas para el Amazonas y otros lugares (Prüssmann et al. 2017; RAISG 2020; Maxwell et al. 2020). Las partes constitutivas de este tipo de red de conservación son abundantes en la Amazonía dada la extensión de la cobertura de las áreas protegidas (AP) y los territorios indígenas (TI), los bosques intactos y otras áreas de conservación y uso sostenible privadas y comunitarias. Sin embargo, existen desafíos significativos, en particular los relacionados con la dotación de recursos para áreas protegidas y el seguimiento de la efectividad de la protección de la biodiversidad (Maxwell et al. 2020). Con base en la correlación significativa entre los recursos del área protegida (presupuesto y dotación de personal) y los cambios positivos en la abundancia de vertebrados (Geldmann et al. 2018 en Coad et al. 2019), un análisis que comparó las áreas protegidas (AP) de cuatro reinos biogeográficos del mundo (excluyendo América del Norte, Europa Occidental y Australia), en términos de suficiencia de recursos, encontró que las áreas protegidas (AP) de ecorregiones en el Neotrópico tenían los puntajes más bajos (Coad et al. 2019). Cuando los rangos geográficos de miles de especies de vertebrados se superpusieron con las áreas protegidas (AP) puntuadas, los resultados muestran que solo un porcentaje muy bajo de las especies están adecuadamente protegidas:

## Capítulo 16: Estado Pasado y Actual de las Políticas de Conservación, Áreas Protegidas e Indígenas Territorios

**Cuadro 16.3** Crecimiento por períodos en el área protegida (%) en la cuenca amazónica considerando el nivel administrativo y tipo de uso (categoría de protección).

	Periodo del tiempo		
	1980-1999	2000-2020	Total
Nacional	19.7	39.8	59.6
Uso indirecto	12.6	22.3	34.9
Uso indirecto/directo	0.03	0.14	0.2
Uso directo	7.1	17.1	24.2
Departamental	11.8	28.6	40.4
Uso indirecto	0.4	6.8	7.2
Uso directo	11.4	21.8	33.3
Total	31.5	68.5	100.0

**Cuadro 16.4** Nivel de avance en la efectividad de la gestión a escala del bioma amazónico en función de la prioridad temática (en porcentaje, de la muestra de 62 AP evaluadas). Elaborado a partir de los datos reportados en REDPARQUES - Proyecto IAPA (2019).

Temas	Nivel de progreso (%)				
	Nivel alto	Progreso medio	Progreso bajo	Progreso limitado	n/a
Gobernanza	52	32	8	5	3
Cambio climático	37	6	0	0	57
Evaluación de impactos socioambientales	45	48	2	5	0
Programas de gestión (estrategias de gestión)	26	55	13	2	4
Logro de las metas de conservación de las AP	89	3	2	0	6

**Cuadro 16.5** Territorios Indígenas (TIs) en la Cuenca Amazónica

Unidad Territorial	Número de TI	Superficie (km <sup>2</sup> )	Distribución de Área de TI de la Cuenca (%)	% de la cuenca amazónica reconocida como TI
Bolivia	148	189.037	9.6	26.5
Brasil	382	1.153.843	58.6	22.8
Colombia	162	185.852	9.4	54.3
Ecuador	643	73.957	3.8	55.9
Guyana Francesa	4	3.271	0.2	13.1
Perú	5.060	328.183	16.7	34.0
Venezuela	17	29.259	1.5	56.5
Cuenca Amazónica	6.443	1.968.594	100.0	27.0



usando métricas simples de cobertura de áreas protegidas para medir el progreso hacia la Meta 11 de la Convención sobre Diversidad Biológica, bajo el supuesto de que todas las áreas protegidas (AP) son efectivas, es probable que sobreestime la cobertura de áreas protegidas efectivas en aproximadamente un 400% y la representación de especies de vertebrados en hasta un 700% (Coad et al. 2019). Para la región amazónica, Prüssmann et al. (2017) muestran que existe un número reducido y extensión de áreas protegidas (AP) con categorías de conservación estrictas (categorías Ia y Ib de la UICN). En algunos países de la región amazónica, estas categorías son incluso inexistentes. Por otro lado, la Categoría VI, que permite el uso sostenible de los

recursos naturales, es la categoría más implementada dentro de la región, como también se indicó anteriormente en la Sección 1.1. Para agravar la situación, la recesión económica actual en las naciones de la región, combinada con la baja prioridad política otorgada a los temas de conservación ambiental, podría ampliar la brecha de financiamiento de todas las áreas protegidas (AP) en la Amazonía. La magnitud de las amenazas que actualmente afectan a las áreas protegidas (AP) se analiza en la Sección 1.3 de este capítulo.

### 16.1.2. Territorios Indígenas

#### 16.1.2.1 *La gobernanza de los territorios Indígenas como ejemplo de conservación*

Garantizar la integridad del ecosistema en la Amazonía es una prioridad mundial en la crisis ambiental que vivimos hoy. Para ello, es fundamental comprender el estrecho vínculo entre las dinámicas ecológicas y los saberes y sistemas de gestión territorial de los pueblos Indígenas que habitan la región desde hace miles de años, velando por la conservación de vastos territorios. Esta sección comienza con la definición del

concepto de territorio Indígena, lo que permitirá una mejor comprensión y contextualización de su contenido.

El artículo 13 del Convenio 169 de la Organización Internacional del Trabajo, que es un referente en esta materia desde que los países de la región ratificaron el Convenio, destaca que territorio significa “la totalidad del hábitat de las regiones que los pueblos en cuestión ocupan o utilizan en cualquier otra manera.” En la Constitución Federal de Brasil (1988), las tierras tradicionalmente ocupadas por los Indígenas son aquellas “que habitan permanentemente, las utilizadas para sus actividades productivas, las esenciales para la preservación de los recursos ambientales necesarios para su bienestar y para su reproducción física y cultural, según sus usos, costumbres y tradiciones”. Legislación colombiana (Decreto 2.166 de 1995. La Ley 160 de 1994) especifica que los territorios Indígenas son “áreas de propiedad regular y permanente de un grupo de pueblos Indígenas y aquellas que, aunque no estén controladas de esa manera, constituyen el ámbito tradicional de sus actividades sociales, económicas y culturales”.

Los grupos de pueblos Indígenas han ocupado tradicional e inmemorialmente un territorio que consideran suyo. Según esta cosmovisión cultural, este territorio Indígena originario fue predestinado a cada grupo por los creadores y legado a cada grupo por sus antepasados directos. Desde esta perspectiva, territorio Indígena se refiere a la jurisdicción territorial ancestral de cada grupo étnico. A grandes rasgos, los pueblos que se identifican como parte de estas jurisdicciones las reconocen como espacios territoriales definidos culturalmente por sus sistemas de saberes expresados en su origen histórico. A su vez, los territorios ancestrales continuos que constituyen este macroterritorio Indígena muestran complementariedad en aspectos ecológicos y geográficos (ACIMA - Asociación de Capitanes Indígenas del Mirití Amazonas 2018). La mayoría de estos sistemas de pensamiento tradicional comparten

“principios culturales” que se relacionan con lo que el mundo no Indígena ha definido como modelos de conservación, ya que redundan en la protección de la biodiversidad y los ecosistemas.

De acuerdo con Fundación Gaia Amazonas (2020a), con base en estudios en una región de 1,3 millones de km<sup>2</sup> en el noroeste amazónico, conectando áreas pertenecientes a dos cuencas hidrográficas de la Amazonía: cuencas del río Negro superior-Vaupés y cuencas inferiores del Caquetá–Japurá, en Colombia y Brasil, la descripción del viaje de los ancestros para el asentamiento en las áreas que actualmente ocupan estos pueblos se describe en los relatos de origen, los cuales brindan detalles precisos que explican la relación que existe entre la geografía del territorio y los saberes tradicionales, y las prácticas y los rituales de la vida cotidiana de cada grupo. Este marco de pensamiento y gestión constituye un modelo de conservación que incluye conocimientos geográficos profundos y detallados, modelos ancestrales de población del territorio, sistemas de gestión de sitios sagrados, sistemas alimentarios y calendarios ecológicos, entre otros aspectos, como base actual de la gobernanza de los territorios Indígenas, que explica la visión compleja y completa del territorio que comparten (ver también el Capítulo 10). Mantener el equilibrio de este ordenamiento original implica que las nuevas generaciones asuman compromisos y responsabilidades relacionadas con el aprendizaje de la gestión del conocimiento y el respeto a los regímenes normativos establecidos en las leyes de origen. Este último es uno de los principales desafíos para la conservación de la Amazonía, dada la proporción de tierras bajo manejo Indígena, el crecimiento de su población, la falta de fuentes de ingresos y las crecientes tensiones en el contexto de la globalización cultural (Capítulo 13), acelerado por las redes sociales y las comunicaciones móviles en general. Además, la falta de atención gubernamental prestada a estos territorios escasamente poblados exacerba el riesgo de mayores presiones debido a una escalada de actividades ilegales (por ejemplo, mine-

ría, tala, tráfico de tierras, cultivos ilícitos) dentro de estos territorios (procesos bien explicados en el Capítulo 13, sección 3.3).

### *16.1.2.2 Territorios Indígenas reconocidos: Alcance de la cobertura y estado del reconocimiento*

Actualmente hay 375 o más pueblos Indígenas (Walker et al. 2020) en la Amazonía, dependiendo de las fuentes y del límite geográfico que se utilice (RAISG 2020), con una población total estimada en aproximadamente 2 millones. Si se cuentan todos los demás grupos sociales que allí habitan, tanto en las cabeceras municipales urbanas como en los asentamientos campesinos, negros y quilombo-las, la Amazonía está habitada por más de 40 millones de personas.

En la cuenca amazónica demarcada para este estudio se identifican 6.443 Territorios Indígenas (TI) (Mapa 1) (RAISG 2020), que cubren aproximadamente el 27% de la región (Mapa 1, Cuadro 16.5). El país con mayor número de títulos de Territorios Indígenas es Perú, seguido de Ecuador, que al considerar la superficie indica que muchas son áreas de poca superficie. El área promedio de Brasil, Venezuela, Bolivia, Colombia y Guayana Francesa oscila en orden decreciente entre 3.021 y 818 km<sup>2</sup>. En el otro extremo, Perú, Ecuador y Guyana cuentan con áreas promedio que van desde 65 a 192 km<sup>2</sup>.

Esto es indicativo de diferentes políticas; en el primero se considera a los Territorios Indígenas (TI) como una gran unidad territorial, es decir, los macro territorios descritos en el apartado anterior, y en el otro caso se genera una reducción, asociada a los procedimientos y requisitos existentes para su reconocimiento (el caso de Perú se explica más detalladamente en la Sección 1.2.4 de este Capítulo).

En la cuenca se identificaron cuatro tipos de clases en cuanto al reconocimiento legal de los territorios (Cuadro 16.6), de los cuales el 89% de la superficie en Territorios Indígenas (TI) está

oficialmente reconocida, el 6,5% no cuenta con protección legal y el resto 4% cubre Reservas Indígenas (propuestas o existentes) y Zonas Intangibles. Las Reservas Indígenas y Zonas Intangibles (según el país) son territorios de protección de los Pueblos Indígenas en Aislamiento Voluntario o Pueblos Indígenas en Aislamiento y Contacto Inicial (PIAV y PIACI).

A nivel nacional destacan países como Brasil, Colombia y la Guayana Francesa, donde se reconocen oficialmente todos los territorios indígenas. Aunque en el caso de Brasil, este no es exactamente el caso porque muchos de los Territorios Indígenas (TI) se encuentran en un proceso inconcluso de reconocimiento. Desde 1988 en Brasil, el poder ejecutivo tiene la responsabilidad de completar la demarcación del territorio Indígena en un plazo de cinco años, pero esto no ha ocurrido a tiempo. Actualmente, además de las demandas que ni siquiera han iniciado su proceso de reconocimiento legal, hay 114 Territorios Indígenas (TI) en proceso de reconsideración debido, entre otras cosas, a la falta de correspondencia entre el territorio identificado antes de 1996 y la extensión real de la tierra ancestral reivindicada (Fany Ricardo, comunicación personal, ago2020). En cambio, Venezuela solo cuenta con territorios que aún no se consideran legalmente reconocidos.

Desde una perspectiva histórica regional, antes de 1970, menos del 6% de la superficie total de la Amazonía tenía algún tipo de reconocimiento, concentrado en su mayoría en las tierras Indígenas de Brasil (RAISG 2016). En las siguientes dos décadas, se reconocieron áreas adicionales en Brasil, Perú, Colombia y Ecuador bajo diferentes formas de acuerdo con las regulaciones nacionales existentes. Desde la década de 1990 se reconocieron extensas superficies de territorios Indígenas (TI) en Bolivia, Ecuador y Perú en respuesta a reclamos de derechos territoriales a partir de las demandas del movimiento Indígena (y organizaciones de apoyo) en la coyuntura de 500 años de resistencia en 1992 (RAISG 2016). Los detalles del contexto histórico reciente en el que se dio el proceso de reconocimiento y formalización de los territorios Indígenas en los países amazónicos se discuten en el Anexo de Información Complementaria y en el Capítulo 10.

*16.1.2.3 Políticas existentes para Pueblos Indígenas en aislamiento voluntario (PIAV y PIACI)*

En la región, Brasil es el país con mayor número de registros de presencia de pueblos Indígenas aislados, desde grupos formados por cientos de personas hasta reducidos a unos pocos sobrevivientes (Opas et al. 2018). En la Amazonía brasileña se han identificado 120 registros, ubicados

**Tabla 16.6** Territorios Indígenas Reconocidos en la Cuenca Amazónica

País	Territorio Indígena Oficialmente Reconocido (km <sup>2</sup> )	Territorio Indígena sin reconocimiento oficial (km <sup>2</sup> )	Reserva Indígena o Zona Intangible (km <sup>2</sup> )	Reserva Indígena Propuesta (km <sup>2</sup> )
Bolivia	123.208	65.828		
Brasil	1.153.843			
Colombia	185.852			
Ecuador	51.804	10.222	11.931	
Guyana	5.192			
Guyana Francesa	3.271			
Perú	233.510	23.557	29.129	41.988
Venezuela	0	29.223		
Cuenca Amazónica	1.756.716	128.830	41.060	41.988

en 55 tierras Indígenas y 24 unidades de conservación, de las cuales 28 han sido confirmadas. Aunque no es consistente con la política Indígena oficial, todavía hay ocho áreas sin mecanismo de protección (Ricardo y Góngora 2019). Con el giro de 1987 hacia la autonomía de los pueblos Indígenas, la FUNAI jugó un papel importante como referente regional en relación con las políticas del PIAV. Se estableció como política oficial en Brasil que “la verificación de la existencia de Indígenas aislados no determina necesariamente la obligación de contactarlos” (Portaria N.º 1900 / FUNAI de julio de 1987). De esta manera, invirtiendo la lógica de los agentes de contacto de épocas anteriores, aprovecha la información acumulada durante décadas para identificar, demarcar, monitorear y proteger el territorio de pueblos sin contacto físico con esas poblaciones (Torres et al. 2021).

En 2018, en la Amazonía peruana, el Ministerio de Cultura reportó la existencia de aproximadamente 7.000 personas pertenecientes a 18 Pueblos Indígenas en situación de aislamiento y contacto inicial (PIACI). Entre la década de 1990 y 2005 se crearon en el Perú cinco Reservas Territoriales a perpetuidad y se prepararon estudios que proponían la creación de unas cuantas más. Sin embargo, no fue sino hasta la década del 2000 que se desarrollaron normas específicas para garantizar la protección de los PIACI. La Ley 28736, aprobada en mayo de 2006, estableció que si existe evidencia de la presencia de PIACI en un área, se crearán resguardos Indígenas. El artículo 2 del reglamento define estas áreas como “Tierras delimitadas por el Estado Peruano, de intangibilidad temporal, a favor de [los PIACI] [...], y mi-entras mantengan tal situación, para proteger sus derechos, su hábitat y las condiciones que aseguren su existencia e integridad como pueblos”. El énfasis en la transitoriedad indica que las Reservas solo se reconocen temporalmente o bajo circunstancias condicionales. Asimismo, si bien el artículo 5 de la ley otorga intangibilidad a estas áreas, el artículo 6 establece una serie de excepciones a esta condición. Estas disposi-

ones se amplían en el reglamento de la ley, aprobada en 2007 y modificada en 2016 (DS 008-2016-MC), que agrega el aprovechamiento de los recursos naturales dentro de las Reservas cuando el Estado “...lo considere de necesidad pública”. Esta modificación pone en riesgo la supervivencia de estos pueblos porque no hay claridad en cuanto a los criterios en los que se establece una necesidad pública. Actualmente, existen tres Reservas Indígenas (ajustadas de las antiguas Reservas Territoriales), dos Reservas Territoriales y propuestas para la creación de seis Reservas Indígenas en la Amazonía Peruana (<https://bdpi.cultura.gob.pe/piaci>).

Al igual que en Brasil, aunque actualmente en diferente grado, el avance del reconocimiento territorial y el trabajo efectivo de los sistemas de protección en Perú se enfrentan a intereses contrapuestos de los propios gobiernos en la promoción de inversiones y grandes infra-estructuras en la Amazonía. Asimismo, el sistema de protección de estas reservas no logra enfrentar de manera efectiva actividades como la extracción ilegal de madera y el narcotráfico, que se ha comprobado que están presentes en los territorios de estos pueblos, escenario común en toda la cuenca amazónica (Vaz 2019).

En 1979, Acuerdo Ministerial MA322 designado Parque Nacional Yasuní (PNY) en Ecuador. Durante los años siguientes, los informes de encuentros fortuitos y ataques violentos o mortales evidenciaron tanto la presencia de grupos no contactados cerca del PNY como la necesidad de delimitar un área lo suficientemente grande como para garantizar su protección. En 1999, el Decreto Ejecutivo ED552 estableció la Zona Intangible Tagaeri Taromenane (ZITT) en la porción Este del PNY y prohibió “...a perpetuidad, todo tipo de actividades extractivas” dentro de esta área. Sin embargo, poco o nada se hizo para proteger efectivamente a estos grupos: el mapa de concesiones petroleras sufrió solo pequeñas variaciones, y la frontera agrícola, el turismo, la de-forestación y la tala ilegal, las incursiones de

exploradores, misiones religiosas y aventureros aumentaron las amenazas y presiones a estos territorios y agudizaron los conflictos preexistentes con el pueblo Waorani recién contactado. En este sentido, en 2006, la CIDH de la OEA (Comisión Interamericana de Derechos Humanos de la Organización de los Estados Americanos) solicitó al gobierno ecuatoriano “adoptar medidas efectivas para proteger la vida e integridad de las personas en aislamiento voluntario, los Tagaeri-Taromenane”, dentro de la ZITT. Con el ED21872 en 2007, se crearon los límites de la ZITT (dando como resultado un área de 758.051 ha), con una zona de amortiguamiento de 10 km a su alrededor, y se diseñó e implementó un plan de Medidas Precautorias para la protección de los grupos no contactados a través de una política nacional. En 2008, la Constitución Nacional (artículo 57) declaró la posesión ancestral e irreductible de sus territorios; sin embargo, en 2013, el Congreso Nacional aprobó una resolución declarando de interés nacional la explotación petrolera dentro de los bloques 31 y 43; estos bloques se superponen parcialmente con las áreas nororientales de la ZITT. En 2018, un proceso de consulta nacional aprobó un aumento de al menos 50.000 ha en el área de las ZITT, lo que otorgó un área total de 818.501 ha a las ZITT, pero también modificó y derogó varios artículos del ED21872 de 2007, permitiendo plataformas de perforación y explotación de hidrocarburos dentro de la zona de transición.

### *16.1.2.4 Riesgos para los territorios Indígenas reconocidos y otras políticas de conservación debido a cambios recientes en las políticas: Casos de Brasil y Perú*

#### Brasil

Contrariamente a los derechos constitucionales conquistados durante muchos años de lucha por los pueblos Indígenas y tradicionales y los movimientos de la sociedad civil, el actual gobierno de Brasil (2019 a la fecha) busca eliminar la reproducción social, cultural y material de los pueblos Indígenas, *quilombolas* y tradicionales, inclu-

yendo la violación de sus derechos territoriales. Estos derechos fueron anunciados injustamente como un obstáculo para la agroindustria y el desarrollo (Escobar 2018; Ferrante y Fearnside 2019; Araújo 2020; Andrade et al. 2021; Vale et al. 2021) (ver también el Capítulo 30), dado que la agricultura a pequeña escala es responsable de la mayor parte de la producción de alimentos, el empleo rural y los ingresos agrícolas de Brasil (Paulino 2014). El conflicto no es productivo, sino que surge del afán de acceso a la tierra bajo tenencia Indígena para poner en marcha un cambio de paradigma en las políticas públicas. Este nuevo paradigma pretende restablecer el proyecto ideológico, político y económico del período anterior a la redemocratización (Constitución Federal de 1988) (ver los Capítulos 13 y 14), a favor no sólo de los intereses del agronegocio sino también de la exploración del subsuelo de las tierras Indígenas, para debilitar sus derechos territoriales mientras simulan la transformación de los pueblos indígenas en una especie de socios comerciales.

En 2019 se presentó una drástica propuesta de estructura ministerial, y aunque luego se revisaron algunos puntos, la propuesta inicial subordinaba el reconocimiento de los territorios indígenas y *quilombolas* al Ministerio de Agricultura. De hecho, la mayoría de las propuestas del gobierno actual están conectadas con la bancada del agronegocio, un opositor histórico a la democratización del acceso a la tierra en Brasil, como se ha evidenciado ampliamente (Torres et al. 2017; Opas et al. 2018; Oliveira 2021; Urzedo y Chatterjee 2021). Según Rajão et al. (2020), una porción pequeña pero muy destructiva del sector representa una amenaza para las perspectivas económicas de la agroindustria de Brasil, además de causar consecuencias ambientales regionales y globales. La propuesta de estructura ministerial también pretendía eliminar competencias sobre el patrimonio natural nacional, ya sean bosques o recursos hídricos, y la agenda climática, del Ministerio del Ambiente, supeditándolas a otros ministerios, además de prohibir la participación

de la sociedad civil en varios consejos y colegios orientadores de las políticas públicas (Ley Brasileña N.º 9759/2019). La segunda reestructuración del Ministerio del Medio Ambiente durante el actual gobierno (2019-2022), ocurrida en 2020, creó una unidad específica para el tema de concesiones, algo excepcional en la historia de la estructura ministerial. En julio de 2020, una acción del Ministerio Público Federal (AÇÃO CIVIL DE IMPROBIDADE ADMINISTRATIVA 8ª Vara de Justiça federal 1037665-52.2020.4.01.3400), solicitó el retiro inmediato del secretario de medio ambiente por improbidad administrativa, señalando la responsabilidad del desorden normativo a través de cambios legales e infralegales, el desmantelamiento de los órganos de transparencia y participación social en los procesos de fiscalización y asignación de recursos. El Ministerio Público Federal consideró al secretario como responsable directo del desmantelamiento del sistema de protección ambiental del país, lo que provocó un aumento de la deforestación, incendios, minería ilegal y acaparamiento de tierras.

En 2020, nuevas reorganizaciones asignaron la lucha contra los delitos ambientales en la Amazonía al ejército brasileño, un papel que anteriormente habían desempeñado con éxito el IBAMA y el ICMBio. Estos órganos fueron los responsables de la concepción y puesta en funcionamiento de un sistema de fiscalización integral que condujo a la reducción histórica de la deforestación entre 2004 y 2009, y la desmovilización de la logística de la red criminal involucrada. Desde 2014, las inversiones públicas en temas ambientales han disminuido, y las áreas protegidas (AP) se han visto directamente afectadas por esta tendencia: la auditoría coordinada en unidades de conservación de la Amazonía realizada por el Tribunal de Cuentas Federal señaló que solo el 4% de las unidades de conservación federales y estatales unidades en la Amazonía Legal tuvieron un alto grado de implementación, lo que indica que la insuficiencia de recursos financieros fue una de las principales causas de esta situación. Sin embargo, según el análisis histórico

del presupuesto obligatorio y discrecional de la Secretaría de Medio Ambiente y entidades afines, el gasto previsto para 2021 fue el más bajo en dos décadas, con una caída del 27,4% en el presupuesto federal para fiscalización ambiental y combate de incendios forestales. en comparación con lo autorizado en 2020, y 34,5% en comparación con 2019.

Asimismo, en los últimos años, la percepción de impunidad ha llevado al aumento de actividades ilegales como la deforestación y la extracción de oro. Estas actividades impulsan la violencia en el campo, que creció un 23% entre 2018 y 2019, sumando más de 1.800 conflictos, récord desde 1985 (Comissão Pastoral da Terra, 2020). En los últimos seis años, Brasil estuvo entre los países más letales para los activistas ambientales (Global Witness, 2019). En 2019 se registró la tasa de deforestación más alta de los últimos diez años en la Amazonía Legal y datos preliminares ya indican que en 2020 (INPE, 2021) es probable que la situación empeore. La minería ilegal también se ha intensificado en toda la Amazonía: a mediados de 2020, solo en la TI yanomami, se estimaba un estimado de 20.000 invasores, quienes, en el contexto de la pandemia del COVID-19, tendrían el potencial de contaminar cerca del 40% de la Yanomami, con quienes vivían cerca en las zonas de minería ilegal, situación denunciada por organizaciones indígenas en el Consejo Nacional de Derechos Humanos de la CIDH (Comisión Interamericana de Derechos Humanos). Resolución 35/2020. MC No. 563-20).

### Perú

A partir de 1978, la Nueva Ley de Comunidades Nativas otorga propiedad a las comunidades nativas sólo de aquellas áreas que resulten aptas para la agricultura en su territorio demarcado, quedando las tierras aptas para la silvicultura y protección del Estado; sin embargo, son cedidos a perpetuidad a las comunidades. Estas acciones se dan en el marco de la Ley Forestal y de Fauna Silvestre, promulgada en 1975, un año después

de la anterior Ley de Comunidades Nativas. La Ley Forestal, con el fin de conservar los bosques tropicales, establece en su artículo 1 que “Los recursos forestales y la vida silvestre son de dominio público y no existen derechos adquiridos sobre ellos”, lo que implica que no se puede otorgar la titulación de tierras de y con aptitud forestal, reservando dichos terrenos para el Estado. Desde la perspectiva de las organizaciones Indígenas, esto constituyó una violación directa a los derechos de los pueblos Indígenas: primero, la economía de estos pueblos en la Amazonía depende en gran medida del uso extensivo del bosque, y segundo, prácticamente todas las tierras de la gran llanura de la Amazonía peruana son de “aptitud forestal” y por lo tanto están excluidas de ser otorgadas en propiedad privada a los pueblos Indígenas. Asimismo, los derechos territoriales de los pueblos Indígenas son únicamente específicos de las tierras, no otorgando derecho alguno sobre los bosques, cuerpos de agua y subsuelo, que continúan siendo propiedad de la nación. Los procesos de reconocimiento y titulación de tierras comunales están institucionalizados desde 1975 con la Ley de Comunidades Nativas. En la primera década de su vigencia sólo se titularon pequeñas áreas comunales; desde mediados de la década de 1980, las comunidades han tenido éxito en la titulación de espacios más grandes (hasta 500 km<sup>2</sup>) debido a la presión de las organizaciones Indígenas y organizaciones de apoyo, que ahora representan una fracción sustancial de la región (ver la Sección 2.2.2 de este Capítulo). Sin embargo, los procesos de titulación han seguido siendo lentos por varias razones, entre ellas los sucesivos ajustes normativos que tienen vacíos legales o complican excesivamente los procesos de titulación. Esto ha generado numerosos conflictos socioambientales motivados por la superposición de varios derechos, en su mayoría concesiones extractivas y servidumbres sobre los territorios de las comunidades.

### 16.1.3 Políticas conflictivas y amenazas a áreas protegidas y territorios Indígenas

En todos los países amazónicos, la transferencia de dominio a favor de propietarios individuales o comunales puede ser revocada si se alega un interés prioritario para la nación. De hecho, el conflicto más común que se presenta en los territorios reconocidos se debe a la superposición de concesiones de industrias extractivas o de infraestructura, lo que impacta los derechos de los propietarios de diversas maneras (ver el Capítulo 16). De acuerdo con el Convenio 169 de la Organización Internacional del Trabajo y la Declaración de las Naciones Unidas sobre los Derechos de los Pueblos Indígenas, los pueblos Indígenas tienen derecho a ser consultados por los Estados a través de procedimientos culturalmente apropiados, a través de un proceso denominado Consentimiento Libre, Previo e Informado (CLPI) sobre todas las leyes, proyectos, estrategias u otras obras que afecten sus territorios y sus vidas. Como marco legal internacional, tanto el Convenio 169 como la Declaración de la ONU afirman que el objetivo de consultar a los Pueblos Indígenas es obtener su acuerdo o consentimiento. Los Pueblos Indígenas consultados deben tener la posibilidad de modificar el plan inicial, y los Estados tienen dos deberes importantes. 1. El deber de acomodación: es el deber de ajustar o incluso cancelar planes o proyectos en función de los resultados del proceso de consulta. Cuando no cumpla con este deber de acomodo, el Estado debe brindar justificaciones objetivas y razonables para no haberlo hecho. 2. El deber de aprobar decisiones razonadas: si bien no todos los procesos de consulta buscan el consentimiento, esto no los reduce a una simple formalidad. Los Estados deben tomar en consideración las preocupaciones, demandas y propuestas de los Pueblos Indígenas impactados y considerarlas en el diseño final del plan o proyecto.

La realidad es que debido a la ausencia de una normativa clara a nivel nacional, en la mayoría de los casos, el proceso de consulta se reduce a

una mera notificación o información de las decisiones ya tomadas, o se realiza dividiendo a las organizaciones Indígenas (agentes gubernamentales o empresariales que comúnmente crean divisiones dentro de las organizaciones Indígenas y promueven la fracción aliada a la industria extractiva). Las noticias sobre este tipo de conflictos son frecuentes en los medios públicos de la región.

En el Atlas Amazonía Bajo Presión (RAISG 2020), se analizan sistemáticamente las presiones que se ejercen sobre los territorios Indígenas (TI) y las áreas naturales protegidas por el avance de las actividades extractivas y el desarrollo de infra-estructura (i.e. energética y vial). El análisis muestra que en el caso de las áreas naturales protegidas, el 51% de su extensión se encuentra bajo algún tipo de presión, la mayoría con tasas moderadas o bajas. El panorama es similar en los territorios Indígenas, de los cuales el 48% experimenta presión, con un tercio de tierras Indígenas que tienen más de la mitad de su superficie con índices de presión altos y muy altos.

Estos datos regionales presentan diferencias por país, y aunque el Atlas (RAISG 2020) señala a Ecuador como el caso más dramático por la prevalencia de tasas de presión moderada, alta y muy alta en sus territorios Indígenas y áreas naturales protegidas, existen conflictos en los territorios Indígenas (TI) y áreas protegidas (AP) de todas las naciones amazónicas.

La expansión de la frontera agrícola es uno de los motores de cambio hacia las áreas protegidas. El Atlas (RAISG 2020) indica que entre 2001 y 2018, el incremento de nuevas áreas de uso agrícola dentro de las áreas naturales protegidas fue superior al 220%, transformándose 53.269 km<sup>2</sup> dentro de áreas protegidas (AP), de las cuales el 74% tenía cobertura forestal en 2000. El 64% de esta conversión se dio en áreas protegidas departamentales de uso directo, categoría que representa el 33% de la extensión total protegida en la región. Si bien el área protegida de uso directo

puede permitir el uso sostenible de los recursos, la cuestión aquí es la conversión de bosques y el cambio de uso de la tierra. Considerando que a lo largo de la cuenca, el crecimiento del área protegida departamental fue mayor en los últimos 20 años que el del área protegida nacional (142% y 101%, respectivamente) (Sección 2.1. de este Capítulo), tanto esta tendencia como la conversión al interior debe ser motivo de preocupación. El aumento de la deforestación también se ha dado en los Territorios Indígenas (TI) de los cuales 42.860 km<sup>2</sup> se han convertido en nuevas áreas de uso agrícola, de los cuales el 71% eran bosques en el año 2000. A pesar de las fluctuaciones durante este período (2000-2018), las cifras de deforestación anual en TI oscilaron entre 1.000 y 1.700 km<sup>2</sup> hasta 2016, pero en 2017 y 2018 superan todos los valores anuales anteriores, incluido el pico de 2004, con valores de 2.500 km<sup>2</sup> y 2.600 km<sup>2</sup>, respectivamente (MAPBIOMAS 2020).

Muchas de estas transformaciones comienzan ilegalmente con la invasión o acaparamiento de tierras por parte de agentes externos, quienes luego intentan regular la propiedad. Esta situación pone de relieve la necesidad de un mayor control sobre el uso del suelo, la necesidad urgente de catastros rurales, la mejora de las prácticas productivas para aumentar la productividad y evitar la invasión y, sobre todo, el manejo adecuado de las áreas designadas para protección o manejo sostenible.

### **16.2 Patrones comparativos de conversión y degradación forestal dentro de áreas protegidas y territorios Indígenas y tierras fuera**

A diferencia de las áreas protegidas (AP), cuyo objetivo principal es la conservación de la biodiversidad, el objetivo de establecer territorios Indígenas es salvaguardar los derechos de los pueblos Indígenas a sus tierras y medios de vida por razones sociales, culturales y de equidad (Maretti et al. 2014). Sin embargo, existe suficiente evidencia en la literatura científica para corroborar que los pueblos Indígenas de la Amazonía juegan



un papel medible y significativo en el mantenimiento de los bosques, reduciendo así las emisiones de carbono de los bosques y mitigando el cambio climático (Ricketts et al. 2010). Varios estudios han demostrado que los territorios indígenas en la Amazonía actúan como amortiguadores de las presiones externas asociadas con la expansión de la frontera agrícola, reduciendo la deforestación (Oliveira et al. 2007; Soares-Filho et al. 2010; Schwartzman et al. 2013; Stevens et al. 2014; Jusys 2018) y la ocurrencia de incendios (Nepstad et al. 2006) en comparación con las áreas fuera de sus límites. Entre 2000 y 2018, el 87% del área total deforestada se ubicó fuera de los territorios Indígenas (TI) y áreas protegidas (AP) y el 13% dentro de sus límites (MAPBIOMAS 2020), a pesar de que las áreas protegidas (AP) y los territorios Indígenas (TI) juntos cubren más de la mitad de los bosques de la región (Walker et al. 2020). Blackman y Veit (2018) combinaron el análisis de regresión y la correspondencia transversal para estimar la deforestación evitada y las emisiones de carbono atribuibles a la gestión Indígena. Los autores encontraron que las prácticas de uso de la tierra de los pueblos Indígenas redujeron la deforestación y las emisiones de carbono asociadas.

En el Atlas de RAISG (2020), el análisis de la deforestación de 2000 a 2018 indica que a partir de 2015 se presenta una clara tendencia al alza de la deforestación en la Amazonía, luego de alcanzar su punto más bajo en 2010. Si bien el 87% de la deforestación ocurrida en el período se dio fuera de áreas protegidas (AP) y territorios Indígenas (TI), el 8% y 5%, respectivamente, ocurrió en estas áreas, y los datos indican que 2017 y 2018 fueron los peores años. En cuanto al estado de reconocimiento de los territorios Indígenas, análisis previos de RAISG (2016) encontraron que la deforestación en territorios Indígenas sin reconocimiento legal aumentó más del 50% entre el período 2000-2005 y el período 2010-2015. Otras publicaciones han analizado la efectividad para reducir la deforestación entre aquellos territorios que están legalmente reconocidos y los que

no lo están y han concluido que el reconocimiento legal y pleno de sus derechos colectivos es una causa importante para la disminución de las tasas de deforestación dentro de los territorios Indígenas (TIs) (Blackman et al. 2017; Baragwanath y Bayi 2020).

Análisis que se centró en las ganancias y pérdidas de carbono en la Amazonía durante el período 2003-2016 (Walker et al. 2020), utilizando una actualización de los datos publicados originalmente por Baccini et al. (2017) y desagregando las pérdidas en aquellas atribuibles a la conversión de bosques (deforestación) y las debidas a la degradación antropogénica y las perturbaciones naturales, obtuvieron resultados similares. La tierra fuera de los territorios Indígenas (TI) y las áreas protegidas (AP) (es decir, “otras tierras”) representó aproximadamente el 70 % de las pérdidas totales de carbono y casi el 90% del cambio neto, en menos de la mitad de la superficie terrestre total. Por el contrario, los territorios Indígenas (TI) y las áreas naturales protegidas, que representaban más de la mitad de la superficie terrestre total, representaron solo el 10% del cambio neto y el 86% de las pérdidas en esas tierras se compensaron con ganancias a través del crecimiento forestal. Por lo tanto, hubo una diferencia de nueve veces en la pérdida neta de carbono fuera de los territorios Indígenas y las áreas naturales protegidas (-1160 MtC) en comparación con el interior (-130 MtC). Los autores sugieren que la continua regeneración de los bosques en los territorios Indígenas ha permitido que estas tierras compensen las emisiones de la degradación y la perturbación (Walker et al. 2020).

### **16.3 Estrategias Complementarias de Conservación**

#### **16.3.1 Conservación incluyendo a las personas**

##### *16.3.1.1 Tierras comunales en el Sistema Nacional de Unidades de Conservación de Brasil*

A las 12 categorías de áreas protegidas (AP) reconocidas por el SNUC de Brasil, y que corresponden a la clasificación de la UICN, se pueden agregar otras categorías específicas creadas a nivel estatal que no están incluidas en la Sección 1.1. El dominio y concesión de la tierra, la posibilidad e intensidad de uso de los recursos y el grado de conversión del medio ambiente son ejes rectores importantes del sistema y varían entre estas categorías adicionales. Entre ellos, merece especial mención la Reserva Extractiva (Resex), una innovación que surgió de la lucha del movimiento cauchero organizado asistido por socios para enfrentar la injusta concentración de tierras en Brasil.

En el contexto de oposición a la explotación del trabajo familiar en las plantaciones de caucho de Acre, la apropiación de tierras públicas y la tala de bosques nativos, en 1985, se realizó en Brasilia el I Encuentro Nacional de Caucheros, primera articulación de mayor visibilidad en el panorama nacional. Fue entonces cuando se creó el Consejo Nacional de Caucheros, del cual Chico Mendes asumió la presidencia en 1988, ampliando los círculos de alianza, abarcando al Partido Verde, organizaciones no gubernamentales brasileñas y extranjeras, y la Unión de Naciones Indígenas, dirigida por Ailton Krenak, con quien Chico Mendes lanzó la “Alianza de los Pueblos de la Selva” (Almeida 2004). Se destaca la audacia política e intelectual de los gremios y asociaciones que, a partir de la reconcentración sistemática de la tierra en zonas de reforma agraria, propusieron un modelo innovador que rechazaba los títulos de propiedad individual, afirmando el derecho colectivo a la tierra y los tradicionales derechos extractivistas de ocupación (Allegretti 2008), una innovación que demostró ser capaz de garantizar la gobernanza local de los recursos, implementando un modelo de gobernanza adaptativa de sistemas complejos y un arreglo institucional robusto (Dietz et al. 2003).

Al mismo tiempo, pero en un territorio diferente, el concepto de Reserva de Desarrollo Sustentable

(RDS por sus siglas en portugués) surgió de la movilización sobre las demandas ecológicas de las comunidades ribereñas para prohibir la pesca comercial en sus territorios, lo que intensificó la competencia desigual, lo que llevó al agotamiento de los recursos y afectando el modo de vida local (Lima y Peralta 2017). Su propia terminología refleja el contexto histórico de su creación: un contexto posterior a la Cumbre de Río-92, donde predominó un intento de combinar conservación y desarrollo. Ubicado en el estado de Amazonas, RDS Mamirauá fue el primero de su categoría en Brasil (Lima y Peralta 2017). Encuentros entre núcleos de movimientos sociales con diferentes trayectorias y medios de vida tejieron la posibilidad de articulación a nivel nacional, difundiendo la idea de estas reservas comunales por todo Brasil.

Actualmente, en Brasil, existen Reservas Extractivas en 19 estados y el RDS en ocho, especialmente en la Amazonía y a lo largo de la costa, contribuyendo a garantizar los derechos colectivos de poblaciones con diversas organizaciones y modos de vida, como caucheros, pescadores y pescadores artesanales, mariscadores, castañeros y babasú, entre otros. Actualmente, existen 77 Resex y 26 RDS en la Amazonía brasileña, que representan aproximadamente el 3% y el 2,3% de este territorio, respectivamente. Según el Ministerio del Ambiente (2015), hubo 199 propuestas para la creación de nuevas áreas protegidas (AP) federales, de las cuales 97 fueron Reservas Extractivas y 14 Reservas de Desarrollo Sustentable en todo el país y 72 fueron propuestas para la Amazonía (Datos solicitados por el Instituto Socio-ambiental al Ministerio de Medio Ambiente de Brasil a través del protocolo 026800008392015 56).

### 16.3.2 Políticas de conectividad ecológica y sociocultural en la región

#### 16.3.2.1 La conectividad como objeto de conservación

La conectividad ecológica se refiere al movi-

miento ininterrumpido de especies y el flujo de procesos naturales que sustentan la vida en la Tierra (Taylor et al. 1993), una condición sin la cual los ecosistemas no pueden funcionar adecuadamente. Por lo tanto, sin ella se pone en riesgo la biodiversidad y otros elementos esenciales para la vida.

Desde la década de 1970 se ha comprobado la forma en que áreas aisladas del bosque pierden su funcionalidad y cómo se deteriora su diversidad biológica, con graves consecuencias para los ecosistemas, su funcionamiento, su capacidad reguladora y por ende los servicios ambientales (Tollefson 2013). Además, la conectividad reduce la tasa de extinción, lo que permite el tránsito de especies, la dispersión de semillas, el flujo de genes y la colonización de sitios adecuados (Noss 1992). Junto a esto, facilita las migraciones estacionales y diarias entre una variedad de hábitats, contribuye a la preservación de la biodiversidad y los ecosistemas, la protección de los recursos hídricos, el equilibrio del clima y la recuperación del paisaje (Beier y Noss 1998), todos de las cuales son condiciones clave para permitir la adaptación en un contexto de cambio climático.

Aunque un porcentaje significativo de áreas protegidas (AP) no están conectadas, aquellas que sí lo están pueden estar conectadas por áreas protegidas (AP) cercanas o contiguas, o por áreas no protegidas. La pérdida de biodiversidad dentro de las áreas protegidas (AP) continúa siendo alta debido a la posible falta de conectividad con otras áreas protegidas, limitando o impidiendo la interacción con otras poblaciones y hábitats naturales (Saura et al. 2017).

Por lo tanto, se reconoce ampliamente que aumentar la conectividad en los sistemas de áreas protegidas es la tarea más urgente y desafiante para las estrategias y programas de conservación. Numerosos estudios que han analizado la representatividad y conectividad de los sistemas de áreas protegidas a nivel global han encontrado que aunque el 15% de la tierra está bajo alguna forma de protección correspondiente a las

categorías I a IV de la UICN, solo el 7.5-9.3% de la tierra tiene sistemas de áreas protegidas bien conectados (Castillo et al. 2020). Para abordar el desafío global de gestionar sistemas de áreas protegidas bien conectados, es importante reevaluar las diferentes categorías de áreas protegidas (AP) y el concepto mismo de sistemas nacionales de áreas protegidas, ya que el rango de gestión posible (Saura et al. 2017). Por ello, es necesario hablar de redes ecológicas para la conservación, entendidas como “un sistema de hábitats (áreas protegidas, otras medidas efectivas de conservación y otras áreas naturales intactas) conectados por corredores ecológicos, que se establece, restaura (si necesaria) y mantenida para conservar la diversidad biológica en sistemas que han sido fragmentados” (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza 2020).

Además de las tierras públicas y las áreas protegidas (AP), las medidas que involucran propiedades privadas también juegan un papel importante en la conectividad del paisaje, como es el caso de Brasil, no obstante los cambios fundamentales que han debilitado el Código Forestal de Brasil en 2012. En la Amazonía brasileña, el 80% de cada propiedad en áreas forestales y el 35% en áreas de sabana están protegidas por esta ley, a menos que el municipio ya tenga más del 50% de su área ocupada por unidades de conservación o tierras Indígenas (Código Forestal Brasileño, Ley N.º 12.651 /2012).

### *16.3.2.2 Reconocimiento del aporte de los territorios Indígenas a la conectividad*

La discusión sobre las metas basadas en áreas ha sido un elemento central en el marco para la formulación de las nuevas metas globales de biodiversidad, ya que se ha sugerido que muchos de los países pueden estar sobreestimando sus áreas bajo protección y manejo al reportar el porcentaje del territorio bajo alguna forma de protección, no necesariamente efectiva (Coad et al. 2019; Castillo et al. 2020). En este contexto, es importante valorar no solo las áreas bajo las categ-

### **Cuadro 16.2 Iniciativas de corredores de conectividad ecológica y sociocultural e iniciativas de coordinación de figuras de protección**

En la región amazónica se están implementando diversas iniciativas, políticas y programas que buscan garantizar la conectividad ecosistémica de los paisajes a diferentes escalas (nacional, regional, transfronteriza) a través de diferentes enfoques y sectores sociales de la sociedad, así como la articulación de diferentes figuras de protección y gestión para la conservación y el desarrollo sostenible (Mapa 2). Estas propuestas buscan promover la conservación de la conectividad ecológica y sociocultural de la Amazonía brindando soluciones y aportando aspectos innovadores a la gestión de la conservación en la Amazonía, para responder a los desafíos que plantea la fragmentación de los ecosistemas y la gestión ambiental descoordinada. Algunas de estas iniciativas se presentan a continuación.

#### *Mosaico da Amazônia Oriental (Brasil) - implementación de una gestión participativa e integrada para la coordinación de las unidades de conservación y desarrollo sostenible*

La creación del Mosaico de la Amazonía Oriental en Brasil tiene su origen en un proyecto presentado y aprobado por el Fondo Nacional del Medio Ambiente - FNMA (Edición N° 01/2005) en 2006, que forma parte de la Ley y decreto instituido por el SNUC en el cual los mosaicos de áreas protegidas son reconocidos como instrumentos de gestión integrada. El Mosaico de la Amazonía Oriental incluye 6 Unidades de Conservación y 3 Tierras Indígenas, para un total de 12.397.347 ha. En el contexto de este proyecto, diversas instituciones públicas del Estado de Amapá, organizaciones de la sociedad civil y representantes de las comunidades agroextractivistas e indígenas del oeste de Amapá y norte de Pará han participado en el esfuerzo de desarrollar una propuesta para integrar la gestión de las Unidades de Conservación y otras áreas protegidas (AP) de la región, a través de un consejo de gestión participativo e incluyente, con el fin de implementar una gestión integrada que contribuya a la conectividad social, cultural, política y ecológica entre las unidades de conservación. (Instituto de Pesquisa e Formação Indígena – Iepé 2017).

#### *Antecedentes para una regulación de la conectividad andino-amazónica. Corredor de conectividad Sangay-Podocarpus en Ecuador*

Desde 2014, los Gobiernos Autónomos Descentralizados (GAD) del Ecuador de Azuay, Loja, Zamora Chinchipe y Morona Santiago, en trabajo colaborativo con organizaciones no gubernamentales y poblaciones locales, han venido consolidando un corredor de conectividad como estrategia complementaria de conservación, para conectar el Parque Nacional Sangay, Patrimonio Natural de la Humanidad, y el Parque Nacional Podocarpus, área núcleo de la Reserva de la Biosfera Podocarpus. Como resultado de esta obra, el Corredor de Conectividad Sangay-Podocarpus (CCSP) fue declarado como el primer corredor en Ecuador en mayo de 2020 por el Ministerio del Ambiente a través de un acuerdo ministerial que también da las pautas para el establecimiento, diseño y gestión, de corredores de conectividad en el país. Esto permitió que Sangay-Podocarpus se convirtiera en el primero de su tipo bajo las normas ambientales existentes (Naturaleza y Cultura Ecuador 2020). El CCSP tiene una superficie de

**Cuadro 16.2 Iniciativas de corredores de conectividad ecológica y sociocultural e iniciativas de coordinación de figuras de protección (cont.)**

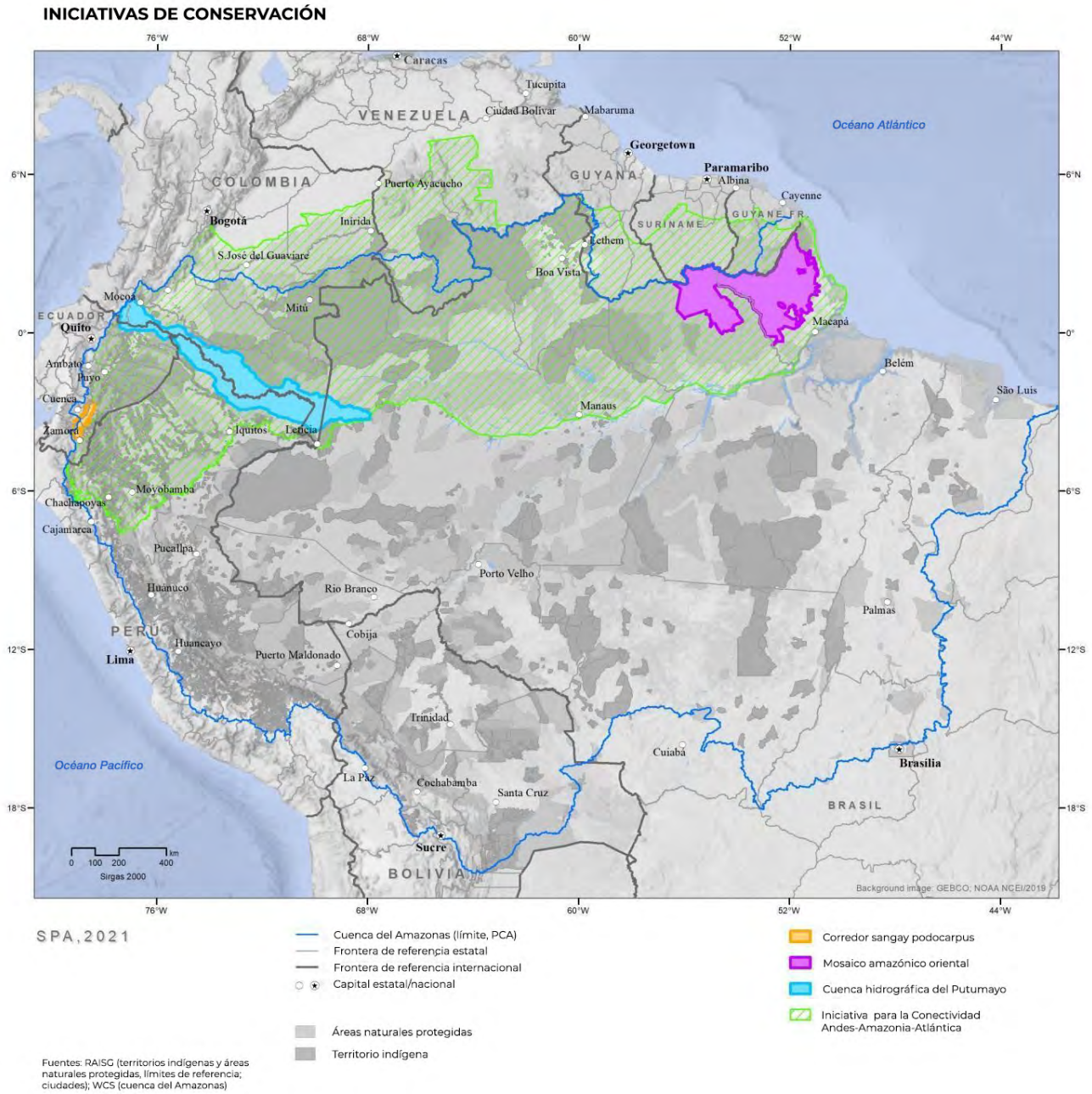
567.067 hectáreas y está ubicado en la vertiente oriental de la Cordillera de los Andes. El CCSP es un ejemplo de cómo los corredores de conectividad contribuyen a garantizar la migración de especies, el flujo genético entre poblaciones, la conservación de la biodiversidad y la resiliencia en ecosistemas degradados, permitiendo la adaptación de las especies al cambio climático. Adicionalmente, la CCSP ayuda a mantener la conectividad ecológica de la Amazonía con la región andina, que presenta altos grados de fragmentación, y sienta un precedente para la gestión de las normas de conectividad ecosistémica en los países de la región amazónica.

*Conectividad de aproximación a la cuenca. Iniciativa Transfronteriza Corredor Biológico y Cultural Putumayo*

Esta es una iniciativa para reunir a los diversos actores de los cuatro países que conforman la cuenca del Putumayo (Brasil, Colombia, Ecuador y Perú), integrar la gestión de áreas protegidas (AP) y territorios indígenas (TI), fortalecer vínculos culturales, y garantizar una respuesta coordinada a las amenazas a la cuenca, que alberga uno de los últimos grandes bosques intactos del mundo, con más del 75% de la cuenca dentro de territorios indígenas, áreas de conservación o áreas propuestas para la conservación. Actualmente, existe una propuesta para crear tres áreas de conservación en el Perú: Medio Putumayo-Algodón, Ere-Campuya-Algodón y Bajo Putumayo. El corredor tiene una superficie de 12 millones de ha, de las cuales el 39% son territorios indígenas (TI) y el 19% son áreas de conservación. La iniciativa trabaja en la creación de un consejo asesor con representantes de los gobiernos nacionales y locales, pueblos indígenas, comunidades locales y organizaciones de la sociedad civil de los cuatro países para garantizar la gestión integrada de la cuenca y proteger su integridad ecológica en el futuro (Museo de Campo de Historia Natural *et al.* 2020).

*Iniciativa de Conectividad Ecológica y Sociocultural Andes-Amazonas-Atlántico*

Las organizaciones de la sociedad civil en la Amazonía, las organizaciones indígenas regionales y los gobiernos han venido impulsando la conectividad de la Amazonía con las biorregiones de los Andes y la costa atlántica y estrategias para fortalecer la conectividad ecológica y sociocultural entre las figuras de protección. Eso incluye territorios indígenas y áreas para el desarrollo sostenible en la parte norte del río Amazonas, que cubre aproximadamente 200 millones de hectáreas en ocho países y está protegido legalmente en un 67%. A partir de la identificación de corredores estratégicos para la conectividad, esta iniciativa busca motivar a los tomadores de decisiones de los países amazónicos y otros actores a implementar, a través de sus marcos legales, las iniciativas e instrumentos existentes para la gestión de la conservación y el desarrollo basados en el uso sostenible del bosque, programas participativos para la recuperación de ecosistemas fragmentados, la coordinación de la gestión entre áreas protegidas y el fortalecimiento de la gobernanza de los territorios colectivos para asegurar la conectividad de la Amazonía con los Andes y el Atlántico. A partir de acciones encaminadas a garantizar la futura conectividad sociocultural y ecológica, la iniciativa busca ayudar a la Amazonía a seguir cumpliendo su rol como sistema regulador del clima global y como sistema de soporte para la vida en la tierra. (Fundación Gaia Amazonas 2020b)



**Figura 16.3** Iniciativas de conservación en la cuenca Amazónica

orías existentes de la UICN que permiten el uso sostenible de los recursos naturales, pero también otras medidas efectivas de conservación basadas en áreas, entendidas como territorios que brindan una conservación efectiva a través de diversos regímenes de gobernanza y gestión, aunque la conservación puede no ser su principal objetivo de gestión (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza 2019).

Las negociaciones del nuevo Marco post-2020 del Convenio sobre la Diversidad Biológica, así como el Informe Global IPBES publicado en 2019, constituyen marcos globales que privilegian la importancia de la conectividad así como el rol de los Pueblos Indígenas en la protección de la biodiversidad.

Hasta la fecha, las negociaciones (OEWG1 y OEWG2) del Marco del CDB posterior a 2020 han planteado elementos clave para el pleno reconocimiento de la contribución de los territorios indígenas a la protección de la biodiversidad. Prueba de ello se recoge en los Objetivos 1 y 2, que abordan metas territoriales, reiterando la importancia de hablar de a) un sistema de áreas protegidas (AP) en lugar de áreas protegidas (AP) como unidades aisladas para promover una visión de ecosistema conectividad, b) incluir la diversidad cultural y la diversidad biológica, c) incluir otras medidas efectivas basadas en el área, d) fortalecer la importancia de la gestión efectiva (Zero Draft CBD, 2020). Estos elementos reflejan el interés en considerar tanto aspectos cuantitativos como cualitativos para determinar cómo constituir sistemas de áreas protegidas (AP) ecológicamente representativos y bien conectados.

### 16.3.2.3 Conectividad en la Amazonía

El interés generalizado en elevar el compromiso de los países con respecto a la protección de la biodiversidad a través de estrategias basadas en áreas (anteriormente Meta 11 de Aichi) al 30% en las áreas marinas y terrestres de la Tierra para 2030 presenta una oportunidad para posicionar

la contribución de los territorios Indígenas a la protección de la biodiversidad y consolidar una visión de salvaguarda de la conectividad macro-regional en la Amazonía. La articulación entre áreas protegidas (AP) y territorios Indígenas (TI) constituye una estrategia en el marco de la cual se pueden promover los paisajes de uso sostenible, los corredores de conservación, las áreas de conservación de base comunitaria y el reconocimiento de otras medidas efectivas de conservación. establecido.

La Amazonía cuenta con los elementos necesarios para consolidar la conectividad a través de la articulación de una diversidad de categorías de manejo relacionadas con la conservación y el uso sostenible como áreas protegidas (AP), territorios Indígenas (TI) y reservas forestales, reservas extractivistas y estrategias complementarias como la conectividad, pasillos, entre otros. De hecho, si se incluyen los territorios Indígenas, el 50% de la cuenca se encuentra bajo algún tipo de marco reconocido o de protección legal (RAISG 2020 y este Capítulo), reconociendo que la Amazonía se encuentra entre los biomas del mundo que tienen un alto índice de conectividad (Saura et al. 2017). La suma de los esfuerzos que cada país amazónico ha realizado de manera independiente y a partir de la adopción y ratificación de una serie de acuerdos binacionales e internacionales constituye la base para mantener la conectividad y garantizar las funciones de los ecosistemas amazónicos, claves para la regulación de los clima y protección de la biodiversidad. Sin embargo, la continua transformación de los paisajes naturales en áreas clave como el piedemonte andino-amazónico no solo afecta los índices de conectividad actuales, sino que también compromete el futuro del sistema de áreas protegidas (AP) como red (Castillo et al. 2020).

Los marcos internacionales (Marco del CDB posterior a 2020) han enfatizado la importancia de construir planes de conservación integrales para grandes ecorregiones o conjuntos de ecorregiones adyacentes, que son cruciales para formular

objetivos globales (Woodley et al. 2019). Por ello, hoy más que nunca es relevante el trabajo continuo que se viene realizando en la región por parte de las organizaciones de la sociedad civil y los gobiernos. Este trabajo ha resultado en la formulación, diseño e implementación de una serie de proyectos e iniciativas de conservación, políticas y modelos para asegurar la integridad de esta región.

Debido a la estrecha relación entre el antiguo sistema de manejo de tierras de los Pueblos Indígenas y el estado comparativamente bueno de los bosques en los Territorios Indígenas (TI), actores clave de la región han planteado la necesidad de ampliar la perspectiva de la conectividad acorde a este contexto, hacia la conectividad ecológica y sociocultural (Cuadro 16.2). Este concepto es definido por las conexiones que mantienen los flujos ecológicos y la representación de la red de hábitat local necesaria para mantener la permeabilidad del paisaje, la biodiversidad, el ciclo del agua, el equilibrio climático y la resiliencia del sistema en su conjunto.

### 16.4 Conclusiones

Los ocho países de la Cuenca han recorrido un largo y fructífero camino en el reconocimiento de la importancia de proteger la diversidad biológica y los procesos y servicios ecológicos asociados de sus regiones amazónicas. Luego de más de 60 años de políticas de conservación, el 25% del área amazónica se encuentra bajo alguna categoría de protección, con porcentajes que van del 21% al 51% según el país. Muchos de ellos están clasificados como países megadiversos a nivel mundial por su territorio amazónico. Aún con algunas diferencias, las sociedades y los gobiernos han avanzado en el desarrollo de políticas para la declaración, administración, manejo, planificación y financiamiento de sistemas de áreas naturales protegidas.

Al analizar los contextos históricos recientes que han generado los periodos más prolíficos en la

declaración de unidades de conservación, vemos que muchos de ellos están vinculados, como quizás sea natural en la historia, a la influencia de corrientes políticas internacionales y al accionar de actores y grupos convencidos, en este caso, de la necesidad de proteger la biodiversidad, sus procesos inherentes y los servicios que genera para la humanidad. Esto ha ejercido presión para que los gobiernos de la región promulguen leyes y marcos regulatorios favorables a la conservación y el desarrollo sostenible. No debemos olvidar que esta región fue simultáneamente la última frontera en el proceso de ocupación de los territorios nacionales y que en la concepción de la cultura dominante se la consideraba un espacio vacío a ser ocupado para la extracción de recursos renovables y no renovables y la expansión de las actividades productivas y los espacios de colonización.

Sin embargo, la Amazonía no es sólo bosques y una biodiversidad exuberante, sino que está ocupada, y lo ha estado durante siglos, por una miríada de pueblos que han vivido allí y se han sustentado de la zona de manera prácticamente simbiótica, desarrollando formas de usar el espacio y los recursos mediante aprovechando efectivamente toda esa diversidad. Esta es la otra realidad que los países amazónicos y sus sociedades dominantes y mestizas han tenido que enfrentar y resolver con respecto a este territorio. Es en este contexto que también evoluciona el marco legal para el reconocimiento de los derechos de los pueblos Indígenas, incluyendo el derecho a sus territorios. Este proceso ha sido más difícil y accidentado, pero también ha habido avances, aunque el 27% del territorio amazónico reconocido formalmente a los pueblos Indígenas está lejos de la extensión de ocupación ancestral que reclaman. Además de la lucha local organizada de estos pueblos que ha hecho posible los logros en materia de derechos de posesión de sus tierras comunales, existen avances en los marcos jurídicos internacionales en materia de derechos Indígenas, que facilitan espacios formales de reivindicación y presión frente a las injusticias



cometidas o para ganar participación en decisiones que afecten directamente sus derechos. Las primeras son numerosas, ya que el reconocimiento de sus derechos sobre la tierra no es completo ni incluye la propiedad de los recursos del subsuelo, y esta ha sido una de las principales causas de los conflictos. Además, el uso de los recursos por parte de otros ha dejado en general lo peor: la contaminación, la transculturación y muy poca de la riqueza generada para la nación, incluso en forma de salud, saneamiento, educación y desarrollo de capacidades para funcionar en una realidad siempre cambiante. A pesar de todo esto, la información reciente que se puede derivar gracias al mantenimiento de mejores registros del área y de lo que sucede en las áreas protegidas (AP) y territorios Indígenas (TI) muestra claramente que los territorios Indígenas (TI) han funcionado, así como áreas protegidas (AP) para frenar el avance de la deforestación en la Amazonía. Ante las amenazas inminentes del cambio climático, la protección que brindan los Pueblos Indígenas a los bosques en sus territorios es un servicio invaluable a la humanidad y actualmente no es reconocido como debe ser.

En un mundo cada vez más conectado en todos los sentidos, donde además de la producción de comoditas y materias primas, las crecientes actividades ilegales también juegan un papel disruptivo en la Amazonía, no basta con reconocer los territorios Indígenas o la extensión de las tierras protegidas declaradas. Los cambios pueden ser arriesgados y precipitados; por lo tanto, son necesarias nuevas formas de gestión y aplicación de la ley basadas en el conocimiento, transparentes, participativas, proactivas y creativas. Esto conducirá a la salvaguardia de servicios clave a escala nacional y mundial, como la seguridad hídrica y alimentaria y la resiliencia climática, al tiempo que garantiza la protección de la biodiversidad y mejora los beneficios para las comunidades Indígenas.

### 16.5 Recomendaciones

La Amazonía es uno de los biomas con la mayor proporción de áreas protegidas en forma de áreas protegidas (AP) de diferentes categorías, otras medidas efectivas de conservación basadas en áreas y áreas naturales intactas no designadas. Sin embargo, la evaluación de la efectividad de las medidas de conservación indica que lo que más falta en la Amazonía es la implementación de una visión de conservación integral en la que se vean las áreas protegidas (AP), junto con otras medidas efectivas de conservación basadas en áreas (OECM), como redes ecológicas para la conservación y planificadas con metas bien definidas para la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, cogestionadas con las comunidades locales e involucrando a actores privados y otras formas de gobierno subnacionales y locales. La implementación de esta visión requiere una mayor financiación.

Se necesitan acciones más concretas para proteger los TI, como el pleno reconocimiento de los territorios y el fortalecimiento de la gobernanza territorial como una de las estrategias más importantes para mantener los bosques y mitigar los impactos del COVID-19 en los territorios Indígenas de la Amazonía. Una financiación más equilibrada y directa, así como el desarrollo de capacidades, para las organizaciones y comunidades de pueblos Indígenas es esencial para proporcionar los recursos necesarios y, por lo tanto, continuar conservando estos importantes bosques.

### 16.6 Referencias

- ACIMA - Asociación de Capitanes Indígenas del Mirití Amazonas. 2018. Sistema de Ordenamiento Ambiental. Amazonas, Colombia.
- Allegretti M. 2008. A construção social de políticas públicas. Chico Mendes e o movimento dos seringueiros. *Desenvolv e Meio Ambient* 18.
- Almeida MWB de. 2004. Direitos à floresta e ambientalismo: seringueiros e suas lutas. *Rev Bras Ciências Sociais* 19: 33-52.
- Andrade MB, Ferrante L, y Fearnside PM. 2021. La carretera BR-319 de Brasil demuestra una falta crucial de gobernanza ambiental en la Amazonía. *Conservación del Medio Ambiente*: 1-4.

- Araújo SMVG de. 2020. Política Ambiental en el Gobierno de Bolsonaro: La Respuesta de los Ambientalistas en la Arena Legislativa. *Brazilian Polit Sci Rev* 14.
- Araújo E, Martins H, Barreto P, et al. 2012. Redução de áreas protegidas para a produção de energia. *Imazon-Instituto do Homem e Meio Ambient da Amaz Belém*: 14.
- Baccini A, Walker W, Carvalho L, et al. 2017. Los bosques tropicales son una fuente neta de carbono basada en mediciones sobre el suelo de ganancias y pérdidas. *Science* 358: 230-4.
- Baragwanath K y Bayi E. 2020. Los derechos de propiedad colectiva reducen la deforestación en la Amazonía brasileña. *Proc Natl Acad Sci* 117: 20495-502.
- Bass MS, Finer M, Jenkins CN, et al. 2010. Importancia global para la conservación del Parque Nacional Yasuní de Ecuador. *PLoS One* 5: e8767.
- Beier P y Noss RF. 1998. ¿Los corredores de hábitat proporcionan conectividad? *Conserv Biol* 12: 1241-52.
- Bernard E, Penna LAO y Araújo E. 2014. Degradación, reducción, anulación y reclasificación de áreas protegidas en Brasil. *Conserv Biol* 28: 939-50.
- Blackman A, Corral L, Lima ES y Asner GP. 2017. La titulación de comunidades indígenas protege los bosques en la Amazonía peruana. *Proc Natl Acad Sci* 114: 4123-8.
- Blackman A y Veit P. 2018. Las Comunidades Indígenas Amazónicas Tituladas Reducen Emisiones de Carbono Forestal. *Ecol Econ* 153: 56-67.
- Buitrago FL. 2002. La seguridad nacional a la deriva del frente nacional a la posguerra fría. Alfaomega grupo editor.
- Castillo LS, Correa Ayram CA, Matallana Tobón CL, et al. 2020. Conectividad de las Áreas Protegidas: Efecto de la Presión Humana y Contribuciones Subnacionales en las Ecorregiones de los Países Andinos Tropicales. *Lande R.* 9. 239.
- CDB. 2020. Borrador cero del marco de biodiversidad posterior a 2020. Roma:
- Coad L, Watson JE, Geldmann J, et al. 2019. La escasez generalizada de recursos para áreas protegidas socava los esfuerzos para conservar la biodiversidad. *Front Ecol Environ* 17: 259-64.
- Comissão Pastoral da Terra. 2020. Conflitos no Campo Brasil 2019. <https://isa.to/2F7OwiW>
- Dietz T. 2003. La lucha por gobernar los comunes. *Science* 302: 1907-12.
- Dietz T, Ostrom E, y Stern PC. 2003. Suplemento en línea de T. Dietz, E. Ostrom y PC Stern. *Science* 302: 1-15.
- Dowie M. 2009. Refugiados de la conservación: el conflicto de cien años entre la conservación global y los pueblos nativos. Cambridge: MIT press.
- Dudley N. 2008. Lineamientos para la aplicación de categorías de manejo de áreas protegidas. Iucn.
- Escobar H. 2018. Científicos y ambientalistas se preparan para el giro a la derecha de Brasil. *Science* 362: 273-4.
- Ferrante L y Fearnside PM. 2019. El nuevo presidente de Brasil y los 'ruralistas' amenazan el medio ambiente de la Amazonía, los pueblos tradicionales y el clima global. *Environ Conserv* 46: 261-3.
- Ferreira J, Aragão L, Barlow J, et al. 2014. El liderazgo ambiental de Brasil en riesgo. *Science* 346: 706-7.
- Museo Field de Historia Natural et al. 2020. Corredor de Conservación Biológico y Cultural del Putumayo. Disponible en línea en: <https://www.corredorputumayo.com>
- Fuller RA, McDonald-Madden E, Wilson KA, et al. 2010. Reemplazar áreas protegidas de bajo rendimiento logra mejores resultados de conservación. *Nature* 466: 365-7.
- Fundación Gaia Amazonas. 2020a. Conectividad Andes Amazonas Atlántico.
- Fundación Gaia Amazonas. 2020b. Sistematización de experiencias de investigación endógena llevada a cabo entre los años 2002-2018, en los Territorios Indígenas del Pirá Paraná y el Tiquié, Vaupés, Colombia.
- Geldmann, J., Coad, L., Barnes, M. D., Craigie, I. D., Woodley, S., Balmford, A., ... & Burgess, N. D. (2018). Un análisis global de la capacidad de gestión y los resultados ecológicos en las áreas terrestres protegidas. *Cartas de Conservación*, 11(3), e12434.
- Global Witness. 2019. Defensores de la tierra: Asesinatos globales de defensores de la tierra y el medio ambiente en 2016. Londres, GB: Global Witness.
- Hockings M, Leverington F, y Cook C. 2015. Efectividad en el manejo de áreas protegidas. En: Worboys G, Lockwood M, Kothari A, et al. (Eds). *Gobernanza y Gestión de Áreas Protegidas*. UNU Press, Canberra.
- Hockings M, Stolton S y Leverington F. 2006. Evaluación de la eficacia : un marco para evaluar la eficacia de la gestión de las áreas protegidas, 2ª edición.
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2021. Prodes - Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite. <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>
- Instituto de Pesquisa e Formação Indígena – Iepé. 2017. Mosaico de áreas protegidas do oeste do Amapá e norte do Pará.
- Union Internacional para la Conservación de la Naturaleza. 2019. Comisión Mundial de Áreas Protegidas (WCPA) y Assurance Services International (ASI). En: *Lista Verde de Áreas Protegidas y Conservadas de IUNC: Manual de usuario v1.2*. Gland: UICN.
- Union Internacional para la Conservación de la Naturaleza. 2020. Un estándar de éxito para las áreas protegidas y conservadas en la Amazonía Visto
- UICN, WCPA y ASI. 2019. *Lista Verde de Áreas Protegidas y Conservadas de la UICN: Manual de usuario*.
- Jusys T. 2018. Patrones cambiantes en la evitación de la deforestación por diferentes tipos de protección en la Amazonía brasileña. *PLoS One* 13: e0195900.
- Kareiva P. 2010. Trade-in a trade-up. *Nature* 466: 322-3.
- Lima DDM y Peralta N. 2017. Desarrollando la sostenibilidad en la Amazonía brasileña: veinte años de historia en las reservas de Mamirauá y Amanã. *J Lat Am Stud* 49: 799-827.
- López-Acevedo V, Aragón-Osejo J, and Ulloa J. 2015. Cartografía histórica de las Áreas Naturales Protegidas y los Territorios Indígenas de la Amazonía Ecuatoriana.
- MAPBIOMAS. 2020. Mapbiomas Amazonia <https://amazonia.mapbiomas.org/en>. Visto 28 Abr. 2021.
- Maretti CC, Riveros SJC, Hofstede R, et al. 2014. Estado de la Amazonía: representación ecológica en áreas protegidas y los territorios Indígenas.

- Mascia MB, Pailler S, Krithivasan R, et al. 2014. Degradación, reducción y eliminación de áreas protegidas (PADDD) en África, Asia y América Latina y el Caribe, 1900--2010. *Biol Conserv* 169: 355-61.
- Maxwell SL, Cazalis V, Dudley N, et al. 2020. La conservación basada en áreas en el siglo XXI. *Nature* 586: 217-27.
- Navarrete S. 2018. Protocolo y guía metodológica para medición de efectividad del manejo del bioma amazónico. Bogotá, Colombia.
- Nepstad D, Schwartzman S, Bamberger B, et al. 2006. Inhibición de la deforestación Amazónica e incendios por parques y tierras Indígenas. *Conserv Biol* 20: 65-73.
- Noss R. 1992. El Proyecto Tierras Silvestres: Estrategia de conservación de la tierra. Política Ambiental y Biodiversidad.
- Oliveira AU de (Ed). 2021. A grilagem de terras na formação territorial brasileira. Universidade de São Paulo. Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas.
- Oliveira PJC, Asner GP, Knapp DE, et al. 2007. La asignación del uso de la tierra protege la Amazonía peruana. *Science* 317: 1233-6.
- Opas M, Torres LF, Milanez F, et al. 2018. Resistencia sudamericana más allá de la frontera : Conceptos y Políticas para la Protección de los Pueblos Indígenas de la resistencia de la Amazonía más allá de la frontera”. *Conceptos y Políticas para la Protección de los Pueblos Indígenas Aislados de la Amazonía*. 16: 1-4.
- Pack SM, Ferreira MN, Krithivasan R, et al. 2016. Degradación, reducción y eliminación de áreas protegidas (PADDD) en la Amazonía. *Biol Conserv* 197: 32-9.
- Paulino E.T. 2014. Las repercusiones agrícolas, ambientales y sociopolíticas del sistema de gobernanza de la tierra de Brasil. *Política de uso del suelo* 36: 134-44.
- Pitman N, Vriesendorp CF, Alvira Reyes D, et al. 2021. La ciencia aplicada facilita la expansión a gran escala de áreas protegidas en un hotspot amazónico. *Science Advances* (7) 31.
- Prüssmann J, Suárez C, y Chaves M. 2017. Atlas de oportunidades de conservación en el bioma amazónico bajo consideraciones de cambio climático.
- RAISG, 2015. Deforestación en la Amazonía. 1970-2013. RAISG Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada.
- RAISG, 2016. Cartografía Histórica de Áreas Naturales Protegidas y Territorios Indígenas en la Amazonia. Sao Paulo. Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada.
- RAISG, 2020. La Amazonía bajo presión. Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada.
- Rajão R, Soares-Filho B, Nunes F, et al. 2020. Las manzanas podridas del agronegocio brasileño. *Science* 369: 246-8.
- REDPARQUES. 2016. Informe regional implementación del programa de trabajo sobre áreas protegidas 2011 - 2015: Región bioma amazónico. : 115.
- REDPARQUES. 2018. Avances en la implementación del Programa de Trabajo sobre Áreas Protegidas 2016-2017: Región Bioma Amazónico. Región Bioma Amazónico. Proyecto IAPA – Visión Amazónica. REDPARQUES, WWF, FAO, UICN, ONU Medio Ambiente. : 1-36.
- REDPARQUES. 2019. Evaluación de efectividad del manejo a escala de bioma amazónico: resumen del proceso de construcción, avances y recomendaciones Unión Europea, WWF, FAO, UICN, ONU Medio Ambiente.
- Ricardo F y Gongora M. 2019. Cercamientos y resistencia, pueblos Indígenas aislados en la Amazonía brasileña.
- Ricketts TH, Soares-Filho B, Fonseca GAB da, et al. 2010. Tierras Indígenas, áreas protegidas y desaceleración del cambio climático. *PLoS Biol* 8: e1000331.
- Saura S, Bastin L, Battistella L, et al. 2017. Áreas protegidas en las ecorregiones del mundo: ¿Qué tan bien conectados están? *Ecol Indic* 76: 144-58.
- Schwartzman S, Boas AV, Ono KY, et al. 2013. La historia natural y social del corredor de tierras Indígenas y áreas protegidas de la cuenca del río Xingú. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 368: 20120164.
- Soares-Filho B, Moutinho P, Nepstad D, et al. 2010. Papel de las áreas protegidas de la Amazonía brasileña en la mitigación del cambio climático. *Proc Natl Acad Sci* 107: 10821-6.
- Stevens C, Winterbottom R, Springer J y Reytar K. 2014. Asegurando los Derechos, Combatiendo el Cambio Climático.
- Taylor PD, Fahrig L, Henein K y Merriam G. 1993. La conectividad es un elemento vital de la estructura del paisaje. *Oikos*: 571-3.
- Tollefson J. 2013. Forest ecology: Splinters of the Amazon. *Nat News* 496: 286.
- Torres M, Doblas J y Alarcón D. 2017. “Dono é quem desmata”: conexões entre grilagem e desmatamento no sudoeste paraense. São Paulo: Instituto Agrônomo da Amazônia.
- Torres LF, Opas M, y Shepard Jr. GH. 2021. Políticas públicas e Indígenas en aislamiento en Perú y Brasil. *Rev Antropol*: 61-83.
- UICN. 2020. Un estándar de éxito para áreas protegidas y conservadas en la Amazonía | UICN <https://www.iucn.org/es/news/americadel-sur/202005/un-estandar-de-exito-para-areas-protegidas-y-conservadas-en-la-amazonia>. Visto 14 Abr. 2021.
- Urzedo D y Chatterjee P. 2021. La reproducción colonial de la deforestación en la Amazonía brasileña: Violencia contra los pueblos Indígenas por el desarrollo territorial. *J Genocide Res* 23: 302-24.
- Vale MM, Berenguer E, Argollo de Menezes M, et al. 2021. La pandemia del COVID-19 como oportunidad para debilitar la protección ambiental en Brasil. *Biol Conserv* 255: 108994.
- Vaz A. 2019. South America Povos Indígenas em isolamento e contato inicial na Amazonia : as armadilhas do desenvolvimento Povos Indígenas em isolamento e contato inicial na Amazonia :as armadilhas do desenvolvimento. *Tipití J Soc Anthropol Lowl South Am* 16: 125-45.
- Walker WS, Gorelik SR, Baccini A, et al. 2020. El papel de la conversión, degradación y perturbación de los bosques en la dinámica del carbono de los territorios Indígenas amazónicos y las áreas protegidas. *Proc Natl Acad Sci* 117: 3015-25.
- Woodley S, Locke H, Laffoley D, et al. 2019. Una revisión de la evidencia de los objetivos de conservación basados en áreas para el marco global de biodiversidad posterior a 2020. *Parks* 25: 31-46.

## **Capítulo 17**

### **Globalización, extractivismo y exclusión social: Amenazas y Oportunidades para la Gobernanza de la Amazonía en Brasil**



Desmatamento em áreas protegidas, Beruri, Amazonas, 2010 (Foto: Alberto César Araújo/Amazônia Real)

## ÍNDICE

<b>RESUMEN GRÁFICO .....</b>	<b>17.2</b>
<b>MENSAJES CLAVE.....</b>	<b>17.3</b>
<b>RESUMEN.....</b>	<b>17.3</b>
<b>17.1 INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>17.4</b>
17.1.1 LA ECONOMÍA POLÍTICA DE LA AMAZONÍA: UNA VISIÓN GENERAL .....	17.5
<b>17.2 EFECTOS DE LOS CAMBIOS ECONÓMICOS GLOBALES Y DOMÉSTICOS EN LA AMAZONÍA (1970–2020).....</b>	<b>17.8</b>
<b>17.3 AUGE Y CAÍDA DE LAS POLÍTICAS DE CONSERVACIÓN: EL COMBATE A LA DEFORESTACIÓN EN LA AMAZONÍA BRASILEÑA EN LA DÉCADA DE 2000 .....</b>	<b>17.18</b>
17.3.1 INTEGRACIÓN DE POLÍTICAS PÚBLICAS PARA COMBATIR LA DEFORESTACIÓN .....	17.18
17.3.2 PPCDAM.....	17.20
17.3.3 IMPACTOS DE LAS POLÍTICAS EN LA DINÁMICA DE LA DEFORESTACIÓN .....	17.22
<b>17.4 LA CAÍDA DE LAS POLÍTICAS DE CONSERVACIÓN DE BOSQUES DE BRASIL.....</b>	<b>17.23</b>
17.4.1 DEBILITAMIENTO DE LA APLICACIÓN DE LA LEY AMBIENTAL EN BRASIL .....	17.23
17.4.2 DISCURSO PRO-DEFORESTACIÓN DE LÍDERES POLÍTICOS Y EMPRESARIALES .....	17.25
17.4.3. OPORTUNIDADES QUE SE HAN PERDIDO POR LA DEFORESTACIÓN .....	17.26
<b>17.5. CONCLUSIONES .....</b>	<b>17.26</b>
<b>17.6 RECOMENDACIONES.....</b>	<b>17.28</b>
<b>17.7 REFERENCIAS .....</b>	<b>17.29</b>

Resumen Gráfico

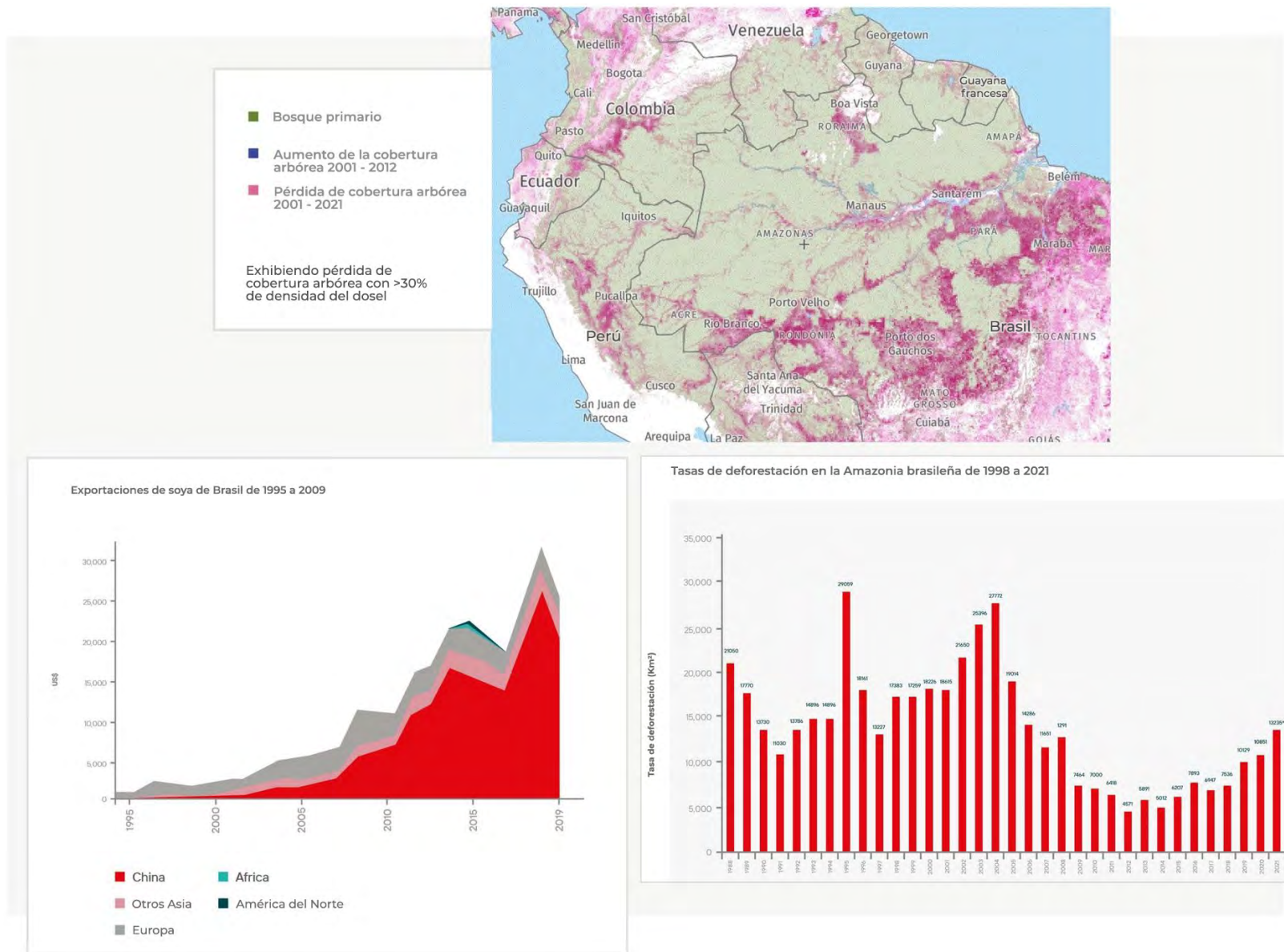


Figure 17A Resumen Gráfico

# Globalización, extractivismo y exclusión social: Amenazas y Oportunidades para la Gobernanza de la Amazonía en Brasil

*Carlos Larrea<sup>a</sup>, María R. Murmis<sup>b</sup>, Tasso Azevedo<sup>c</sup>, Felipe Nunes<sup>d</sup>, Raoni Rajão<sup>e</sup>, João Paulo Ribeiro Capobianco<sup>f</sup>, César Rodríguez Garavito<sup>g</sup>, Britaldo Soares-Filho<sup>e</sup>, Richard van der Hoff<sup>e</sup>*

## Mensajes clave

- La globalización y los cambios generalizados en el consumo han alterado drásticamente el tipo y la escala de la intervención humana en la Amazonía, generando impactos sociales y ambientales de una magnitud y gravedad sin precedentes. Junto con los países del Norte Global, China es un actor cada vez más dominante en este proceso.
- Brasil fue un fuerte ejemplo de cómo el control de la deforestación, implementado a través de una política estatal estratégica que involucra el compromiso y la participación coordinada de múltiples áreas gubernamentales, puede contribuir a reducir significativamente la deforestación.
- Las políticas de reducción de la deforestación y conservación de los bosques son vulnerables a los gobiernos cambiantes y las prioridades políticas.
- Las iniciativas para revertir la deforestación deben involucrar la participación de todos los actores interesados (diferentes niveles de gobierno, múltiples sectores de la economía, actores de la sociedad civil, pueblos indígenas y comunidades locales (IPLC), organizaciones internacionales, etc.), incluyendo las perspectivas transversales de género y juventud.

## Resumen

A partir de la década de 1970, la Amazonía experimentó la transformación social y ambiental más profunda de su historia. En el contexto de la cambiante hegemonía política mundial y la profunda integración regional en la economía mundial, la mayoría de los países que conforman la región amazónica se han convertido en proveedores de productos básicos y energía para los mercados nacionales e internacionales, mientras se ven afectados por efectos sociales y ambientales adversos en el proceso de desarrollo regional desigual.

Las grandes inversiones de corporaciones internacionales, a menudo en asociación con socios locales, han llevado a una expansión espectacular de la ganadería, el cultivo de soya, la minería a gran escala, los megaproyectos de infraestructura, la extracción de petróleo y gas, la extracción ilegal de oro y el tráfico de drogas. Estas actividades están asociadas con la deforestación, la degradación ambiental y la pérdida de biodiversidad, remodelando la región. Las condiciones de vida de los pueblos locales apenas han mejorado, mientras que el conflicto social y la violencia se han generalizado, afectando particularmente a los pueblos indígenas.

---

<sup>a</sup> Andean University Simon Bolivar, Toledo N2280, Quito, Ecuador, clarrea\_2000@yahoo.com

<sup>b</sup> Andean University Simon Bolivar, Toledo N2280, Quito, Ecuador

<sup>c</sup> Mapbiomas, Brasília, Brazil

<sup>d</sup> Centro da Inteligência Territorial (CIT), Rua Araguari, 358, Legal Space, Bairro Barro Preto, Belo Horizonte, Brazil

<sup>e</sup> Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Av. Pres. Antônio Carlos, 6627 - Pampulha, Belo Horizonte, Brazil

<sup>f</sup> Instituto Democracia e Sustentabilidade (IDS), Travessa Dona Paula, 01, Higienópolis, São Paulo, Brazil

<sup>g</sup> Center for Human Rights and Global Justice, 40 Washington Square S, New York NY 10012, USA

En un nuevo orden internacional multipolar, China ha liderado la globalización, convirtiéndose en el importador de productos básicos más importante, un gran proveedor de crédito y un socio de inversiones en petróleo, minería e infraestructura en la mayoría de los países. Una rápida expansión de las actividades agrícolas y extractivas, principalmente para la exportación, pero también para los mercados internos, impulsada por la urbanización y el aumento de los ingresos, ha provocado una grave deforestación y degradación ambiental. El modelo de desarrollo extractivo ha prevalecido en general, a pesar de la globalización de los esfuerzos de conservación.

La experiencia brasileña entre 2005 y 2012 fue la única excepción al modelo desarrollista desenfrenado, durante el cual se logró reducir la degradación ambiental y se logró una disminución de la deforestación del 84%. Esta experiencia revela las condiciones requeridas para hacer posibles tales resultados: un conjunto de políticas integradas, multisectoriales y consistentes con un monitoreo eficiente, aplicación efectiva de la ley, incentivos para la conservación, expansión de áreas protegidas (AP) y territorios indígenas (TI), y un apoyo fuerte internacional. Este esfuerzo presenta una imagen diferente a la asociada con el modelo extractivo de corto plazo y tiene el potencial de ser replicado a nivel pan-amazónico o nacional. A pesar de los recientes reveses, el caso brasileño constituye una lección de lo que es posible y un peldaño de mejora para que dichas políticas perduren en el tiempo, trascendiendo cambios de preferencias políticas y gobiernos.

El modelo extractivista predominante de desarrollo desigual orientado a los productos básicos plantea un grave riesgo para la integridad de la selva tropical y la sostenibilidad local, regional y global. Los caminos sostenibles en la Amazonía requieren un cambio hacia nuevas prácticas que ya no estén asociadas con el pensamiento económico convencional. Una Amazonía sostenible implica sustituir el sistema actual por una estrategia de desarrollo nueva y equitativa que mantenga la provisión de beneficios ambientales de una selva tropical en pie y ríos caudalosos, respetando la integridad de las culturas indígenas, promoviendo la participación de las poblaciones locales en la toma de decisiones, considerando los temas de género y mejorando las condiciones de vida de los pueblos amazónicos en general.

*Palabras clave: Políticas de conservación, deforestación, modelo de desarrollo extractivo, aplicación de la ley*

### **17.1 Introducción**

A primera vista, los incendios que asolaron la Amazonía a mediados de 2019 y mediados de 2020 (NASA Earth Observatory 2021) pueden haber parecido eventos aleatorios. Para un espectador preocupado que mira impotente las imágenes transmitidas en vivo en las redes sociales de todo el mundo, los incendios pueden parecer el desastre "natural" por excelencia: un evento en cascada incontrolable provocado y alimentado por las fuerzas de la naturaleza que se repiten cada temporada.

Sin embargo, vistos desde la perspectiva de las ciencias naturales y sociales, los incendios y otros eventos extremos que afectan a la Amazonía son cualquier cosa menos aleatorios. Como lo mues-

tran los capítulos 19 a 21, las ciencias naturales ofrecen evidencia sólida sobre el papel del deterioro ambiental (derivado de factores económicos como la minería, la extracción de petróleo, el cultivo de soya, la ganadería y los grandes proyectos de energía e infraestructura) en los patrones que comprometen la estabilidad y la supervivencia de la Amazonía, incluyendo la interrupción del ciclo del agua, el aumento de las temperaturas y los eventos hidrometeorológicos extremos, y la pérdida de biodiversidad (ver también los Capítulos 22–24; 27–29).

Este capítulo y el siguiente examinan estos y otros impulsores y procesos desde el punto de vista de las ciencias sociales. Una gran cantidad de estudios en economía política, sociología, economía,



antropología y otros campos han documentado los determinantes sociales y los impactos del deterioro ambiental en la Amazonía. Es importante destacar que han demostrado que esas fuerzas socioeconómicas operan no solo a nivel local y nacional, sino también a escala transnacional.

Este capítulo examina los impulsores de la deforestación en la región y explora las condiciones necesarias para su reducción exitosa, aunque, como lo confirmaría la historia, esta última demostró ser vulnerable a entornos políticos cambiantes. La exploración de tales condiciones se hace a través de un análisis en profundidad de la única experiencia en la región que condujo a una disminución significativa de la deforestación, el caso de Brasil entre 2005 y 2012, y los factores que influyeron en su posterior desmantelamiento. La estrategia de Brasil durante esos años revela un cuadro diferente y contrastante al del modelo extractivo predominante. Es indicativa de lo que se puede hacer, mejorar y replicar, por países individuales o, mejor aún, a escala pan-amazónica, con un genuino compromiso local e internacional y apoyo multilateral.

El capítulo presenta una visión de largo plazo de los desafíos urgentes en la Amazonía provocados por las transformaciones globales y regionales, junto con las oportunidades reveladas por una experiencia concreta y de gran escala dentro de la región, mostrando la posibilidad y sugiriendo el camino para encontrar soluciones efectivas, vistas desde una perspectiva socioeconómica más amplia.

### **17.1.1 La Economía Política de la Amazonía: Una visión general**

Dos procesos trascendentales han marcado la economía política de la Amazonía en las últimas tres décadas. El primero es el auge mundial de las materias primas a principios del siglo XXI y el afianzamiento de un modelo de desarrollo en América Latina que se basaba en la producción de materias primas para la exportación, desde combustibles fósiles hasta metales, carne de res y soya (ver también los capítulos 14 y 15). Impulsada por la creciente demanda de China y la continua demanda

de Europa y América del Norte, la Amazonía se convirtió en la nueva frontera para las economías extractivas adoptadas por los gobiernos de todo el subcontinente a medida que el petróleo, los minerales y otros bienes alcanzaron precios récord en lo que se ha denominado un “super-ciclo” que despegó a principios de la década de 1990 y disminuyó a mediados de la década de 2010 (Erten y Ocampo 2012; *The Economist* 2013; Erdem y Ünalmiş 2016; Ocampo 2017). El impacto en las economías latinoamericanas, que habían dependido en gran medida de la producción de materias primas, fue considerable. Por ejemplo, la extracción de minerales en la región aumentó un 400% en la década de 1990, alcanzando un crecimiento sin precedentes en países como Perú (donde aumentó un 2.000%) (Bebbington 2011).

Como una de las últimas fronteras mineras y agrícolas, la Amazonía ha experimentado drásticas presiones sociales y ecológicas por la re-mercantilización de las economías latinoamericanas, tanto directa como indirectamente (Verburg *et al.* 2014). Directamente, la Amazonía se ha visto afectada por una oleada de nuevos proyectos extractivos, tanto legales como ilegales; Los gobiernos han abierto o designado grandes extensiones de la Amazonía peruana y ecuatoriana para la explotación petrolera, la tala legal e ilegal y la extracción de oro han proliferado en toda la región, y el desmonte de tierras para la ganadería ha sido una fuente importante de deforestación en Brasil, Colombia y más recientemente Bolivia, al igual que los monocultivos como la producción de soya en países de toda la región (Charity *et al.* 2016). La Amazonía también ha experimentado una fuerte presión por las rápidas transformaciones de sus ecosistemas y sociedades, que están indirectamente asociadas con el auge extractivo. El aumento de la demanda de energía y transporte para la minería y otras economías extractivas es uno de los impulsores de nuevos proyectos de infraestructura, incluyendo grandes represas hidroeléctricas como Belo Monte en Brasil (Ioris 2021) e importantes proyectos de construcción de vías fluviales y carreteras, en gran parte asociados con la Iniciativa respaldada por China para la Integración de la Infraestructura

Regional en América del Sur (IIRSA) (Van Dijck 2013), todos los cuales han fragmentado aún más los ecosistemas amazónicos.

Desde una perspectiva social, el auge extractivo ha tenido un impacto significativo en las comunidades y economías locales. La rápida afluencia de población, la urbanización desordenada, la gobernanza débil y una larga historia de violencia han creado una combinación volátil que ha convertido a la región en un centro activo de conflicto socioambiental (EJAtlas 2021). El crecimiento de las economías extractivas se basa en la expansión continua de las áreas para la extracción de recursos, lo que se ha convertido en un modelo de "acumulación por despojo" (Harvey 2003) que genera una enorme presión sobre los IPLC amazónicos (Dagicour 2020).

El segundo proceso con implicaciones regionales y globales que ha impactado la vida social en la Amazonía corre en la dirección opuesta. Así como la globalización económica (incluyendo el modelo de producción de productos básicos para la exportación) se expandió durante las últimas tres décadas, la creciente conciencia sobre el cambio climático, el deterioro ambiental y las amenazas existenciales para la vida de los PICL han estimulado un contramovimiento. Dirigidas por los pueblos indígenas en alianza con segmentos de los gobiernos, la sociedad civil y el sector privado, una serie de acciones (desde la legislación hasta las protestas, desde los litigios hasta los boicots de los consumidores) han ejercido una presión compensatoria para implementar la legislación existente que protege la Amazonía, hacer cumplir las leyes de los PICL como los reconocen las constituciones nacionales y el derecho internacional, y establecer límites a los impactos sociales y ecológicos antes mencionados (Garavito y Díaz 2020). El caso Sarayacu en Ecuador es un ejemplo exitoso de un conflicto petrolero local que alcanzó trascendencia internacional cuando la Corte Interamericana de Derechos Humanos falló aceptando las demandas indígenas en 2012 (Rodríguez-Garavito 2020), mostrando cómo los movimientos socioambientales a

menudo se fortalecen mediante una integración estratégica de acciones locales, nacionales e internacionales. Este contramovimiento ha recibido distintos nombres en diferentes países, como socioambientalismo en Brasil y aspiración al "Buen Vivir" en el derecho constitucional ecuatoriano y en la legislación boliviana y ha ido acompañado de una amplia movilización social (Estupiñán Achury *et al.* 2019). La noción del "buen vivir" (*Buen Vivir* o *Sumak Kausay*), inspirada en la cosmovisión de las culturas indígenas y otros aportes desde perspectivas críticas y verdes, enfatiza los valores comunitarios, la participación, la interculturalidad y la armonía con la naturaleza como principios sociales alternativos (Larrea 2015, Larrea *et al.* 2017; Chasagne 2019; Kothari *et al.* 2019).

Similar al auge de las materias primas, la economía política de este contramovimiento es de naturaleza global. Comenzando con el Convenio 169 de la Organización Internacional del Trabajo (1989) y continuando con la Declaración de las Naciones Unidas sobre los Derechos de los Pueblos Indígenas (2007), el auge del movimiento de los pueblos indígenas contemporáneo se ha traducido en un nuevo marco legal global con impacto directo en América Latina en general, y en la Amazonia en particular. De hecho, 14 de los 23 estados que han ratificado el Convenio 169 de la OIT son latinoamericanos (OIT 2021), y muchos de ellos han incorporado el derecho de los pueblos indígenas a la consulta y el consentimiento libres, previos e informados (CLPI) sobre las actividades extractivas en sus tierras en sus constituciones nacionales (ver los capítulos 16 y 31). El lenguaje y las reglas del CLPI ocupan un lugar destacado en la legislación, los litigios, las campañas de los movimientos sociales y los debates públicos sobre la Amazonía, ya que los pueblos indígenas y sus aliados exigen cada vez más que los gobiernos y las empresas interesadas en proyectos extractivos en la Amazonía respeten el derecho de los pueblos indígenas a tener voz en la toma de decisiones y vetar dichos proyectos cuando pongan en peligro su supervivencia física o cultural (Rodríguez-Garavito 2011).

Los avances en la ciencia, las políticas y los debates públicos sobre el cambio climático han dado un impulso adicional a este contramovimiento. La adopción del Acuerdo de París de 2015 por parte de los países amazónicos, la movilización de jóvenes para la acción climática y la creciente evidencia de impactos masivos en los derechos humanos atribuidos al cambio climático han convergido gradualmente con la movilización política y legal antes mencionada de los pueblos indígenas (EJAtlas 2021), como lo muestra la cumbre de 2019 de representantes de esos movimientos en la Amazonía brasileña y su declaración resultante<sup>h</sup>. Dado el papel central de la Amazonía en cualquier esfuerzo científico y regulatorio que apunte a evitar los escenarios de cambio climático más catastróficos

(Salles y Esteves 2019), es probable que esta convergencia sea una fuente clave de presión de abajo hacia arriba para la protección de las personas y los ecosistemas de la región.

La oposición entre las fuerzas extractivas globalizadas y las redes ambientalistas y de derechos humanos con apoyo internacional ha llevado a luchas complejas en diferentes países, con resultados variados. Sin embargo, en general ha prevalecido lo primero, y muchas políticas públicas han promovido un enfoque extractivista-desarrollista que se limitó a incluir ciertos pesos y contrapesos ambientales, pero que no modificó sustancialmente el modelo imperante (Baletti 2014).

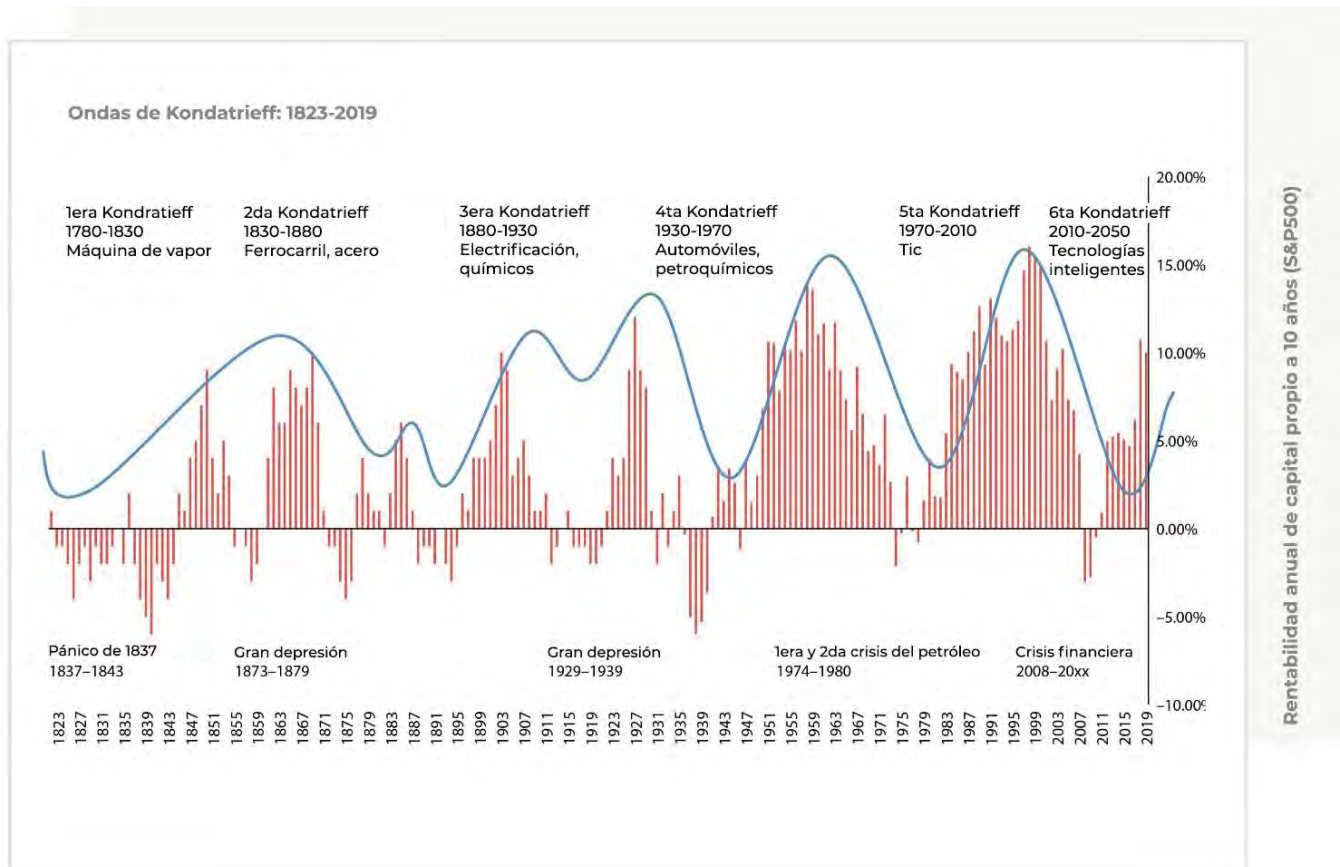


Figura 17.1 Las edades de la globalización. Columbia University Press. Fuente: adaptado de Sachs, JD (2020).

<sup>h</sup> Ver la “Declaración de Organizaciones de la Sociedad Civil sobre la Crisis de Deforestación y Quema en la Amazonía Brasileña”, disponible en [https://www.inesc.org.br/wp-content/uploads/2019/12/Declaration-CSOs\\_deforestation\\_Amazon\\_ENG-Final.pdf](https://www.inesc.org.br/wp-content/uploads/2019/12/Declaration-CSOs_deforestation_Amazon_ENG-Final.pdf)



**Figura 17.2** Exportaciones/PIB (%). Fuente: Banco Mundial. Indicadores de desarrollo mundial, 2020. <https://data-bank.worldbank.org/source/world-development-indicators>.

Este capítulo, así como la literatura más amplia de las ciencias sociales sobre el presente y el futuro de la Amazonía, confirma los actores, los mecanismos, las interacciones volátiles y el impacto de los dos procesos antes mencionados. A su vez, los estudios de país ayudan a ejemplificar la forma que estos procesos prevaecientes tomaron en diferentes países (ver el Capítulo 18).

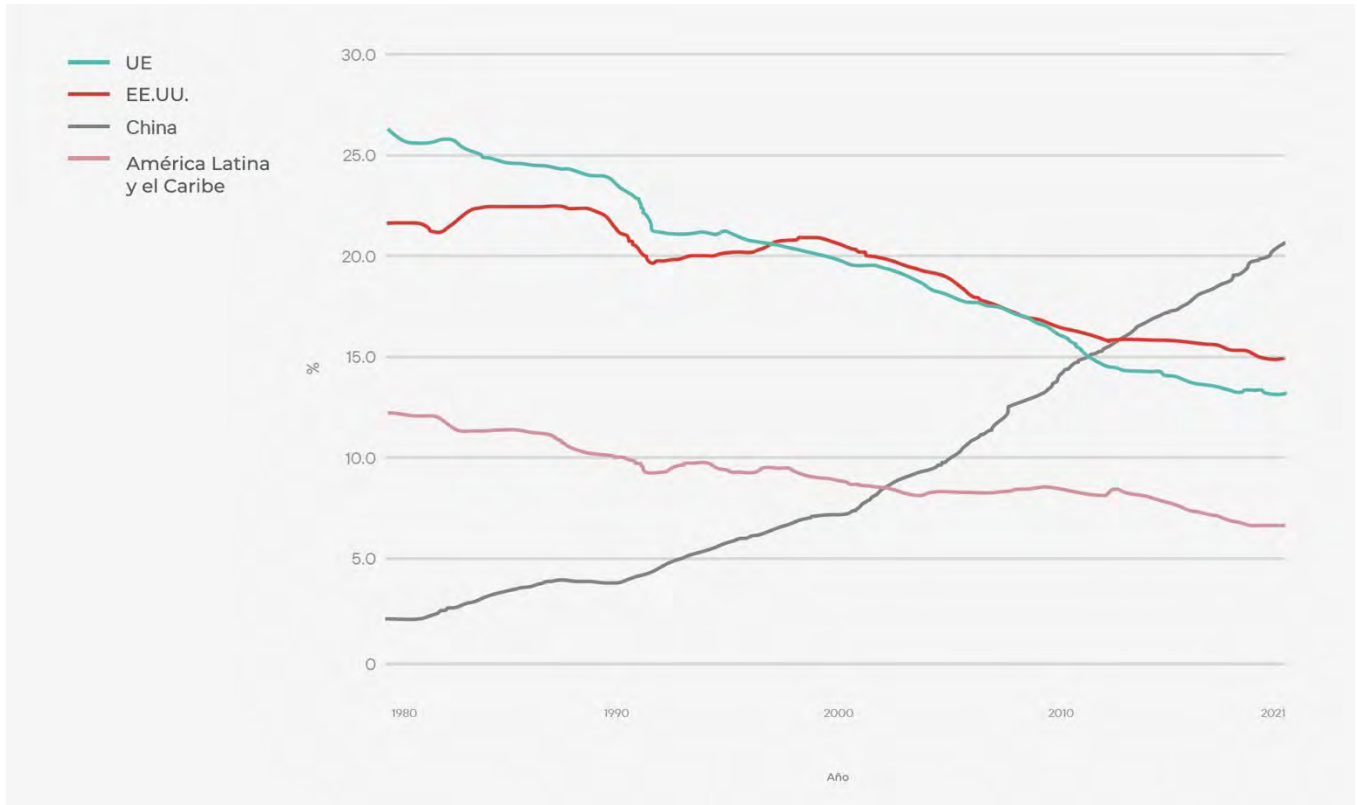
### 17.2 Efectos de los cambios económicos globales y domésticos en la Amazonía (1970–2020)

La presencia humana ha influido en la Amazonía durante al menos 12.000 años (ver el Capítulo 8). Sin embargo, los cambios provocados por la globalización moderna y un conjunto de transformaciones desde la década de 1970 en adelante no han tenido precedentes tanto en la velocidad como en la magnitud de sus efectos sociales y ambientales. En un contexto de cambio de la hegemonía política global, que se describe a continuación, y de una profunda expansión de la integración regional en la economía global, la Amazonía se está convirtiendo en un proveedor de productos básicos y energía para los mercados nacionales e inter-

nacionales y se ve afectada por efectos sociales y ambientales perjudiciales causados por procesos de desarrollo regional desiguales (Harvey 2019). La intervención humana, que generó efectos positivos sobre la biodiversidad antes de la conquista ibérica (Capítulo 8), es actualmente la principal amenaza para la integridad de la selva tropical.

La expansión de la economía mundial, más que ser un proceso lineal continuo, evoluciona en forma de ciclos a largo plazo (Figura 17.1). A fines de la década de 1970, el modelo fordista (Harvey 1989) de acumulación se agotó y surgió un nuevo paradigma de desarrollo global, basado en conceptos neoliberales (Cox 1987; Harvey 1989, 2005).

América Latina pasó de la industrialización por sustitución de importaciones a un modelo orientado a la exportación y favorable al mercado (Thorp y otros 1998, ver el Capítulo 14). Las exportaciones, encabezadas por las materias primas, crecieron más rápido que el producto interno bruto (PIB), (Figura 17.2). Las exportaciones regionales de productos básicos se expandieron y la Amazonía se convirtió progresivamente en un importante pro-



**Figura 17.3** Proporciones del PIB mundial, regiones y países seleccionados: 1980 – 2020 (US\$ corrientes PPA). Fuente: IMF 2020. World Economic Output, Abril 2020. <https://www.imf.org/external/pubs/ft/weo/2020/01/weodata/download.aspx>.

veedor de materias primas, como petróleo (Perú, Ecuador, Colombia), gas (Bolivia, Perú), mineral de hierro, soya y carne de res (Brasil), oro (Perú, Venezuela, Surinam), madera y energía hidroeléctrica. Un proceso complejo de expansión de infraestructura, migración,<sup>i</sup> y la urbanización se produjo sin mejorar sustancialmente las condiciones de vida. El modelo aceleró la deforestación, la degradación y la pérdida de biodiversidad. Este proceso ha tomado diferentes formas a lo largo del tiempo, según los productos dominantes y las condiciones sociales y ambientales locales.

Sachs (2020) diferenció dos ciclos recientes a largo plazo en la economía global usando ondas de Kondratieff (Figura 17.1). El primero, entre 1970 y 2010, estuvo impulsado mayoritariamente por las

tecnologías de la información y la comunicación, mientras que el ciclo actual se basa en tecnologías inteligentes y robótica (Sachs 2020). Cada ola económica mundial, provocada por la innovación tecnológica, genera su propia forma de remodelar el orden mundial y el papel de las diferentes regiones. A medida que la economía china se expandía hasta la crisis de 2008, América Latina aprovechó el aumento vertiginoso de los precios de las materias primas y se convirtió en un proveedor de materias primas, con fuertes efectos sobre la Amazonía. Después de 2014, China adoptó un modelo diferente, reduciendo su crecimiento, virando hacia la expansión de su mercado interno y fomentando ciertas medidas de protección ambiental. La caída de los precios de las materias primas afectó a América Latina y la Amazonía (Ocampo 2017).

<sup>i</sup> Además de las migraciones internas desde regiones densamente pobladas hacia la Amazonía, la movilidad humana actual incluye flujos internacionales masivos (por ejemplo, desde Venezuela hacia otros países amazónicos), migraciones circulares y temporales (Capítulo 14).

Exportadores | Total: \$59.2B

Importadores | Total: \$59.2B

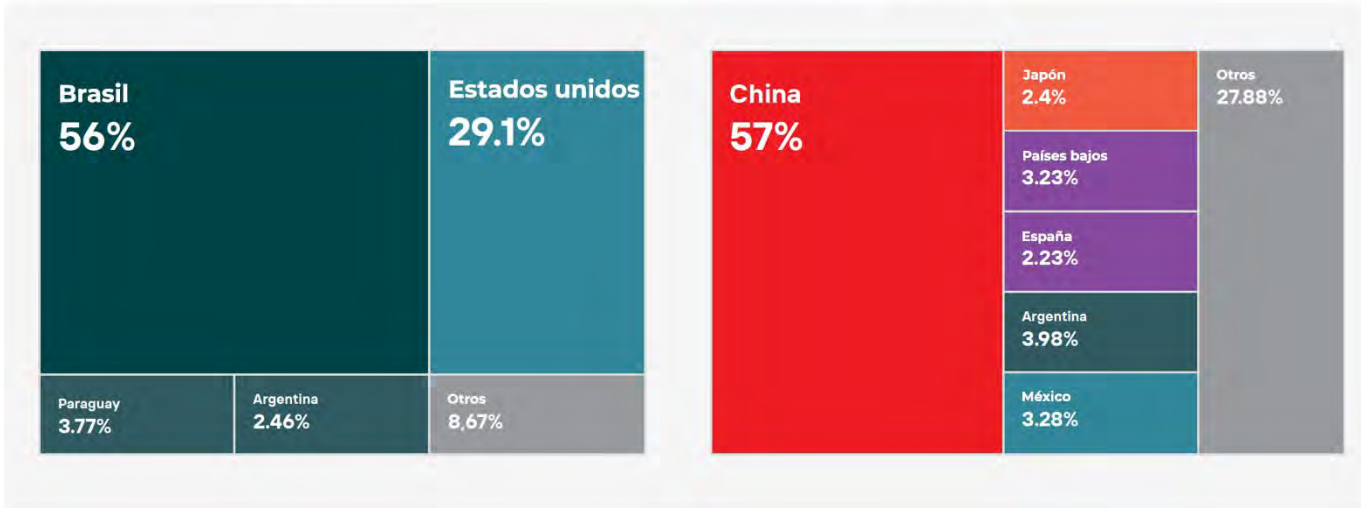


Figura 17.4 Exportadores e Importadores de Soya. Fuente: OEC, 2020. <https://oec.world/en/profile/hs92/21201>

Exportadores | Total: \$95.1B

Importadores | Total: \$95.1B

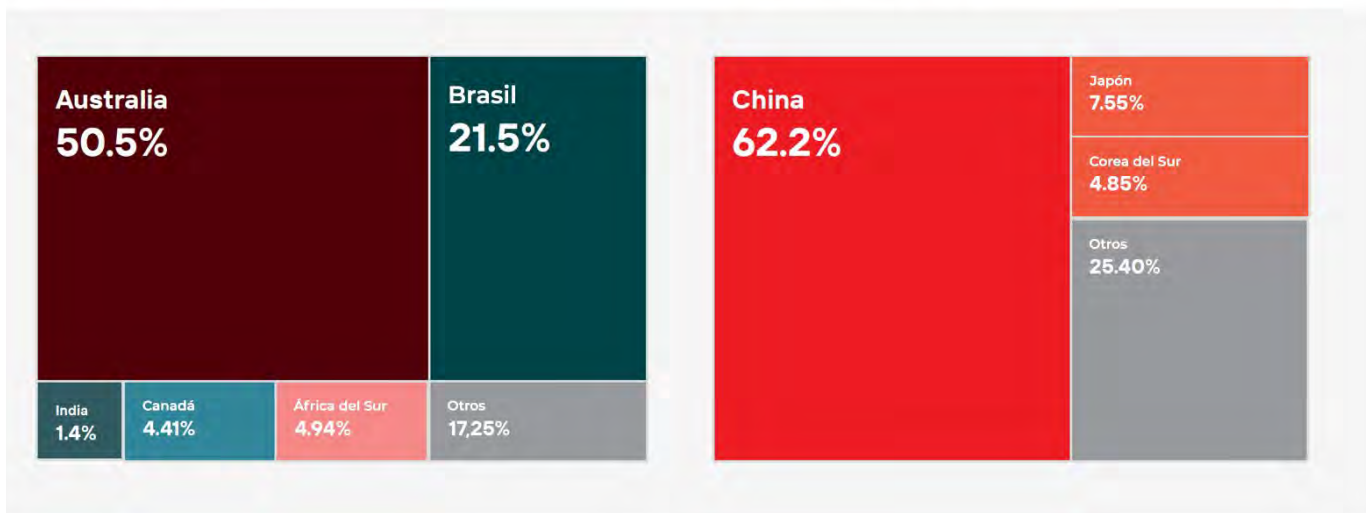


Figura 17.5 Exportadores e Importadores de Mineral de Hierro. Fuente: OEC, 2020. <https://oec.world/en/profile/hs92/52601>.

Desde una perspectiva de economía política, un cambio significativo fue la transición del mundo bipolar de la Guerra Fría, y la fuerte influencia de los Estados Unidos (EE. UU.) en América Latina, al actual escenario multipolar dominado por el surgimiento de China, y un equilibrio complejo entre las potencias dominantes de EE. UU., la Unión Europea (UE) y China (Sachs 2020; Ray 2021). La participación de China en el PIB mundial aumentó de

un marginal 2,3% en 1980 a un 20% en 2020, superando a EE. UU. en 2013 para convertirse en la economía más grande del planeta (Figura 17.3).

China se convirtió en el mayor importador de varios productos básicos extraídos del Amazonas. En 2018, Brasil fue el principal exportador mundial de soya (participación del 56 %) (cultivada en el Cerrado y la Amazonía) y China el mayor importador

País	Productos principales			Socios Principales	
	Pedido	Nombre	Participación (% total)	Nombre	Cuota
Brasil	Primero	<b>Soya*</b>	11,4.	China	27,6.
	Segundo	Petróleo crudo	10,6.	EE UU	13,2.
	Tercero	<b>Mineral de hierro*</b>	10,0.	Argentina	4,3.
Colombia	Primero	<b>Petróleo crudo*</b>	32,2.	EE UU	30,7.
	Segundo	Carbón	15,9.	China	11,3.
	Tercero	Café	5,9.	Panamá	5,8.
Ecuador	Primero	<b>Petróleo crudo*</b>	34,3.	EE UU	29,5.
	Segundo	Bananos	15,0.	China	12,5.
	Tercero	Crustáceos	17,0.	Chile	6,6.
Surinam	Primero	<b>Oro*</b>	78,4.	Suiza	38,5.

**Tabla 17.1** Estructura exportadora en varios países amazónicos en 2019. (\*) Productos de la Amazonía. Fuente: El Observatorio de la Complejidad Económica (OEC, por sus siglas en inglés) 2020. <https://oec.world>.

(participación del 57%) (OEC 2021). Los porcentajes de mineral de hierro son más bajos pero significativos (Figuras 17.4 y 17.5), y las exportaciones China se convirtió en el mayor importador de varios productos básicos extraídos del Amazonas. En 2018, Brasil fue el principal exportador mundial de soya (participación del 56 %) (cultivada en el Cerrado y la Amazonía) y China el mayor importador (participación del 57%) (OEC 2021). Los porcentajes de mineral de hierro son más bajos pero significativos (Figuras 17.4 y 17.5), y las exportaciones de carne de res de Brasil a China aumentaron desde casi cero a principios de siglo hasta aproximadamente un 46% en 2019 (Meat & Livestock Australia 2020). En 2018, Brasil se convirtió en el mayor exportador de carne de res del mundo, liderado por la creciente demanda china. Otros destinos importantes fueron Oriente Medio y Norte de África, Singapur, Rusia y la UE. Ecuador comenzó a exportar petróleo de la Amazonía en 1972, y desde entonces el petróleo ha sido la principal exportación y la columna vertebral de la economía ecuatoriana. El petróleo amazónico también se convirtió recientemente en la principal exportación de Colombia (OEC 2021).

A medida que China se convirtió en uno de los mayores socios comerciales de América Latina, las exportaciones regionales se concentraron en un

pequeño grupo de productos básicos, varios de los cuales procedían de la Amazonía. En Brasil y Perú, China se convirtió en el principal destino de exportación y superó a EE. UU. En 2018, la soya fue el principal producto de exportación de Brasil y el mineral de hierro el tercero; Colombia y Ecuador comparten un patrón similar de participación creciente de China como socio comercial en una pequeña cantidad de productos básicos, predominantemente de la Amazonía (Cuadro 1). En Ecuador, las empresas chinas (Sinopec y Petrochina) se convirtieron recientemente en los socios extranjeros más importantes en la industria petrolera. Estos casos reflejan el interés fundamental de China en asegurar el acceso a los productos básicos. A cambio, China aporta la infraestructura y las inversiones necesarias a los países anfitriones.

China no solo ha sido un importador de materias primas, sino que también ha financiado grandes proyectos de infraestructura en la Amazonía (como la represa Coca-Codo Sinclair en Ecuador y la Segunda Línea de Transmisión Belo Monte-Río de Janeiro en Brasil) y ha invertido en petróleo, minería, agronegocios, energía, finanzas y comunicaciones (Ray 2021). China se convirtió también en uno de los principales socios financieros de la región. En 2020, los préstamos chinos acumulados alcanzaron los 62 200 millones de USD en Venezuela, los 28.900 millones de USD en Brasil y los 18.400

millones de USD en Ecuador (The Inter-American Dialogue 2020). La participación china en la Amazonía no solo es el resultado de una demanda creciente, sino que también ha estado guiada por la estrategia geopolítica a largo plazo de una potencia mundial emergente (Ray 2021). Las empresas canadienses también desempeñaron un papel importante en la inversión minera a gran escala en la Amazonía (Deonandan y Dougherty 2016). Las instituciones financieras y de financiación han tenido un papel importante en el aprovechamiento y el beneficio de las actividades que impulsan la deforestación y la infraestructura asociada que las posibilita. Una combinación de incentivos internacionales y factores locales son con frecuencia las principales fuerzas inmediatas del deterioro ambiental, como lo ilustra la promoción de IIRSA por parte de empresas brasileñas y la expansión de la extracción de petróleo por parte de empresas estatales ecuatorianas con el apoyo de China (Comisión Europea 2010).

Desde principios de la década de 1990, las exportaciones de América Latina se han vuelto más dependientes de los productos primarios, revirtiendo una larga tendencia hacia la diversificación con la expansión de las manufacturas (Figura 17.6). Como resultado, el Índice de Complejidad Económica de las Exportaciones disminuyó en los países amazónicos entre 1995 y 2019.<sup>j</sup> Brasil, Bolivia, Perú y Venezuela presentan una tendencia negativa y estadísticamente significativa, mientras que en Ecuador y Colombia la caída no es significativa (Figura 17.7). Se remodeló el perfil de América Latina en el comercio internacional, con un nuevo papel como proveedor de materias primas para China.

La expansión de las exportaciones de *commodities* depende de los precios internacionales, los cuales han sido muy inestables durante las últimas décadas (Fondo Monetario Internacional 2020a), con dos periodos ascendentes (la década de 1970 y la década de 2004-2014) y dos fases deprimidas (desde principios de 1980 hasta el cambio de siglo y después de 2014) (Figura 17.8). Durante periodos de precios bajos, las actividades extractivas no

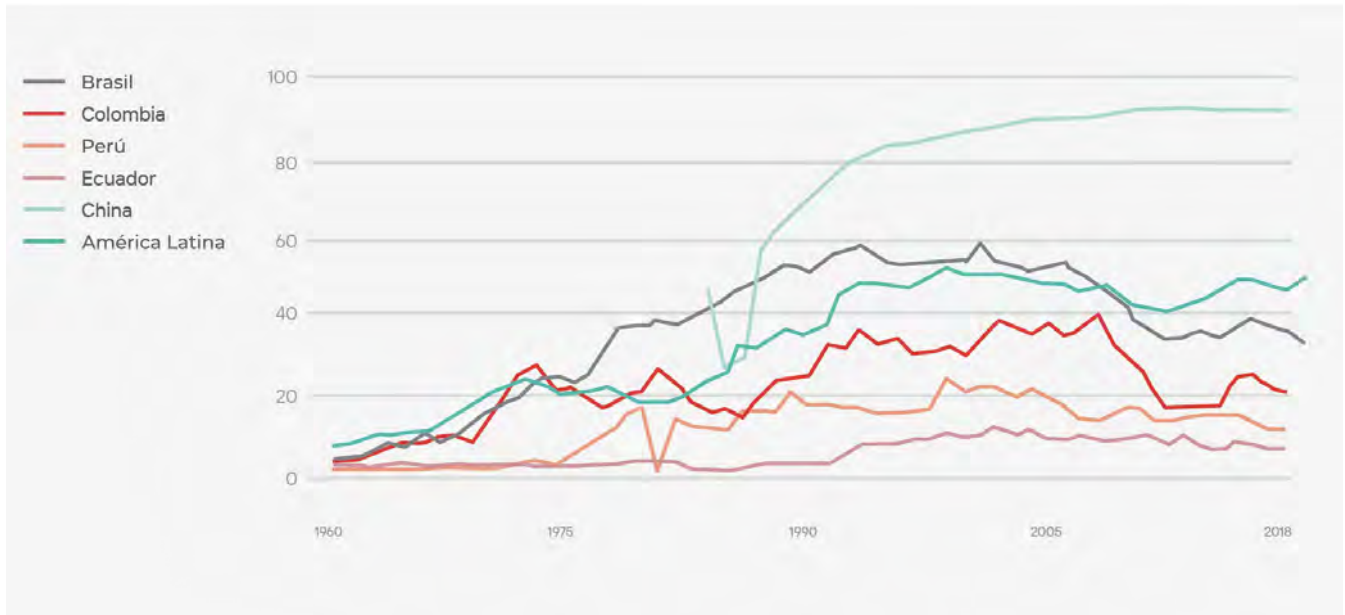
necesariamente caen.

Por el contrario, en un contexto de escasez y crisis fiscal, los países pueden optar por expandir la extracción para superar problemas a corto plazo, habiendo quedado “atrapados en” la dependencia de la trayectoria resultante de la inversión anterior y las condiciones sociales, políticas y técnicas entrelazadas asociadas con ellas (Braun 1973). En el contexto de la pesada carga de la deuda y la crisis económica, la expansión de las actividades extractivas, como el petróleo en Ecuador, es una forma de aliviar las presiones económicas a corto plazo. Además, las interconexiones en los mercados mundiales de productos básicos pueden dar lugar a que las políticas nacionales tengan efectos entre productos y entre países, lo que puede dar lugar a cambios en el uso de la tierra. Por ejemplo, los subsidios al maíz de EE. UU. en 2006 para la producción de etanol dieron como resultado precios de soya más altos, lo que estimuló la deforestación en la Amazonía (Laurance 2007). La producción de biocombustibles, que está muy influenciada por las políticas gubernamentales y los subsidios, por el costo de las materias primas (soya, caña de azúcar, maíz, aceite de palma) y por los precios del petróleo (IEA 2019), ha sido durante mucho tiempo un tema de preocupación, dados los posibles efectos de la política y cambios de precios en la deforestación (Laurance 2007; Ferrante y Fearnside 2020).

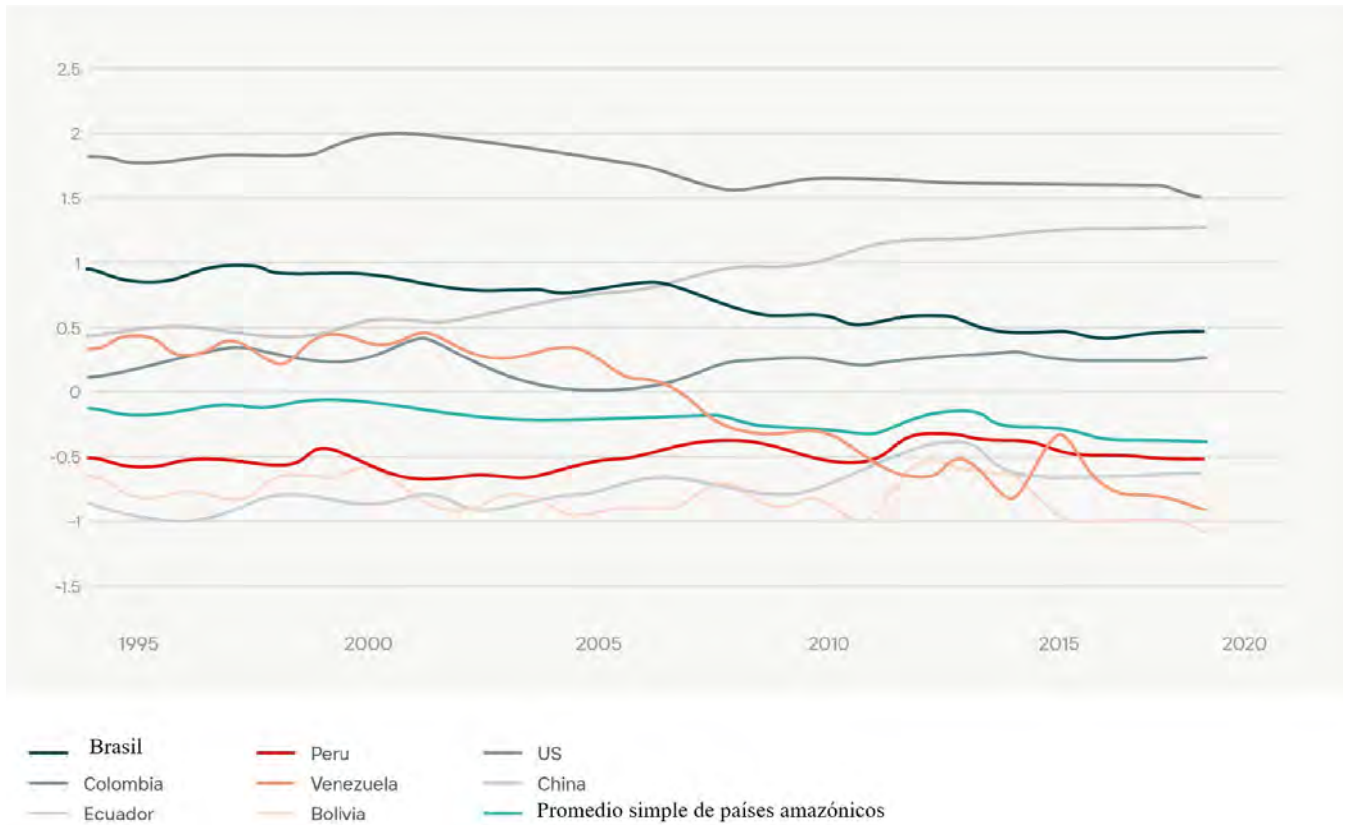
Las actividades ilegales vinculadas a los mercados internacionales también jugaron un papel clave en los resultados extractivos, como en el caso de la producción de coca y el tráfico de drogas, principalmente en Colombia y Perú. Una parte importante del cultivo de coca proviene de la Amazonía, y las actividades de narcotráfico pueden ser importantes moldeadores del panorama social y físico. El narcotráfico proporciona grandes cantidades de dinero (lavado) para comprar tierras para monocultivos y ganadería, particularmente en Colombia. Las actividades ilegales pueden ser estimu-

<sup>j</sup> El Índice de Complejidad Económica de un país es un indicador de la diversificación económica y sofisticación tecnológica de sus exportaciones (Hidalgo y Hausmann 2009).

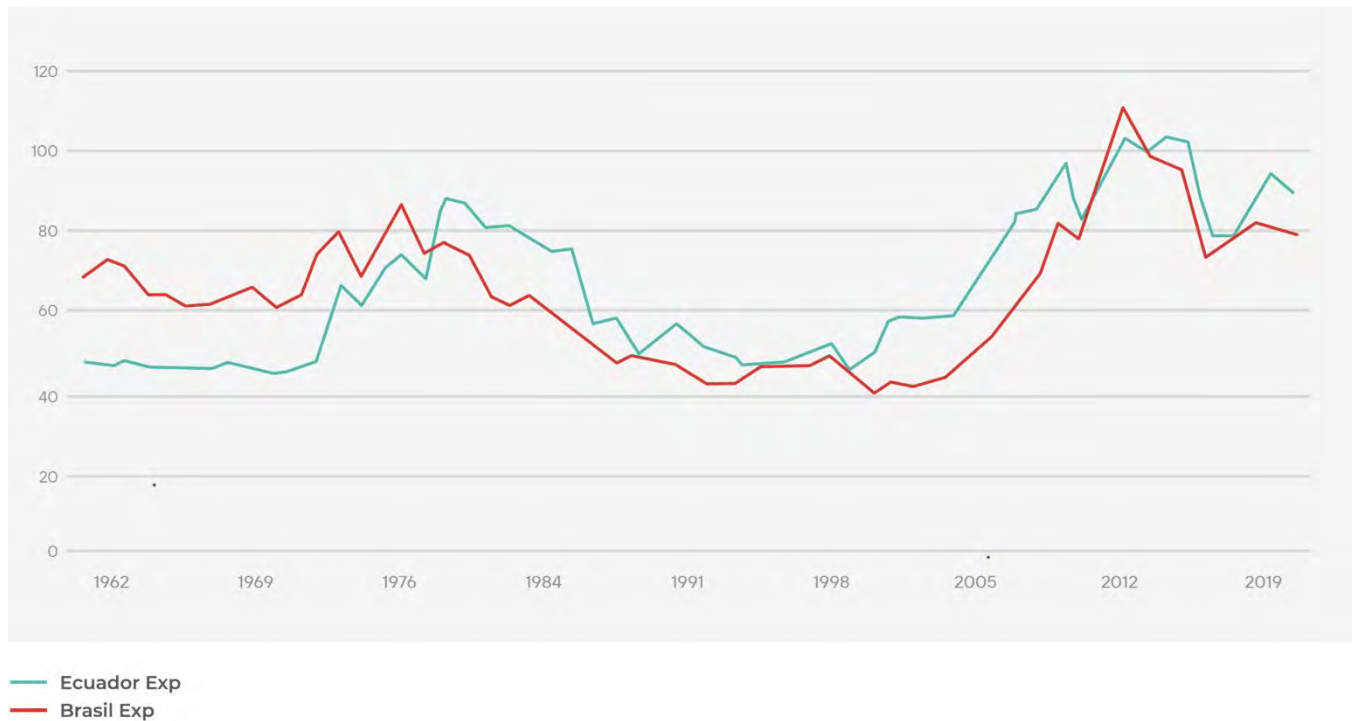




**Figura 17.6** Participación de las manufacturas en las exportaciones (%). Fuente: Banco Mundial, Indicadores de desarrollo mundial, 2020. <https://databank.worldbank.org/source/world-development-indicators>



**Figura 17.7** Índices de Complejidad Económica para países seleccionados (1995-2019). Fuente: OEC 2021. <https://oec.world>.



**Figura 17.8** Índices de precios de exportación de materias primas para Brasil y Ecuador: 1962-2019. Fuente: IMF 2000. Precios de productos primarios (*commodities*) del FMI.

ladas por mercados internacionales legales, como los casos de extracción ilegal de madera y minería de oro, que ocurren en todos los países amazónicos (Reyes-Hernandez 2010).

La deforestación impulsada por las materias primas se ha convertido en el principal impulsor de la pérdida de bosques tanto a nivel mundial como en América Latina, representando alrededor del 64% en la región (Curtis *et al.* 2018). La presión proviene no solo de las fuerzas internacionales, sino también de la expansión del mercado interno. Por ejemplo, en Brasil, la ganadería es responsable de más de las tres cuartas partes de la deforestación, con una demanda interna cuatro veces mayor que las exportaciones (Skidmore *et al.*, 2020; Ermgassen *et al.*, 2020). La existencia de una cadena de valor y un sector de producción y comercialización de carne bovina impulsados por la demanda interna, y la disponibilidad de tierras en los vastos biomas del Cerrado y la Amazonía, brindaron una plataforma desde la cual pudo despegar la producción

bovina orientada a la exportación, aprovechando oportunidades emergentes de los mercados internacionales. A su vez, las dinámicas de la soya y la carne de res están estrechamente interconectadas, ya que la producción de carne de res da paso a una soya más rentable para la exportación y se adentra más en la Amazonía, lo que resulta en una mayor deforestación (ver el Capítulo 15). A medida que se expande el cultivo intensivo de soya en el Cerrado, la ganadería extensiva se desplaza hacia la Amazonía. La producción de soya también es un impulsor directo de la deforestación, aunque en segundo lugar después de la industria de la carne de res (Da Silva y Guerreiro 2017). Las políticas de desarrollo e infraestructura, las diferentes capacidades y horizontes temporales de los actores involucrados en las actividades impulsoras de la deforestación, las expectativas sobre los cambios en los mercados y los precios y costos relativos están conduciendo a la especulación de la tierra y al uso de la tierra de tipo relevo, donde la actividad que originó la tala es pronto reemplazada por otro. Este proceso a veces

oscurece la verdadera motivación detrás de la causa visible de la deforestación (Gao *et al.* 2011, Margulis 2003).

Los impulsores agrícolas internacionales no están solo del lado de la demanda. La oferta se ha vuelto cada vez más concentrada en actores multinacionales a gran escala. Un paquete tecnológico encabezado por empresas químicas y comerciales globales y basado en semillas transgénicas, agroquímicos, cultivo sin labranza y nueva maquinaria surgió junto con modos de organización en los que los propietarios de tierras son reemplazados por empresas de producción y el capital operativo a menudo lo proporcionan empresas de semillas y agroquímicos o empresas comerciales (Bianchi y Szpak 2017). Estos consisten predominantemente en empresas internacionales como Monsanto y Bayer Cropscience (fusionadas en 2016), Syngenta, Dow - DuPont - Pioneer (desde 2016 Corteva Agriscience), Nidera, Cargill, Bunge, Dreyfus, AGD, ADM, Noble, Toepfer, entre otras (Bianchi y Szpak 2017). Por lo tanto, el actual modelo orientado a la exportación introduce fuertes intereses internacionales como determinantes directos del cambio de uso de la tierra y el tamaño de la propiedad. De acuerdo con la política de China de garantizar el acceso a los productos básicos agrícolas, las empresas chinas han adquirido algunas de las empresas líderes en el mercado: Syngenta, Noble Agri y Nidera.

La compleja alianza entre actores internacionales y nacionales ha creado una fuerte presión política para la expansión del uso extractivo de la Amazonía (Comisión Europea 2010). El caso de Brasil se ha convertido en el modelo de cómo la combinación de las condiciones del mercado internacional y las políticas nacionales pueden tener impactos duraderos y sustanciales en el medio ambiente. El crecimiento de Brasil se vinculó cada vez más a las exportaciones a medida que el país respondía a las oportunidades que surgían de los mercados internacionales (Müller 2020). En el origen de estas oportunidades se encuentra un proceso global y secular de aumento de los ingresos y aumento de la demanda de alimentos, una mejor distribución de los ingresos y la urbanización en las economías

emergentes lideradas por China (Boanada 2020; Fearnside 2015; Comisión Europea 2010; WWF 2018). Brasil ha logrado aprovechar este proceso y se ha posicionado como un proveedor líder mundial de productos básicos y una importante economía emergente, impulsando un cambio de uso de suelo a gran escala que ha generado impactos socioambientales dramáticos. Por lo tanto, el destino de la Amazonía está ligado a las exigencias y funcionamiento de los mercados internacionales.

Según Sachs (2020), la globalización actual ha agravado no solo los problemas ambientales globales sino también la desigualdad social. En la Amazonía se cristalizan profundos impactos ecológicos y un desarrollo social y económico desigual. Esto se refleja en un mapa de pobreza de los municipios brasileños publicado recientemente, que muestra las regiones del Amazonas y del Nordeste como las más desfavorecidas del país (Ottoni *et al.* 2017). La situación es similar en otros países amazónicos (World Inequality Database 2021), incluyendo Ecuador (Larrea *et al.* 2013).

Además de la desigualdad social y étnica, la exclusión tiene una dimensión de género. Las mujeres generalmente tienen menor acceso a la educación y sufren discriminación y violencia laboral. Las actividades petroleras y mineras suelen implicar desigualdades de género. El empleo formal en los campamentos petroleros y mineros es casi exclusivamente para hombres, con una marcada subrepresentación de mujeres en la fuerza laboral, el florecimiento de la prostitución inducida y la violencia de género. Las mujeres tienen más probabilidades de experimentar reasentamiento involuntario, desplazamiento socioeconómico, contaminación, degradación ambiental, pérdida de acceso al agua y la tierra y, en general, una mayor vulnerabilidad e inseguridad alimentaria, a menudo siendo o convirtiéndose en las principales cuidadoras de sus familias (Addison y Roe 2018). Tomando un ejemplo de Ecuador, las mujeres en la Amazonía rural tienen, en promedio, menos años de escolaridad, mayores tasas de analfabetismo y menores ingresos laborales en comparación con los hombres (UASB 2021). Las mujeres también son más vulnerables a

los efectos de las inundaciones y otros desastres climáticos.

La pandemia del COVID-19 ha evidenciado la fragilidad de la región frente a la globalización. A medida que COVID-19 golpeó desproporcionadamente a la Amazonía, también demostró los efectos agravados de la globalización en la desigualdad social. Para octubre de 2021, Brasil era el segundo país más afectado del mundo en términos de número absoluto de muertes, con 600.000 (Worldometer 2020). Los datos subnacionales en Brasil y Ecuador evidenciaron que la región amazónica tenía tasas de infección más altas que los promedios nacionales. En Brasil, Manaus, con una población de más de dos millones de habitantes, era una de las ciudades más devastadas del mundo, y la tasa de mortalidad por millón de habitantes estaba muy por encima del promedio brasileño en todos los estados amazónicos excepto Tocantins, Pará y Acre<sup>k</sup> (Worldometer 2020; Conass 2020; FVS 2020; Ministerio de Salud Pública 2020; Turkewitz y Andreoni 2020). La rápida propagación de la COVID-19 entre las comunidades dispersas de la Amazonía fue el resultado de una red de prevención débil y de la compleja dinámica de la migración circular, los hogares multiubicados y la fuerte interacción y dependencia rural-urbana, como se presenta en los Capítulos 14 y 34. También mostró la insuficiencia de los servicios básicos de salud en la región y la baja prioridad otorgada a los servicios sociales y la infraestructura.

La pandemia de COVID-19 también puso de relieve los impactos de la deforestación y la pérdida de biodiversidad en la aparición y propagación de enfermedades infecciosas, lo que subraya la importancia de la conservación de la naturaleza para la prevención de pandemias y la relación entre la prevención de pandemias y el bienestar económico (IPBES 2020). Por lo tanto, los procesos que impulsan la deforestación y la degradación forestal

también pueden considerarse impulsores del cruce de enfermedades de la vida silvestre a los humanos, y de pandemias (ver el Capítulo 21). La pérdida y fragmentación del hábitat causada por nuevos usos de la tierra (minería, petróleo y gas, agricultura moderna, ganadería, comercio de vida silvestre, desarrollo de infraestructura y urbanización) (Tollefson 2020; Dobson 2020; The Guardian 2020; UNEP 2020) — aumentan la probabilidad de contacto entre los humanos y la vida silvestre y son "una importante plataforma de lanzamiento para nuevos virus humanos" (Dobson 2020; Kondouri *et al.* 2021).

En resumen, desde la crisis de la deuda mexicana de 1982, América Latina ha pasado de un modelo de industrialización de sustitución de importaciones orientado hacia adentro a una estrategia de promoción de exportaciones favorable al mercado. El aumento vertiginoso de los precios de las materias primas durante el período 2004-2014 y la expansión económica de China ayudaron a redefinir el papel principal de la región como proveedor de materias primas, impulsando una estrategia de desarrollo neo-extractivista basada en un pequeño grupo de productos (Burchardt/Dietz 2014; Svampa 2019). La Amazonía se vio profundamente afectada por una dramática expansión de la extracción de petróleo, gas y minerales, así como por el cultivo de soya, la ganadería a gran escala y el narcotráfico, junto con proyectos de energía e infraestructura, como represas hidroeléctricas. El modelo de desarrollo neo-extractivista profundizó la exclusión social y el severo deterioro ambiental en la Amazonía (ver los Capítulos 14 y 15).

*Stricto sensu*, las actividades extractivas son sólo la explotación de recursos no renovables o la sobreexplotación de los renovables. La ganadería extensiva, con baja productividad de la tierra y rendimientos a menudo decrecientes, puede conducir a una reducción irreversible de la fertilidad del

---

<sup>k</sup> El 26 de diciembre de 2020, Manaus tenía una tasa de mortalidad de 15,1 por millón de habitantes, la Amazonía brasileña tenía 9,6 y el promedio brasileño era de 9,1. En Ecuador, los casos confirmados en la región amazónica fueron de 150 por millón de habitantes, mientras que el promedio nacional fue de 119. En enero de 2021, Manaus fue golpeada por una nueva ola de COVID-19, provocada por una nueva variante del virus.

suelo. El cultivo de soya intensivo en capital también puede conducir al deterioro del suelo a largo plazo. La producción de soya y carne de res, aunque no necesariamente actividades extractivas, implica un deterioro de la dotación natural. En el sentido amplio del término, la estrategia de desarrollo neoextractivista se refiere a un modelo de desarrollo, adoptado por la mayoría de los países latinoamericanos a partir de la década de 1980, que depende de la expansión de las exportaciones de productos básicos, frecuentemente bajo estrategias dominantes favorables al mercado. Aunque la “marea rosa” de gobiernos nacionalistas en varios países de América Latina a principios del siglo XXI promovió un papel más fuerte del Estado en las políticas de desarrollo, apartándose parcialmente de las estrategias favorables al mercado, este cambio no redujo la fuerte dependencia de las materias primas (Svampa 2019).

Por el contrario, algunas contribuciones positivas a la conservación provienen del ámbito internacional. Con fuerza desde la década de 1980, ha habido voces cada vez más fuertes e influyentes que expresan su preocupación por la conservación. Han impulsado iniciativas locales y eventos globales, como la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (CNUMAD), también conocida como la Cumbre de la Tierra de Río de 1992, cuyo objetivo era “reconciliar el desarrollo económico mundial con la protección del medio ambiente”. Dio como resultado el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) y la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), y allanó el camino para acuerdos posteriores como los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS, ver también el Capítulo 26) y el Acuerdo de París. Comenzaron a aparecer políticas gubernamentales más fuertes y las agencias multilaterales, las instituciones financieras y el sector privado comenzaron a introducir salvaguardias ambientales y sociales. El financiamiento de la conservación aumentó y se empoderaron los consumidores, los movimientos sociales locales y globales y el activismo ambiental (IEA 2021; Teske 2021). Los ejemplos positivos descritos en este

capítulo surgieron de estas transformaciones o fueron apoyados por ellas.

Si bien el extractivismo prevaleció sobre la conservación, y el resultado neto ha sido el avance de la deforestación, la degradación de los ecosistemas y la contaminación en la región, la expansión de áreas protegidas y territorios indígenas reconocidos, que actualmente cubren aproximadamente el 50% de la cuenca amazónica (Capítulo 16), fue un logro significativo y demostró la fuerza de equilibrar las políticas regulatorias. También se pueden mencionar la resistencia social al extractivismo insostenible y varias experiencias exitosas que llevaron a la diversificación económica junto con la conservación de la biodiversidad (ver la Parte III). La experiencia más significativa (aunque luego revertida) en la lucha contra el modelo extractivista imperante ha sido el éxito de Brasil en la reducción de las tasas de deforestación en un 84% entre 2005 y 2012. La política brasileña bajo el gobierno del Partido de los Trabajadores (Partido dos Trabalhadores, o PT, en portugués) también fue una desviación importante del paradigma favorable al mercado, que minimiza el papel del Estado en el desarrollo. Las políticas públicas jugaron un papel protagónico en la reducción de la deforestación.

El modelo brasileño resultó de una combinación de políticas nacionales inteligentes, participación del sector privado, apoyo del sector extranjero y presiones nacionales e internacionales. La experiencia también puede brindar elementos para su posible replicación a escala panamazónica en el futuro.

El cambio actual de las políticas ambientales en Brasil, particularmente durante la presente administración federal, muestra el poder del paradigma extractivo imperante. La siguiente sección de este capítulo analiza tanto la implementación como la reversión de la política contrahegemónica de Brasil, enfocándose en el diseño e implementación de políticas públicas específicas.

### 17.3 Auge y caída de las políticas de conservación: El combate a la deforestación en la Amazonía brasileña en la década de 2000

A pesar de la importancia del patrimonio socioambiental de la Amazonía (ver los Capítulos 8 y 10), su contribución a los procesos climáticos y la estabilidad a nivel local, nacional y global (ver los Capítulos 5–7; 22–24), y su enorme potencial para el desarrollo económico (ver el Capítulo 30), la deforestación ya ha comprometido una porción significativa de la cuenca (ver el Capítulo 19), y los usos de la tierra distintos al bosque no han generado beneficios socioeconómicos perennes de importancia regional (Almeida 1996; Becker 2000; Andersen 2002). Los datos oficiales más recientes sobre el aumento de la deforestación en la Amazonía Legal brasileña<sup>1</sup>, verificados del 1° de agosto de 2020 al 31 de julio de 2021, estiman un área de 13.235.000 km<sup>2</sup> (INPE 2020) (Figura 17.9), aumentando la deforestación total acumulada a 806.862,735 km<sup>2</sup> (INPE 2021b). Como resultado, el 19,1% del bosque original se ha convertido a otros usos, una superficie superior a la suma de los territorios de Alemania, Italia y Grecia. Esta pérdida ocurrió en tan solo dos décadas, ya que el primer censo realizado con base en imágenes LANDSAT, de 1976 a 1978, mostró solo un 1,8% de pérdida de cobertura forestal (Tardin *et al.* 1980). Este es un resultado directo de los programas y proyectos de desarrollo regional, que estimulan la ocupación regional y fomentan una economía basada principalmente en la producción agrícola (Hecht y Cockburn 1988).

Desde el gobierno de Getúlio Vargas en la década de 1950 hasta hoy, y especialmente durante 2019 cuando la deforestación se aceleró, el único período en el que hubo una reducción constante de la deforestación en la Amazonía brasileña fue entre 2004 y 2012, cuando las tasas disminuyeron de 27.722 km<sup>2</sup>/año a 4.571 km<sup>2</sup>/año (Figura 17.9). Las bases para este logro monumental se establecieron

en las décadas de 1980 y 1990 a través de la creciente influencia política de los movimientos ambientales contrahegemónicos, encarnados, por ejemplo, en el 'grupo de acción ecológica' en el Congreso Nacional (Viola 1988, 2004). Las primeras victorias incluyeron la ley de delitos ambientales de 1998 (Ley 9.605/98) y el Sistema Nacional de Unidades de Conservación (SNUC) creado en 2000, pero los avances en la formulación de políticas ambientales despegaron principalmente en la década de 2000, período marcado por la implementación del Plan de Prevención y Control de la Deforestación en la Amazonía (PPCDAm), determinado por el Decreto Federal del 3 de julio de 2003. Esta sección detalla cómo este plan (y la política ambiental, en general) fomentó impactos sinérgicos en la dinámica de la deforestación en la Amazonía brasileña.

#### 17.3.1 Integración de Políticas Públicas para Combatir la Deforestación

Los primeros años de la década de 2000 estuvieron marcados por el fuerte impacto de los datos que mostraban el aumento de la deforestación en la Amazonía brasileña, demostrando la ineficacia de las iniciativas de control adoptadas por los gobiernos anteriores. Para enfrentar este problema, el Ministerio del Medio Ambiente (Ministério do Meio Ambiente, o MMA) propuso a la administración presidencial electa en 2002 una reorganización de las actividades del Gobierno Federal en la región, con el objetivo fundamental de superar acciones desconectadas, consideradas las principales razones del avance de la desigualdad social y la degradación ambiental, siendo la deforestación su rasgo más visible. El objetivo era establecer un nuevo modelo de desarrollo económico para la Amazonía, capaz de promover el crecimiento económico, atender las demandas de la población local y romper con los modelos anteriores a través de la incorporación estructurada de la sostenibilidad (MMA 2007).

<sup>1</sup> La Amazonía Legal Brasileña comprende los estados brasileños de Acre, Pará, Amazonas, Roraima, Rondônia, Amapá y Mato Grosso, así como las regiones norteafricanas de Tocantins y Goiás y las regiones occidentales de Maranhão (ley nº 12.651/2012, art. 3-I). La microrregión fue creada por Ley para planificar mejor el desarrollo social y económico de la Amazonía, formando una superficie de aproximadamente 5.020.000 km<sup>2</sup>, mayor que el área del Bioma Amazónico, que tiene 4.196.943 km<sup>2</sup>.

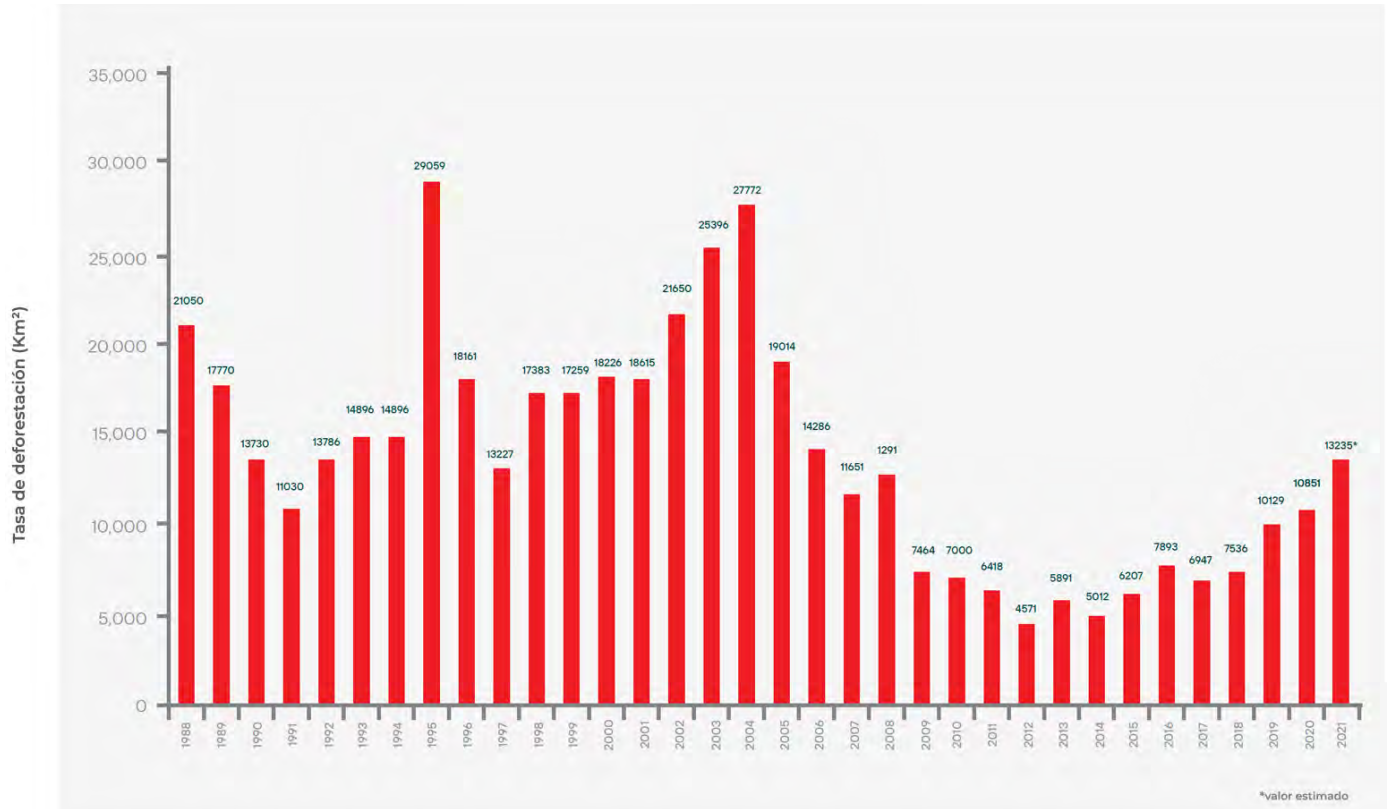


Figura 17.9 Evolución anual de las tasas de deforestación en la Amazonía Legal (km²). Fuente: PRODES/INPE 2021.

El MMA, como lo registra Capobianco (2017), operó en tres frentes integrados y complementarios: un programa de desarrollo sostenible para la macroregión que comprometió fondos federales y estatales para el Programa Amazonía Sostenible de Brasil (Programa Amazônia Sustentável o PAS); un plan de acción de intervenciones inmediatas para revertir las tasas de deforestación (PPCDam); y un plan de desarrollo local para las regiones más amenazadas por la expansión de la frontera de deforestación, basado en estrategias de gobernanza multiactor, multisectorial y multinivel (p. ej., Plano BR-163 Sustentável). Estas iniciativas fueron presentadas y discutidas ya en 2003. Las dos primeras (PAS y PPCDam) se aprobaron e iniciaron en el mismo año, mientras que la última se lanzó formalmente en 2004. Las tres contaron con la fuerte y amplia participación de diferentes ministerios y agencias relacionadas en lugar de estar únicamente en manos de MMA.

Las estrategias de actuación en estos tres frentes se basaron en cinco premisas consideradas fundamentales para el éxito de las iniciativas: (1) convertir el tema de la sustentabilidad en la Amazonía en un asunto de gobierno saliendo del ámbito sectorial del MMA y obteniendo el aval directo de la Presidencia de la República para su articulación; (2) garantizar la solidez política y el poder de convocatoria interna en el aparato de gobierno; (3) hacer acciones intersectoriales, comprometiendo a todas las secretarías y órganos afines del Gobierno Federal que, directa o indirectamente, estuvieran relacionados con el problema o tuvieran capacidades y/o conocimientos institucionales para resolverlo; (4) establecer un sistema de evaluación permanente de las políticas implementadas, generando retroalimentación periódica de alta calidad y credibilidad; y (5) consolidar una comunidad de apoyo externo para la definición, implementación y presión para la continuidad (MMA 2008a).

Parte de la estrategia adoptada en el período consistió en fortalecer la capacidad de gobernanza ambiental. Una acción fue aumentar significativamente el número de servidores públicos en las agencias ambientales federales, incluyendo el Instituto Brasileño de Medio Ambiente y Recursos Naturales Renovables (IBAMA), a través de licitación pública. Además, el Instituto Chico Mendes para la Conservación de la Biodiversidad (ICMBio) se estableció en 2007 para administrar áreas protegidas (AP). Ese mismo año se actualizó la estructura organizacional del MMA, creándose *entre otros* la Secretaría de Cambio Climático y la Dirección para el Control Climático de la Deforestación en la Amazonía (MMA 2008b).

### 17.3.2 PPCDAm

El PPCDAm es emblemático del enfoque sinérgico e intersectorial de la gobernanza ambiental en Brasil. En junio de 2003, los preparativos para el PPCDAm movilizaron a una cifra sin precedentes de 54 miembros de 12 ministerios para definir estrategias y prioridades para la formulación de políticas públicas en la Amazonía (Capo-bianco 2017). La estructuración del Plan estuvo a cargo de la Casa Civil de la Presidencia, responsable de convocar al personal técnico y político de los organismos públicos involucrados y de exigir los subsidios necesarios para sustentar la obra; y por los equipos del MMA, encargados de sistematizar las propuestas y aportes recibidos y la estructuración general del Plan.

Además, el PPCDAm buscó fomentar las sinergias de políticas enfocándose en tres ejes: (i) ordenamiento territorial; (ii) seguimiento y control ambiental; y (iii) fomento de actividades sostenibles y productivas. Este plan impulsó la apropiación institucional del tema de la deforestación de dos maneras específicas. El primero fue el establecimiento de un plan detallado de 149 actividades, cada una con responsabilidades institucionales explícitamente asignadas, un plazo de ejecución e indicadores objetivos para la evaluación de la implementación. El segundo fue vincular los recursos necesarios para el desarrollo del plan (USD 394

millones en total) a los presupuestos ya aprobados en los Planes Plurianuales (PPA) de los ministerios participantes. Esto garantizó las condiciones financieras para el inicio inmediato de las acciones sin depender de negociaciones complejas para obtener recursos adicionales del Presupuesto Federal (MMA 2008).

Los tres ejes del PPCDAm hicieron contribuciones significativas a la gobernanza ambiental de manera complementaria. Uno de los pilares del eje de monitoreo y control fue el desarrollo de un Sistema de Detección de Deforestación en Tiempo Real (DETER) por el Instituto Brasileño de Investigaciones Espaciales (INPE) en 2004. DETER representó una innovación tecnológica para monitorear la deforestación en la Amazonía en intervalos muy cortos (semanales a mensuales), y se convirtió en una herramienta de vigilancia poderosa y eficiente (Rajão *et al.* 2017; Trancoso 2021; Kalamandeen 2018; Borner *et al.* 2015). Concebida como una plataforma abierta de Internet, DETER permitió a la prensa y a la sociedad seguir la evolución de la deforestación, estimulando el debate público permanente sobre los resultados de las políticas de control.

DETER es uno de los mejores ejemplos de cómo la tecnología puede reducir costos en la obtención de información vital para orientar acciones de control de la deforestación y planear políticas públicas en una región de proporciones continentales como la Amazonía. Con imágenes producidas por el sensor MODIS del satélite Terra y el sensor WFI del satélite chino-brasileño CBERS, que tenían una resolución espacial de 250 m, DETER permitió el monitoreo constante de áreas bajo presión a costos insignificantes. También redujo la probabilidad de corrupción dentro del IBAMA y otros organismos de inspección al proporcionar información auditable. Otra innovación fue la participación de la Policía Federal en las investigaciones criminales y en los operativos realizados por el IBAMA y las policías ambientales estatales, siguiendo un plan estratégico que consideró criterios técnicos y prioridades territoriales. Como resultado, se cerraron aproximadamente 1.500 empresas madereras clandestinas.



tinias y se confiscaron más de 1 millón de metros cúbicos de madera. También se dismantelaron organizaciones que promovían la tala ilegal, lo que llevó al encarcelamiento de 659 personas, incluyendo funcionarios del gobierno federal y estatal. Dentro del eje de ordenamiento territorial, la creación de AP fue central para combatir la deforestación, particularmente en las primeras fases (West y Fearnside 2021). Entre 2004 y 2009 se crearon 40 AP en la Amazonía, totalizando 26 millones de hectáreas. En seis años, el PPCDam amplió la extensión territorial de estas áreas en más del 76% en comparación con todo lo que se había creado desde la creación de la Floresta Nacional de Caxiuana en 1961 (la primera UC de la región).

Las AP amazónicas tempranas (establecidas antes de 2003) estaban ubicadas en su mayoría en regiones remotas, lejos de las áreas de expansión agrícola, con algunas excepciones en los estados federales de Rondônia y Acre. Sin embargo, desde 2003, las AP se han integrado activamente en la estrategia regional de tenencia de la tierra. Más específicamente, la designación de áreas protegidas, tanto como AP como TI, desanima fuertemente el acaparamiento de tierras, ya que dificulta la obtención de títulos de propiedad y, por lo tanto, la especulación de la tierra, lo que reduce la probabilidad de deforestación. Como resultado, las nuevas AP se ubicaron principalmente en áreas con fuerte presión antrópica (IPEA 2011). Junto con la demarcación de aproximadamente 10 millones de hectáreas de TI, muchas de las cuales están reconocidas y aprobadas bajo el PPCDam, las AP se han convertido en una 'barrera verde' contra la deforestación, protegiendo extensas áreas que aún estaban altamente conservadas pero que mostraban un intenso aumento en las tasas de deforestación en el sur de Pará, el norte de Mato Grosso y el sur de Amazonas. Según Soares-Filho *et al.* (2010), la creación de AP fue responsable del 37% de la reducción de la deforestación entre 2004 y 2006.

Además del establecimiento de AP, se intensificó la lucha contra el acaparamiento de tierras al cancelar aproximadamente 66.000 reivindicaciones de títulos de propiedad que no tenían un origen legal

probado en los registros del Instituto Nacional de Colonización y Reforma Agraria (INCRA), y modificar profundamente los mecanismos y procedimientos para el registro de la tenencia (MMA 2007). Aunque el tercer eje, actividades productivas sostenibles, fue menos prominente durante la primera fase (2004-2008) (West y Fearnside 2021), contenía la propuesta, aprobación y regulación del sistema de manejo forestal público por la Ley 11.482/06 en 2006 y la regulación del control de circulación de la madera por CONAMA (Consejo Nacional del Medio Ambiente) Resolución 379/06. Los tres ejes del PPCDam se convirtieron en la plantilla para distribuir los recursos financieros del Fondo Amazonía, que recibió (y luego desembolsó) más de US \$ 1,2 mil millones entre 2008 y 2017 de fuentes internacionales (Noruega y Alemania) y nacionales (Petrobrás) (Correa *et al.* 2019).

El fortalecimiento de la gobernanza ambiental fue mucho más allá del PPCDam, lo que complementó sus acciones y fortaleció su impacto. La sanción por actividades de deforestación ilícita fue aumentada en 2008 a través del decreto 6.321/07, que estableció, entre otras medidas, acciones concentradas y prioritarias en los municipios que en conjunto eran responsables del 50% de la deforestación en la Amazonía, con reinscripción obligatoria de tierras y limitación de nuevas autorizaciones para la extracción de bosques por encima de 5 ha, mientras que el decreto 6.514/08 endureció la aplicación de la ley. La ilegalidad también recibió desincentivos económicos a través de la obtención condicional de crédito rural (Assunção *et al.* 2020) del Banco Central de Brasil (resolución 3.545/08), adopción de la moratoria de la soya en 2006 (Heilmayr *et al.* 2020; ver también el Capítulo 15), y los preparativos para una moratoria de la carne de res en 2012 (Gibbs *et al.* 2016). Los estados federales amazónicos también aumentaron la creación de AP, incluso superando el área de las creadas por el gobierno federal, mientras que el estado de Pará inició la creación de su Programa Municipio Verde (PMV) (Soares-Filho y Rajão 2018; Assunção y Rocha 2019; Cisneros *et al.* 2015).

### 17.3.3 Impactos de las políticas en la dinámica de la deforestación

Existe una extensa literatura que brinda una evaluación rigurosa de los esfuerzos de políticas clave de PPCDAm, y ofrece información sobre los impactos directos de las políticas, las externalidades y los mecanismos, que son cruciales para fortalecer la conservación de la Amazonía (por ejemplo, la evidencia causal de la efectividad de los esfuerzos de monitoreo y aplicación de la ley, el condicionamiento del crédito rural, y la definición de municipios prioritarios de actuación). Un resumen de esta literatura y enlaces a estudios individuales están disponibles en la "Plataforma de Protección Forestal Basada en Evidencia" (CPI 2021).

El PPCDAm obtuvo resultados significativos en los primeros 10 años de su implementación. El principal indicador de éxito fue la disminución constante de las tasas de deforestación en la Amazonía, de 27.423 km<sup>2</sup> en 2004, la segunda más alta en PRODES<sup>m</sup> (Sistema de Monitoreo de la Deforestación en la Amazonía, por INPE) registra (a 4.571 km<sup>2</sup> en 2012) el más bajo jamás registrado (Figura 16.1). Este período estuvo marcado por un aumento sin precedentes en las iniciativas implementadas por el Gobierno Federal destinadas a detener la deforestación. Durante este período se aprobaron siete leyes federales, tres medidas provisionales, seis resoluciones de CONAMA, 156 decretos y 16 actos normativos de organismos gubernamentales. También hubo 29 operaciones importantes de vigilancia que involucraron a la Policía Federal. En total, hubo 232 iniciativas, de las cuales 134 estuvieron directamente dirigidas al control y combate a la deforestación, durante nueve años. Esto es significativamente más alto que las 77 acciones real-

izadas durante un período de 13 años desde 1990 hasta 2002 (Capobianco 2017). Además, durante las primeras etapas del PPCDAm se hizo hincapié en la aplicación estricta de la legislación socioambiental, lo que aumentó la percepción de los actores locales sobre los riesgos asociados con la deforestación ilegal y depredadora. Esto estimuló iniciativas de los gobiernos estatales y municipales, así como de la sociedad en general, que contribuyeron al éxito del programa. En cierto modo, representa un legado tangible del creciente poder político de los movimientos ambientalistas en la década de 1990.

Es importante resaltar que esta reducción sin precedentes en la deforestación ocurrió en un período de alta valorización de los dos principales productos básicos, la soya y la carne de res, producidos en la Amazonía (ver la sección 17.1). Hasta 2005 existía una clara correlación entre el crecimiento de estas dos actividades económicas y la deforestación (Capobianco 2017). A partir de 2007, comenzó un desacoplamiento gradual entre estas variables y, a pesar del retorno del crecimiento en la producción de soya y un aumento en el pastoreo de ganado en respuesta al aumento de los precios de las materias primas, Brasil experimentó una disminución en las tasas de deforestación.

Según Koch *et al.* (2019), el mayor riesgo de sanciones penales por la deforestación ilegal hace que la expansión ilegal de la tierra sea más costosa y menos rentable, e induce a los agricultores en un mercado agrícola en crecimiento a reinvertir en capital en lugar de tierra, lo que lleva a una mayor productividad de la tierra por hectárea. Al analizar datos sobre la producción ganadera en el estado de Mato Grosso, Macedo *et al.* (2012) identificaron que la

---

<sup>m</sup> PRODES es la primera herramienta de monitoreo (actualmente una de varias) diseñada para calcular las tasas anuales de deforestación en la Amazonía brasileña. El Sistema de Monitoreo de la Deforestación de la Amazonía, creado en 1989 por el Inpe, mide la tala anual en polígonos mayores de 6,25 hectáreas en la Amazonía brasileña. Estas mediciones se realizan en períodos con buenas condiciones de observación en la región amazónica, que generalmente se dan de julio a septiembre, cuando se puede observar el 90% de la región debido a la reducción de la nubosidad. El período de análisis comprende desde principios de agosto hasta finales de julio del año siguiente. Como es más detallado que otros sistemas y depende de las condiciones climáticas para la captura de imágenes, su análisis se realiza solo una vez al año. Su primera estimación se publica hasta diciembre del año en curso y los datos consolidados están disponibles al final del primer semestre del año siguiente. Para una discusión más amplia, ver Rajão *et al.* (2017) y Richards *et al.* (2017).

deforestación a gran escala para pastos disminuyó más del 70% entre 2005 y 2006. Según estos autores, los crecientes riesgos y costos de la expansión de los pastos mediante la ocupación ilegal de tierras, combinados con la implementación de técnicas para intensificar la producción, se convierten en un movimiento para reemplazar el pastoreo extensivo (menos de una cabeza de ganado por hectárea) por el confinamiento animal, una práctica que creció un 286% entre 2005 y 2008.

Esto demuestra que la constante y consistente reducción de la deforestación en la Amazonía Legal en la década del 2000 no estuvo directamente relacionada con el avance de los principales *commodities* de la región. Al mismo tiempo, la coyuntura económica en los mercados agrícolas nacionales e internacionales fue favorable para reducir la presión para abrir nuevas áreas al inicio de la primera fase del programa (2004 a 2006). La experiencia de Brasil en el combate a la deforestación en la década de 2000 demuestra que es posible, a través de acciones coordinadas, un fuerte compromiso de los órganos que formulan e implementan las políticas públicas y en alianza con la sociedad, establecer un proceso de gobernanza capaz de promover una rápida y significativa disminución de las tasas de deforestación en la Amazonía..

#### **17.4 La caída de las políticas de conservación de bosques de Brasil**

La construcción sistemática de la gobernanza ambiental en Brasil, como se describe en la sección anterior, duró poco. Con el cambio de década, los movimientos hegemónicos que impulsaron la agenda de desarrollo neoliberal en Brasil, basada en la producción de soya y carne, recuperaron el control de la agenda ambiental. Al mismo tiempo, los movimientos contrahegemónicos representados por organizaciones ambientales profesionalizadas y politizadas estaban perdiendo fuerza (p. ej., Sauer y França 2012). Este cambio en la dinámica política está simbolizado por tasas de deforestación en constante aumento, de 4.571 km<sup>2</sup>/año en 2012 a aproximadamente 11.000 km<sup>2</sup>/año en 2020. Esta sección presenta los factores clave que explican lo que se ha llamado notoriamente un

'desmantelamiento sistemático' de las políticas de conservación forestal de Brasil (Abessa *et al.* 2019).

##### **17.4.1 Debilitamiento de la aplicación de la ley ambiental en Brasil**

Las mareas cambiantes de la política ambiental en Brasil comenzaron con revisiones al Código Forestal propuestas por el caucus rural. Según Sauer y França (2012), la reorganización del Brasil rural y el caucus rural comenzó a fines de la década de 2000 como respuesta al endurecimiento de la aplicación de la ley y al acceso cada vez más difícil al crédito rural. Aunque el proyecto de ley original que proponía revisiones desde 1999 no pasó por el Congreso durante la mayor parte de la década de 2000, su proceso legislativo se aceleró en 2009 con el establecimiento de una comisión especial. El resultado de este prolongado debate fue la aprobación de un nuevo texto legislativo sobre la protección de la vegetación nativa por parte del Congreso brasileño en 2012 (Ley 12.651/12) que modificó sustancialmente, en su mayoría negativamente, el Código Forestal anterior (Ley 4.771/65). El Código Forestal revisado tuvo dos efectos perjudiciales importantes: el más importante, otorgó amnistía a los deforestadores anteriores, eximiéndolos de recuperar el 58% de la vegetación de todas las áreas deforestadas ilegalmente antes de 2008 (Soares-Filho *et al.* 2014). Esto cambió severamente los riesgos percibidos de ilegalidad, principalmente porque denotaba una recompensa en lugar de un castigo, lo que perjudicó a los terratenientes respetuosos de la ley.

El segundo efecto negativo se relaciona con el Sistema de Registro Ambiental Rural (CAR), un sistema de autorregistro nacional, obligatorio y completamente transparente para propietarios rurales, que podría haber fortalecido significativamente a las instituciones encargadas de hacer cumplir la ley (por ejemplo, IBAMA) para monitorear y sancionar de forma remota a los deforestadores ilegales (Soares-Filho *et al.* 2014). El proceso de registro de CAR fue un éxito, con un número de propiedades que creció de menos de 1 millón en 2014 a aproximadamente 6,3 millones en todo el

país (1 millón en la Amazonía Legal) para septiembre de 2021 (SICAR 2021), principalmente porque los propietarios deben registrarse para tener acceso a préstamos bancarios y transacciones notariales. Sin embargo, la información disponible en el sistema no ha sido utilizada para la aplicación de la ley, como se anticipó inicialmente. Excepto por unos pocos cientos de multas emitidas a través de la operación "Controle Remoto" del IBAMA entre 2016 y 2020, la mayor parte de la aplicación de la ley todavía se realiza a través de inspecciones de campo locales en lugar de combinar el conjunto de datos de CAR con el sistema oficial de monitoreo de deforestación PRODES. Esto contribuye a un alto nivel de impunidad percibida por la deforestación ilegal dentro de las propiedades registradas en CAR. Por ejemplo, Rajão *et al.* (2020) observaron que solo el 23% de las propiedades con evidencia de deforestación ilegal en el estado de Mato Grosso habían sido embargadas entre 2009 y 2018. El efecto menguante de la CAR como elemento disuasorio de la deforestación ilegal también se observó en las iniciativas a nivel estatal que precedieron al registro nacional. En 2008-2009, las propiedades registradas en CAR deforestaron menos que las propiedades fuera del registro, mientras que para 2012 los propietarios dentro y fuera del registro tenían un comportamiento similar (Azevedo *et al.* 2017).

Los efectos negativos del Código Forestal reflejaron una tendencia más amplia de debilitamiento sustancial de la aplicación de la ley ambiental en Brasil y, en particular, preocupaciones sobre la capacidad institucional del IBAMA y el ICMBio, las dos agencias federales responsables de hacer cumplir la legislación ambiental en tierras privadas y públicas, respectivamente. El número de funcionarios ha disminuido desde 2010 en las dos instituciones debido a la falta de reemplazo de los jubilados. El número total de personal del IBAMA dedicado a la aplicación de la ley se desplomó de 1.311 personas en 2010 a 591 en 2020 (Borges 2020). Bajo la administración federal que comenzó en enero de 2019, el MMA también ha reemplazado sistemáticamente a gerentes experimentados del IBAMA y el ICMBio con policías militares de São Paulo con

poco conocimiento de la agenda ambiental federal. Además, esta administración ha disuadido de manera controvertida a los inspectores de campo de destruir equipos utilizados en operaciones de deforestación ilegal como castigo administrativo, una sanción ambiental efectiva permitida por la ley y muy recomendada para regiones remotas. La capacidad reducida de estas instituciones de aplicación de la ley ambiental se refleja en la caída del número de multas emitidas en 2019 y 2020 a un mínimo histórico (Muniz *et al.* 2020; Lopes y Chiavari 2021).

El débil estado de conservación de las áreas protegidas en la Amazonía es otro desafío. Desde las elecciones presidenciales de 2010, la creación de nuevas AP casi se ha detenido y, tras la destitución del presidente en mayo de 2016, la nueva administración federal intentó activamente dismantlar las áreas protegidas existentes a cambio de apoyo político. Algunos de estos intentos fueron frustrados, pero otros, como en el caso del Bosque Nacional de Jamanxin, tuvieron éxito y fueron aprobados en el congreso. Con la nueva administración federal a partir de enero de 2019, la suspensión de la designación de AP se convirtió en una política federal explícita. Además, tanto el presidente como el ministro de Medio Ambiente amenazaron con revisar los tamaños de 59 AP y aprobar una nueva legislación que permitiría desarrollar carreteras y represas hidroeléctricas en áreas protegidas (Borges 2019). En consecuencia, la deforestación dentro de las áreas protegidas ha aumentado de 640 km<sup>2</sup> en 2017 a más de 1100 km<sup>2</sup> en 2020, ya que los acaparadores de tierras esperan beneficiarse de la futura degradación, reducción y eliminación de esas áreas. Amenazas combinadas para la aplicación de la ley ambiental: requisitos de conservación indulgentes en tierras privadas (Sauer y França 2012), ineficacia de CAR (Azevedo *et al.* 2017), la disminución de la capacidad institucional (Lopes y Chiavari 2021) y el debilitamiento de las áreas protegidas (Borges 2019), envían una fuerte señal a los deforestadores de que el suyo es un clima legislativo y político favorable para aumentar la deforestación.

### 17.4.2 Discurso Pro-Deforestación de Líderes Políticos y Empresariales

Aunque las acciones concretas de aplicación de la ley y las restricciones territoriales juegan un papel clave en la reducción de la deforestación, la retórica de los líderes políticos y empresariales constituye un factor poderoso en la configuración de la percepción de riesgo de los deforestadores potenciales. Los presidentes y ministros de medio ambiente brasileños, entre 2003 y 2010, usaron un lenguaje fuerte contra la deforestación, pero lo contrario es cierto en los años siguientes. La política ambiental perdió fuerza durante el mandato de la administración electa en 2010. Tras la destitución del presidente en 2016, el poder ejecutivo quedó aún más expuesto al cabildeo ruralista y a los intereses a favor de la deforestación, y la administración federal emitió varios decretos que debilitaron el estatus de las AP y otorgaron amnistía a los acaparadores de tierras, como se describe anteriormente. Aunque se revirtieron algunos intentos de dismantelar las políticas ambientales, como la relajación de las normas de licencia ambiental y el fin de la Reserva Nacional de Cobre y Asociados (RENCA, una gran reserva minera), hubo una fuerte señal de que el contexto político ahora se estaba volviendo más indulgente con la deforestación ilegal, lo que resultó en un aumento de las tasas de deforestación entre 2015 y 2018, a pesar de un aumento en el número de multas ambientales y la continuación del PPCDAm (West y Fearnside 2021).

Aunque el clamor a favor de la deforestación de los líderes políticos rurales se ha vuelto cada vez más fuerte desde 2012, se ha acelerado sustancialmente desde 2019. Durante la campaña presidencial de 2018, se asumieron compromisos para detener la creación de AP y obstaculizar la “industria de las multas” del IBAMA y, a menudo, los terratenientes fueron retratados como víctimas de una legislación ambiental sesgada. La administración que inició en 2019 favoreció la desregulación ambiental y la fiscalización leve del sector. Se cuestionó la eficacia de la aplicación de la ley y se amenazaron con reducir la autonomía de los inspec-

tores de campo. La administración actual también propuso dismantelar las AP, amenazó con castigar al personal del IBAMA a cargo de las sanciones ambientales (Brandford 2019; Watts 2019a) y altos funcionarios de la administración cuestionaron la veracidad de los informes de deforestación y ocurrencia de incendios del Instituto Brasileño de Investigaciones Espaciales. También acusaron a las ONG de provocar incendios en la Amazonía, sin pruebas (Watts 2019b; Maisonnave 2019).

Los políticos del caucus rural no fueron los únicos que apoyaron abiertamente un discurso a favor de la deforestación en los últimos años. Se difundió un video de una reunión oficial del gabinete en el que altos funcionarios sugirieron aprovechar la pandemia de COVID-19 para “pasar el rebaño”, insinuando la aprobación de una serie de proyectos de ley para reducir los procesos burocráticos que respaldan la legislación ambiental (Vale *et al.* 2021). Los cambios introducidos por la administración actual incluyen reducciones en la protección de los humedales y una mayor reducción de la participación de la sociedad civil en los foros de políticas. En respuesta a la indignación de la sociedad civil, la comunidad científica y algunos políticos, varias asociaciones empresariales de Brasil adquirieron anuncios de página completa en *Estado de São Paulo*, uno de los principales diarios del país, para anunciar su apoyo a las medidas adoptadas por la actual administración. Otras asociaciones empresariales fueron aún más lejos al recomendar nuevas formas de relajar los requisitos ambientales. Por ejemplo, APROSOJA (Asociación de Productores de Soya de Mato Grosso) está pidiendo el fin de la moratoria de soya en la Amazonía bajo el pretexto de los principios del libre comercio (Samora 2019), mientras que UNICA (Asociación Brasileña de la Industria de la Caña de Azúcar) ha cambiado drásticamente su posición sobre la prohibición de cultivar caña de azúcar en la Amazonía. En 2018, cuando un senador propuso levantar la prohibición, UNICA la defendió enérgicamente, sobre todo porque el 98% de su caña de azúcar se cultiva fuera de la Amazonía. También enfatizaron la importancia de reducir el riesgo de deforestación para promover las exportaciones de azúcar y etanol a la UE. Sin

embargo, bajo una nueva administración, UNICA cambió su posición y ayudó con éxito a poner fin a la prohibición (Follador 2019; Girardi 2019).

Los contramovimientos no han sido silenciosos. Algunas asociaciones de agronegocios; ONG; e investigadores de la Coalición Brasileña sobre el Clima, los Bosques y la Agricultura han jugado un papel importante en la impugnación de la narrativa a favor de la deforestación. A fines de 2019, la Coalición llevó a cabo una campaña ("Sé legal con la Amazonía") que promueve prácticas agrícolas legales y sostenibles en la Amazonía, pidiendo el cese del acaparamiento de tierras y un mayor debilitamiento del Código Forestal. En reacción, SRB, UNICA y Abiove (la Asociación Brasileña de Industrias de Aceite Vegetal) abandonaron la Coalición. En marzo de 2020, la ABAG (Asociación Brasileña de Agronegocios), la IBA (Asociación Brasileña de la Industria de los Árboles) y la ABIEC (Asociación Brasileña de Exportadores de Carne de Res) eran las únicas asociaciones importantes que seguían participando en la Coalición, lo que indica la capacidad limitada de las empresas orientadas a la sostenibilidad en agronegocios para influir en el creciente discurso a favor de la deforestación.

### 17.4.3. Oportunidades que se han perdido por la deforestación

El discurso y las acciones a favor de la deforestación llevadas a cabo por la actual administración en Brasil, apoyadas por los *lobbies* rurales y algunas asociaciones de agronegocios, socavan las oportunidades hacia una agenda de desarrollo sostenible. Esto le costó a Brasil su reputación mundial y detuvo el financiamiento del Fondo Amazonía de Noruega y Alemania, debido a los decepcionantes resultados de reducción de la deforestación (van der Hoff *et al.* 2018) y el desmantelamiento de la institucionalidad ambiental. Los fondos de inversión internacionales preocupados por el apoyo directo o indirecto de actividades que degradan aún más nuestro planeta ya advirtieron a Brasil sobre sus políticas perjudiciales, amenazando con desinvertir en el país. La Unión Europea ya está desarrollando mecanismos para detener la importación de

productos relacionados con la deforestación, incluyendo la soya y la carne de res, así como programas para eliminar gradualmente su dependencia agrícola de Brasil a largo plazo, lo que puede aumentar las posibilidades de que el acuerdo comercial Mercosur sea no ratificado por la UE. China podría pronto seguir su ejemplo (Wachholz y Dutra 2021). Al no cumplir con su compromiso de frenar la deforestación, Brasil y su sector agrícola pueden sufrir graves consecuencias y perder oportunidades en nuevos mercados ambientales (por ejemplo, PSA, bonos verdes, regulados en la Ley 14.119/21).

### 17.5. Conclusiones

Las élites dominantes en América del Sur han percibido predominantemente la Amazonía como un espacio vacío con materias primas casi ilimitadas para explotar, ignorando los IPLC y los servicios cruciales que brinda la Amazonía. Antes de la década de 1970, la Amazonía se vio afectada por una serie de auges en el sector extractivo, en busca de caucho, oro, minerales, quinina y otras materias primas, dejando tras de sí profundas perturbaciones. La expansión del sector extractivo durante las últimas cinco décadas no ha tenido precedentes por su magnitud, difusión generalizada y efectos sociales y ambientales adversos.

A mediados de la década de 1970, América Latina inició un cambio de un modelo de industrialización por sustitución de importaciones orientado hacia adentro y dirigido por el Estado hacia una estrategia de desarrollo de promoción de exportaciones internacionalmente abierta y favorable al mercado, siguiendo los principios neoliberales. Esta transformación fue parte del surgimiento de un nuevo modelo global de economía mundial basado en un paradigma de acumulación flexible (Harvey 1989). América Latina se integró progresivamente a la economía internacional, principalmente como proveedor de materias primas, en un nuevo mundo multipolar con la creciente relevancia de China. Como resultado, la Amazonía experimentó una expansión acelerada de los sectores extractivos y agroindustria, principalmente cultivo de soya, ganadería, minería de hierro y otros metales, pet-

róleo y gas, junto con la construcción de grandes proyectos de infraestructura y energía. Entre 1990 y 2011, las exportaciones brasileñas de soya, mineral de hierro y carne de res aumentaron más de 18 veces, con una tasa de crecimiento anual acumulativa del 15% (CEPAL 2020). La expansión de la exploración de petróleo y gas fue particularmente relevante en Colombia, Ecuador y Perú. Las drogas ilegales desempeñaron un papel importante en Colombia y Perú, a menudo junto con la violencia y el acaparamiento de tierras. Los mercados internos también contribuyeron a expandir la demanda, particularmente en el caso de la carne de res. China no solo es el principal importador de productos básicos de la región amazónica, sino que también es un proveedor de crédito e inversor directo en proyectos extractivos y de infraestructura. Diferentes corporaciones transnacionales en agronegocios, minería y petróleo participan en la expansión del sector extractivo, a menudo en alianza con empresas públicas y privadas nacionales.

Este proceso ha tomado diferentes formas según la distribución de las dotaciones naturales y las reservas minerales, las políticas nacionales, la inversión extranjera y los conflictos sociales. Los precios cambiantes de las materias primas han definido períodos de expansión acelerada, estabilización o incluso declive en las actividades extractivas.

La prominencia actual de los intereses de los productos básicos agrícolas no ve oportunidades más amplias para el desarrollo económico, tal como se materializa en las finanzas verdes, las tendencias de sostenibilidad en el sector financiero, los requisitos del comercio internacional y la geopolítica relacionada. Tampoco percibe los bosques en pie como la base para el desarrollo de productos básicos convencionales como la soya y la carne de res, ya que estos dependen de patrones de lluvia constantes y servicios de polinización. También necesitan satisfacer a un mercado cada vez más consciente en términos de sostenibilidad.

Las políticas de conservación también se han globalizado, recibiendo un apoyo significativo de las

instituciones internacionales e incluso de los gobiernos de las sociedades desarrolladas. Han logrado resultados importantes, como la expansión de AP y TI, que actualmente cubren aproximadamente el 50% de la cuenca del Amazonas (Capítulo 16), y una reducción del 84% en las tasas de deforestación en Brasil durante el período 2005-2012. La expansión de áreas protegidas y territorios indígenas ha sido una tendencia bastante continua en casi todos los países amazónicos desde la década de 1960, se intensificó durante las últimas dos décadas y ha sido un pilar para la conservación en la Amazonía. Aunque las AP y las TI tienen tasas de deforestación significativamente más bajas en relación con otras áreas, la Amazonía en general todavía sufre altos niveles de deforestación y degradación.

La política de conservación exitosa, aunque actualmente revertida, implementada en Brasil de 2005 a 2012 es la estrategia alternativa nacional más importante frente a las políticas estatales que promueven, y hasta cierto punto regulan, el desarrollo extractivo en la región (sección 17.3). Este caso evidencia que la deforestación y la degradación forestal pueden controlarse y reducirse cuando existe la voluntad política. Su éxito es el resultado de colocar la conservación como una alta prioridad política a nivel nacional, con la participación del gobierno, las autoridades locales, las empresas, la sociedad civil y la cooperación internacional estratégica. Su importancia radica en la potencial replicabilidad de la experiencia a nivel panamazónico, o a través de estrategias nacionales coordinadas, y en su papel como base para arreglos institucionales más fuertes y resultados duraderos.

Brasil logró resultados importantes en la reducción de la deforestación y la expansión de áreas protegidas y tierras indígenas. Sin embargo, la diversificación económica sostenible y la mejora de las condiciones de vida respetando los límites ambientales son todavía limitadas en toda la región amazónica. Lograr una Amazonía sostenible implica sustituir la limitada economía dependiente de *commodities* a través de la diversificación económica, el aumento de los encadenamientos pro-

ductivos, la ampliación de los servicios basados en la biodiversidad y la mejora de las condiciones de vida de los pueblos amazónicos. Los caminos sostenibles para la Amazonía se analizarán más a fondo en la Parte III de este Informe.

El paradigma de la conservación no ha sido lo suficientemente fuerte para controlar o detener los principales impactos ambientales y sociales adversos del modelo de desarrollo extractivo. Como resultado, el extractivismo insostenible sigue siendo el principal paradigma que guía las políticas públicas y la inversión privada. El caso brasileño destaca políticas complejas vinculadas a los 'procesos de época' de los movimientos hegemónicos y contrahegemónicos. Por un lado, los desafíos planteados por el ambientalismo a la hegemonía del desarrollo extractivo provocaron fuertes reacciones en los defensores de este último, revirtiendo muchos de los avances logrados en la década de 2000 (sección 17.4). Por otro lado, el sometimiento de las políticas ambientales por estos procesos hegemónicos pone en peligro su resiliencia a los cambios en el entorno natural (por ejemplo, Lovejoy y Nobre 2017) o preferencias geopolíticas y económicas más amplias (sección 17.4). Es necesario encontrar un término medio.

A pesar de los importantes logros ambientales, las políticas y estrategias privadas en la Amazonía siguen vinculadas a un paradigma extractivo dominante. Si bien la región se transformó profundamente por una expansión sostenida de la producción de productos básicos tanto para los mercados internacionales como para la demanda interna, y un rápido proceso de migración y urbanización reconfiguró el perfil demográfico de la región, la transformación no logró una mejora sostenida y equitativa de las condiciones de vida. En cambio, prevalecen la exclusión social, la pobreza y la falta de participación política de los pueblos indígenas y otros grupos marginados. Además, la deforestación, la degradación y la pérdida de biodiversidad están cerca de un punto de inflexión, lo que podría desencadenar un proceso autosostenido de degradación permanente, poniendo en peligro no solo la integridad de la selva tropical sino también los

servicios climáticos críticos para América del Sur y el mundo (Lovejoy y Nobre 2017). La desigualdad social y las actividades insostenibles son fallas críticas de la actual estrategia de desarrollo extractivo en la Amazonía, que lleva a la región a un proceso de desarrollo desigual, ya que las rentas y las ganancias se apropian y reinvierten con frecuencia en otros lugares, y la remuneración laboral se mantiene en niveles de subsistencia.

El actual modelo de desarrollo no solo ha fracasado en generar un mejoramiento sostenible, participativo y equitativo de las capacidades humanas, sino que además carece de bases teóricas sólidas. Existe una fuerte crítica de que la teoría económica neoclásica no se puede aplicar a los problemas de desarrollo actuales. La teoría económica convencional no cuenta con un marco adecuado para explicar las interacciones entre la economía y el medio ambiente, ni las distorsiones del mercado generadas por los monopolios y las corporaciones transnacionales (Lefebvre 1991; Stiglitz 1998, 2002, 2013; Stiglitz *et al.* 2008).

Es necesaria una nueva estrategia de desarrollo sostenible y equitativa para la Amazonía, para mantener la provisión de beneficios ambientales de las selvas tropicales, la integridad de las culturas indígenas y mejorar las condiciones de vida de la mayoría de la población. Dicha estrategia también debería mantener la diversidad cultural, proporcionar empleo decente, eliminar la pobreza y reducir la desigualdad social.

La construcción de nuevas estrategias paradigmáticas también puede necesitar un alejamiento del pensamiento económico convencional hacia enfoques más completos e integrados, como el marco emergente de la economía ecológica (Brown y Timmerman 2015; Common y Stagl 2005; Martínez Alier y Roca 2000; Daly 2010).

## 17.6 Recomendaciones

1. La globalización y los cambios generalizados en el consumo han alterado drásticamente el tipo y la escala de la intervención humana en la



Amazonía, generando impactos sociales y ambientales de una magnitud y gravedad sin precedentes. Junto con los países del Norte Global, China es un actor cada vez más dominante en este proceso. La sostenibilidad ambiental y social debe priorizarse e integrarse en la toma de decisiones políticas globales y locales y en los incentivos económicos. Los países no amazónicos, en particular los países desarrollados y China, son actores importantes para montar una respuesta efectiva y deben ser parte de la solución.

2. Brasil proporciona un fuerte ejemplo de cómo el control de la deforestación, implementado a través de una política estatal estratégica que involucra el compromiso y la participación coordinada de múltiples actores gubernamentales, puede contribuir a reducir significativamente la deforestación. La participación no debe limitarse exclusivamente a las autoridades ambientales y debe incluir un compromiso y apoyo internacional genuino. La experiencia de Brasil puede ser replicada en otros países amazónicos, adaptada a las condiciones y realidades locales. Las estrategias país por país podrán ser complementadas con políticas transamazónicas coordinadas en el marco del Pacto de Leticia.
3. Las políticas de reducción de la deforestación y conservación de los bosques son vulnerables a los gobiernos cambiantes y las prioridades políticas. Se deben implementar acuerdos institucionales que trasciendan los ciclos políticos cambiantes para asegurar la continuidad de las políticas de conservación de los bosques, como sugiere la estrategia internacional de cambio climático.
4. Las iniciativas para revertir la deforestación deben involucrar la participación de todas las partes interesadas (diferentes niveles de gobierno, múltiples sectores de la economía, actores de la sociedad civil, pueblos indígenas y comunidades locales (IPLC) y organizaciones internacionales), e incluir voces transversales de género y juventud. La participación de los PICL es esen-

cial para la gestión sostenible de bosques y ríos, y debe incluir una perspectiva socioambiental, en la que se combinen medios de vida sostenibles y saludables con la conservación.

## 17.7 Referencias

- Abessa *et al.* (2019). "The systematic dismantling of Brazilian environmental laws risks losses on all fronts". *Nature Ecology and Evolution*. 3, p. 510–511. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0855-9>.
- Addison, Tony and Alan Roe (2018). *Extractive Industries: The Management of Resources as a Driver of Sustainable Development*. Oxford Scholarship Online.
- Almeida, O. T. (1996). *A evolução da fronteira amazônica: oportunidades para um desenvolvimento sustentável*. Belém: Imazon.
- Andersen, L. E. *et al.* (2002). *The Dynamics of deforestation and economic growth in the Brazilian Amazon*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Assunção, Juliano, Gandour, Clarissa, Rocha, Romero Rocha, Rudi (2020). *The Effect of Rural Credit on Deforestation: Evidence from the Brazilian Amazon*, *The Economic Journal*, Volume 130, Issue 626, February 2020, Pages 290–330, <https://doi.org/10.1093/ej/uez060>.
- Assunção, Juliano and Rocha, Romero (2019). "Getting Greener by Going Black: The Effect of Blacklisting Municipalities on Amazon Deforestation". *Environment and Development Economics* 24, n° 2 (2019): 115-37. [bit.ly/3wRGdX8](https://bit.ly/3wRGdX8).
- Azevedo A., Rajão R., Costa M., Stabile M., Macedo M, Reis T., Alencar A., Soares-Filho B., Pacheco R. *Limits of Brazil's Forest Code as a means to end illegal deforestation*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 114, p. 7653-7658, 2017.
- Bebbington, Anthony. (2011). *Minería, movimientos sociales y respuestas campesinas. Una ecología política de transformaciones territoriales*. Lima: IEP – Instituto de Estudios Peruanos, CEPES – Centro Peruano de Estudios Sociales.
- Baletti, Brenda (2014). "Saving the Amazon? Sustainable Soy and the New Extractivism". *Environment and Planning A: Economy and Space*. 2014;46(1):5-25. [doi:10.1068/a45241](https://doi.org/10.1068/a45241).
- Becerra, Sylvia, Maurice, Laurence y Desprats-Bologna, Sabine (Eds). *Nuestro vivir en la Amazonía ecuatoriana: entre la finca y el petróleo*. Quito: IRD-MonOil-UASB-EPN-USFQ-Abya-Yala, 2018.
- Becker, B. K. (2000). *Reflexões sobre políticas de integração nacional e de desenvolvimento regional*. Em Kingo, M. D. *Reflexões sobre políticas de integração nacional e de desenvolvimento regional* (pp. 71- 138). Brasília: Ministério da Integração Nacional.
- Bianchi, Eduardo and Szpak, Carolina. *Soybean prices, economic growth and poverty in Argentina and Brazil*. FAO Rome, 2017.
- Boanada Fuchs, Vanessa (2020). *Chinese-driven frontier expansion in the Amazon: four axes of pressure caused by the growing demand for soy trade*. *Civitas – Revista de Ciências Sociais* 20 (1) Jan.-April 2020.

- Borges A. Confirma a lista das 67 unidades de conservação que o governo federal quer reduzir. Estadão, (2019); <https://sustentabilidade.estadao.com.br/noticias/geral,confirma-a-lista-das-unidades-de-conservacao-que-o-governo-quer-reduzir,70002868340>.
- Borges A. Ibama perde 55% dos fiscais em 10 anos. Estadão, (2020); <https://sustentabilidade.estadao.com.br/noticias/geral,ibama-perde-55-dos-fiscais-em-10-anos,70003397998>.
- Börner, Jan, Eduardo Marinho e Sven Wunder. "Mixing Carrots and Sticks to Conserve Forests in the Brazilian Amazon: A Spatial Probabilistic Modeling Approach." *PLoS ONE* 10, n° 2 (2015). [bit.ly/2UyzN1L](http://bit.ly/2UyzN1L).
- Brandford S., Borges T. Dismantling of Brazilian environmental protections gains pace. Mongabay, (2019); <https://news.mongabay.com/2019/05/dismantling-of-brazilian-environmental-protections-gains-pace/>.
- Braun, Oscar (1973). Comercio internacional e imperialismo. Buenos Aires: Siglo XXI.
- Brown, Peter and Timmerman, Peter. (2015). *Ecological Economics for the Anthropocene*. New York: Columbia University Press.
- Capobianco, J. P. R. (2017). Governança socioambiental brasileira na década de 2000. São Paulo.
- Carrington, Damian (2020) "Coronavirus: Nature is sending us a message". *The Guardian*, March 25, 2020.
- CEPAL (2020). CEPALSTAT. <https://estadisticas.cepal.org/cepalstat/Portada.html>.
- Chassagne, Natasha (2019). "Sustaining the 'Good Life': Buen Vivir as an alternative to sustainable development". *Community Development Journal*. Vol. 54, N. 3, July 2019, pp. 482-500. DOI: 10.1093/cdj/bsx062.
- China Latin America Finance Database 2020. [https://www.the-dialogue.org/map\\_list/](https://www.the-dialogue.org/map_list/).
- Cisneros, Elias, Zhou, Sophie and Börner, Jan (2015). "Naming and Shaming for Conservation: Evidence from the Brazilian Amazon." *PLoS ONE* 10, n° 9 (2015). [bit.ly/3hU3R0A](http://bit.ly/3hU3R0A).
- Common, Michael and Stagl, Sigrid (2005). *Ecological Economics*. Cambridge: Cambridge University Press.
- CONASS (Conselho Nacional de Secretários de Saúde) (2020). Coronavirus. <https://www.worldometers.info/coronavirus/Consulted,December26,2020>.
- Correa *et al.*, (2019). "Amazon Fund 10 Years Later: Lessons from the World's Largest REDD+ Program". *Forests*, March 19, 2019. <https://doi.org/10.3390/f10030272>.
- Cox, Robert (1987). *Production, Power and World Order*. New York: Columbia University Press.
- CPI – Climate Policy Initiative. 2021. Proteção Florestal Baseada em Evidência. Available at: <https://www.climatepolicyinitiative.org/pt-br/dataviz/conjunto-de-evidencias/>
- Curtis, Philip *et al* (2018), "Classifying drivers of global forest loss", *Science* 361, 1108–1111 (2018) 14 September 2018.
- Da Silva, Carlos and Guerreiro, Mendelson (2017) "Soy Moratorium in Mato Grosso: Deforestation undermines the agreement". *Land Use Policy* 2017. PP. 1-2.
- Dagicour, Ombelyne, "The geopolitics of the Amazon", *Politique étrangère*, 2020/1 (Spring Issue), p. 135-146. DOI: 10.3917/pe.201.0135. URL: <https://www.cairn-int.info/journal-politique-etrangere-2020-1-page-135.htm>
- Daly, Herman and Farley, Joshua. (2011). *Ecological Economics*, Second Edition. Washington: Island Press.
- Declaration of Civil Society Organizations on the Crisis of Deforestation and Burning in the Brazilian Amazon, available at [https://www.inesc.org.br/wp-content/uploads/2019/12/Declaration-CSOs\\_deforestation\\_Amazon\\_ENG-Final.pdf](https://www.inesc.org.br/wp-content/uploads/2019/12/Declaration-CSOs_deforestation_Amazon_ENG-Final.pdf).
- Deonandan, Kalowatie and Dougherty, Michael, Eds. (2016). *Mining in Latin America Critical Approaches to the New Extraction*. London: Routledge.
- Dobson Andrew *et al.* (2020). "Ecology and economics for pandemic prevention". *Science* 369 (6502), 379-381. DOI: 10.1126/science.abc3189. [https://science.sciencemag.org/content/sci/369/6502/379.full.pdf?\\_\\_cf\\_chl\\_jschl\\_tk\\_\\_=13e82a7fed8272d2c92d612c74ff158b42753442-1595798328-0-g](https://science.sciencemag.org/content/sci/369/6502/379.full.pdf?__cf_chl_jschl_tk__=13e82a7fed8272d2c92d612c74ff158b42753442-1595798328-0-g)
- ECLAC (2015). CEPALSTAT Database. <https://estadisticas.cepal.org/cepalstat/portada.html>.
- EJAtlas (2021), available at <https://ejatlas.org/>.
- Erdem, Fatma and Ünalıms, Ibrahim (2016). "Revisiting super-cycles in commodity prices". *Central Bank Review*, 16 (2016) 137-142.
- Ermgassen, Erasmus K. H. J. zu *et al.* (2020). The origin, supply chain, and deforestation risk of Brazil's beef exports. *National Academy of Sciences of the United States of America*, PNAS December 15, 2020 117 (50).
- Erten, Bilge and Ocampo, Antonio (2012). Super-cycles of commodity prices since the mid-nineteenth century. UN-DESA. [https://www.un.org/esa/desa/papers/2012/wp110\\_2012.pdf](https://www.un.org/esa/desa/papers/2012/wp110_2012.pdf).
- Estupiñan-Achury, Liliana, Storini, Claudia, Martínez-Dalmau, Ruben & De Carvalho, Fernando (eds.) (2019). *La naturaleza como sujeto de derechos en el constitucionalismo democrático* (Bogotá: Universidad Libre).
- European Commission (2010). Study on the evolution of some deforestation drivers and their potential impacts on the costs of an avoiding deforestation scheme. [https://ec.europa.eu/environment/enveco/biodiversity/pdf/deforestation\\_drivers\\_report.pdf](https://ec.europa.eu/environment/enveco/biodiversity/pdf/deforestation_drivers_report.pdf).
- Ferrante, Lucas and Fearnside, Philip (2020). "Brazil's biofuel plans drive deforestation". *Nature* Vol 577 | 9 January 2020, p. 170. <https://media.nature.com/original/magazine-assets/d41586-020-00005-8/d41586-020-00005-8.pdf>.
- Fearnside, Philip and. Figueredo, A (2015). China's Influence on Deforestation in Brazilian Amazonia: A Growing Force in the State of Mato Grosso. *Global Economic Governance Initiative, Working Group on Development and Environment in the Americas*, Discussion Paper 2015-3.
- Follador M., Philippidis G., Davis J., Soares Filho B. Assessing the impacts of the EU bioeconomy on third countries: Potential environmental impacts in Brazil of EU biofuel demand to 2030, (Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019, <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/eur-scientific-and-technical-research-reports/assessing-impacts-eu-bioeconomy-third-countries>).

- FVS (Fundação de Vigilância em Saúde do Amazonas) (2020). Boletim Diário Covid-19 No Amazonas 25/12/2020. [http://www.fvs.am.gov.br/media/publicacao/25\\_12\\_20\\_BOLETIM\\_DI%3C%81RIO\\_DE\\_CASOS\\_COVID-19.pdf](http://www.fvs.am.gov.br/media/publicacao/25_12_20_BOLETIM_DI%3C%81RIO_DE_CASOS_COVID-19.pdf). Consulted December 26, 2020.
- Gao, Y., Skutsch, M., Maser, O and Pacheco, P. (2011) A global analysis of deforestation due to biofuel development. Working Paper 68. CIFOR, Bogor, Indonesia, p. 30, 71.
- Gibbs, Holly K., Jacob Munger, Jessica L'Roe, Paulo Barreto, Ritaumaria Pereira, Matthew Christie, Ticianá Amaral e Nathalie F. Walker. "Did Ranchers and Slaughterhouses Respond to Zero-Deforestation Agreements in the Brazilian Amazon?". *Conservation Letters* 9 (2016): 32-42. [bit.ly/3xXtGCB](http://bit.ly/3xXtGCB).
- Giraldi G. Bolsonaro revoga decreto que impedia expansão de cana-de-açúcar para Amazônia. Estadão, (2019); <https://sustentabilidade.estadao.com.br/noticias/geral,bolsonaro-revoga-decreto-que-impedia-expansao-da-cana-de-acucar-para-amazonia,70003078232>.
- Harvey, David 1989. *The Condition of Postmodernity*. Cambridge: Blackwell.
- Harvey, David 2005. *A brief history of neoliberalism*. Oxford: Oxford University Press.
- Harvey, David 2019. *Spaces of Global Capitalism*. London: Verso.
- Harvey, David. 2003. *The New Imperialism*. Nueva York: Oxford University Press.
- Hecht, S. B., and Cockburn, A. (2010). *The fate of the forest: developers, destroyers, and defenders of the Amazon*. University of Chicago Press.
- Heilmayr, Robert, Rausch, Lisa, Munger, Jacob, and Gibbs, Holly (2020). "Brazil's Amazon Soy Moratorium reduced deforestation". *Nature Food* 1, (2020): 801–810. [bit.ly/3znAcmv](http://bit.ly/3znAcmv).
- Hidalgo, César and Hausmann, Ricardo. "The building blocks of economic complexity". *PNAS*, 2009 Jun 30; 106(26): 10570–10575.
- IEA (2019). How competitive is biofuel production in Brazil and the United States?. <https://www.iea.org/articles/how-competitive-is-biofuel-production-in-brazil-and-the-united-states>.
- IEA (2021). Net Zero by 2050: A Roadmap for the Global Energy Sector. [https://iea.blob.core.windows.net/assets/20959e2e-7ab8-4f2a-b1c6-4e63387f03a1/NetZeroBy2050-ARoadmapfortheGlobalEnergySector\\_CORR.pdf](https://iea.blob.core.windows.net/assets/20959e2e-7ab8-4f2a-b1c6-4e63387f03a1/NetZeroBy2050-ARoadmapfortheGlobalEnergySector_CORR.pdf).
- ILO (2021) [https://www.ilo.org/dyn/normlex/en/f?p=NORM-LEXPUB:11300:0::NO::P11300\\_INSTRUMENT\\_ID:312314](https://www.ilo.org/dyn/normlex/en/f?p=NORM-LEXPUB:11300:0::NO::P11300_INSTRUMENT_ID:312314).
- IMF (2020). IMF Primary Commodity Prices. <https://www.imf.org/en/Research/commodity-prices>.
- IMF (2020). World Economic Output, April 2020. <https://www.imf.org/external/pubs/ft/weo/2020/01/weo-data/download.aspx>.
- INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. (2020). Terra-Brasilis Plataforma de Dados Geográficos. Disponível em: [http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/legal\\_amazon/increments](http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/legal_amazon/increments). Acesso em ago.2020.
- INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. (2020b). Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite: Projeto Prodes. Disponível em: [http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/dados\\_entrada.htm](http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/dados_entrada.htm). Acesso em ago. 2020.
- Ioris, Antonio (ed) (2021). *Environment and Development: Challenges, Policies and Practices*. Palgrave Macmillan.
- IPEA - Instituto de Pesquisa Econômica e Aplicada; GIZ. Agência Internacional Alemã de Cooperação para o Desenvolvimento Sustentável; CEPAL. Comissão Econômica para a América Latina e o Caribe.
- IPBES. 2020. IPBES Workshop on Biodiversity and Pandemics. Available at: [https://ipbes.net/sites/default/files/2020-11/201104\\_IPBES\\_Workshop\\_on\\_Diversity\\_and\\_Pandemics\\_Executive\\_Summary\\_Digital\\_Version.pdf](https://ipbes.net/sites/default/files/2020-11/201104_IPBES_Workshop_on_Diversity_and_Pandemics_Executive_Summary_Digital_Version.pdf)
- Avaliação do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia – PPCDAM 2004-2010. Brasília: IPEA/GIZ/CEPAL, 2011.
- Deonandan, Kalowatie and Dougherty, Michael, Eds. (2016). *Mining in Latin America*
- Critical Approaches to the New Extraction. London: Routledge.
- Kalamandeen, Michelle, *et al.* "Pervasive Rise of Small-scale Deforestation in Amazonia". *Scientific Reports* 8, n° 1600 (2018). [bit.ly/3xWs8sl](http://bit.ly/3xWs8sl).
- Koch, N.; Ermgassen, E. K. H. J. zu; Wehkamp, J.; Oliveira Filho, F. J. B.; Schwerhoff, G. Agricultural Productivity and Forest Conservation: Evidence from the Brazilian Amazon, *American Journal of Agricultural Economics*, Volume 101, Issue 3, April 2019, Pages 919–940, <https://doi.org/10.1093/ajae/aay110>.
- Kondouri P, Serageldin I, Zhu M *et al.* 2021. Transforming Recovery into a Green Future.Statement of the Lancet COVID-19 Commission task force on Green Recovery. Available at: <https://static1.squarespace.com/static/5ef3652ab722df11fcb2ba5d/t/60a3cae4eff4662023cfc88a/1621347052333/Green+Recovery+TF+March+Statement.pdf>
- Kothari, Ashish *et al* (eds) (2019). *Pluriverse: A Post-development Dictionary*. New Delhi, Tulika Books. <https://www.amazon.com/Pluriverse-Post-Development-Dictionary-Alberto-Acosta/dp/8193732987>.
- Larrea, Carlos (2015). Alternatives from the Ecuadorian Amazon towards an Equitable and Resilient Society. UASB. <https://repositorio.uasb.edu.ec/bitstream/10644/5012/1/Larrea%2c%20CON-025-Alternatives.pdf>.
- Larrea *et al.* (2019). Oil Extraction and Local Social Development in Ecuadorian Amazon. Quito, UASB. <http://repositorio.uasb.edu.ec/bitstream/10644/7080/1/Larrea%2CCON-030-Oil%20extraction.pdf>.
- Larrea, Carlos (Coord.) (2017) ¿Está agotado el período petrolero en Ecuador? Quito, UASB-Pachamama Aliance-La Tierra. <https://www.amazon.com/%C2%BFest%C3%A1-agotado-periodo-petrolero-Ecuador-ebook/dp/B07GWYLDXH>.
- Larrea, Carlos *et al* (Eds) 2013. Atlas de las desigualdades socio-económicas del Ecuador. Quito: SENPLADES. <http://biblioteca.senplades.gob.ec/jspui/handle/30000/983>.
- Larrea, Carlos and Greene, Natalia, Coord. (2017). Buen vivir como alternativa al desarrollo: una construcción interdisciplinaria y participativa. UASB.

- <https://repositorio.uasb.edu.ec/bitstream/10644/5964/1/La-rea%2c%20C.%2c%20Greene%2c%20N.-CON-029-Buen%20vivir.pdf>.
- Laurance, William (2007). "Switch to Corn Promotes Amazon Deforestation". <https://science.sciencemag.org/content/318/5857/1721.2>.
- Lefebvre, Louis. "¿Qué Permanece aún de la teoría del desarrollo?". *Desarrollo Económico*, Vol. 31, N. 122, (julio-septiembre 1991), 251-263.
- Lopes, Cristina L. e Joana Chiavari. *Análise do Novo Procedimento Administrativo Sancionador do Ibama e seus Reflexos no Combate ao Desmatamento na Amazônia*. Rio de Janeiro: Climate Policy Initiative, 2021.
- Lovejoy, Thomas & Nobre, Carlos. (2017). "Amazon tipping point: Last chance for action". *Science Advances* 20 Dec 2019: Vol. 5, no. 12, eaba2949. DOI: 10.1126/sciadv.aba2949.
- Macedo, M. N.; DeFries, R. S.; Morton, D. C.; Stickler, C. M.; Galford, G. L.; Shimabukuro, Y. E. (2012). Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *National Academy of Sciences*, Jan 2012, 109 (4) 1341-1346; DOI: 10.1073/pnas.1111374109.
- Margulis, Sergio. Causes of deforestation of the Brazilian Amazon. World Bank working paper; no. 22, 2003.
- Martínez Alier, Joan and Roca, Jordi (2000). *Economía ecológica y política ambiental*. México: Fondo de Cultura Económica.
- Meat and Livestock Australia (2020). <https://www.mla.com.au/prices-markets/market-news/2020/brazilian-beef-gains-access-to-us-market-but-dial-will-be-slow-to-shift/>
- <https://www.theguardian.com/world/2020/mar/25/coronavirus-nature-is-sending-us-a-message-says-un-environment-chief>.
- Ministerio de Salud Pública (2020). Situación Nacional por Covid-19. [https://twitter.com/Salud\\_Ec/status/1342516634053971974/photo/1](https://twitter.com/Salud_Ec/status/1342516634053971974/photo/1). Consulted December 25, 2020.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. Brasil. (2008). Plano de ação para a prevenção e controle do desmatamento na Amazônia Legal- PPCDAm- Documento de Avaliação 2004-2007. Brasília: MMA.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. Brasil. (2007). *Política Ambiental Integrada para o Desenvolvimento Sustentável – Relatório de Gestão, 2003 a 2006*. Brasília: MMA. 132 p.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. Brasil. (2008b) *Secretaria Executiva - Relatório de Gestão 2007*. Brasília: MMA.
- Müller, Cristina (2020). Brazil and the Amazon Rainforest: Deforestation, Deforestation, Biodiversity and Cooperation with the EU and International Forums. European Parliament's committee on the Environment, Public Health and Food Safety, Luxembourg.
- NASA, Earth Observatory (2021). Fires Raged in the Amazon Again in 2020. <https://earthobservatory.nasa.gov/images/147946/fires-raged-in-the-amazon-again-in-2020>.
- Nolte, Christopher, Britaldo Soares-Filho *et al.* "Governance regime and location influence avoided deforestation success of protected areas in the Brazilian Amazon," *PNAS* Mar 15, 2013.
- OEC (2021). The Observatory of Economic Complexity. <https://oec.world/>.
- Otoni, Guilherme, Machado Ana and Amaral, Pedro 2017. "Vulnerability to Poverty in Brazilian Municipalities in 2000 and 2010: A Multidimensional Approach". *Economia* 19 (2018) 132-140.
- RAISG (2015). *Deforestación en la Amazonía (1970-2013)*. <https://www.amazoniasocioambiental.org/en/publication/deforestation-in-amazonia-1970-2013-atlas/>
- Maisonnave F. Brazil's environment minister suspends environment surveillance in Acre Reserve. *Folha de São Paulo*, (2019); [https://www1.folha.uol.com.br/internacional/en/scienceandhealth/2019/12/brazils-environment-minister-suspends-environment-surveillance-in-acre-reserve.shtml?utm\\_source=newsletter&utm\\_medium=email&utm\\_campaign=newsen](https://www1.folha.uol.com.br/internacional/en/scienceandhealth/2019/12/brazils-environment-minister-suspends-environment-surveillance-in-acre-reserve.shtml?utm_source=newsletter&utm_medium=email&utm_campaign=newsen).
- Moreira Salles, João and Bernardo Esteves, 2019. "The World Without the Amazon," *Piauí*. <https://piaui.folha.uol.com.br/the-world-without-the-amazon/>.
- Muniz, Bianca, Bruno Fonseca e Raphaela Ribeiro. *Governo Bolsonaro reduz multas em municípios onde desmatamento cresce*. Agência Pública. 2020. *Governo Bolsonaro reduz multas em municípios onde desmatamento cresce - Agência Pública* (apublica.org)
- Ocampo, Antonio (2017). "Commodity-led Development in Latin America". In: Carbonnier, Gilles, Campodónico, Humberto, and Tezanos, Sergio (Eds.) *Alternative Pathways to Sustainable Development: Lessons from Latin America*. Brill. <https://brill.com/view/title/35215>.
- Pegasso, Marcos and Bergamaschi, Eloisio (2020). *Kondratieff's Economic Waves and Future*
- Scenarios Planning: an Approach for Organizations. *Technology Innovation Management Review*, February 2020, Vol.10, Issue 23.
- Prodes/Impe (2020). *Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite*. <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>.
- Rajão R., Soares-Filho B., Nunes F., Borner J., Machado L., Assis D., Oliveira A., Pinto L., Ribeiro V., Rausch L., Gibbs H., Figueira D. The rotten apples of Brazil's agribusiness. *Science*, v. 369, p. 246-248, 2020.
- Rajão, Raoni, Moutinho, Paulo & Soares, Laura (2017). The Rights and Wrongs of Brazil's Forest Monitoring System. *February 2017 Conservation Letters* 10(3). DOI: 10.1111/conl.12350
- Ray, Rebecca (2021). *Testimony before the U.S.-China Economic and Security Review Commission China in Latin America and the Caribbean*. Boston University. [https://www.bu.edu/gdp/files/2021/05/USCC-Testimony\\_RRay.pdf](https://www.bu.edu/gdp/files/2021/05/USCC-Testimony_RRay.pdf).
- Reyes-Hernandez, (2010). *Essays on the Economics of Cocaine Production in Colombia*. Michigan State University.

- Richards, Peter, Arima, Eugenio, VanWey, Leah, Cohn, Avery & Bhattarai, Nishan (2017). "Are Brazil's Deforesters Avoiding Detection?" September 2016 Conservation Letters 10(4): DOI: 10.1111/conl.12310
- Rodrigues, Ana *et al* (2009). "Boom-and-Bust Development Patterns Across the Amazon Deforestation Frontier". Science Vol 324, June, p. 1435-1437.
- Rodríguez-Garavito, César and Carlos Baquero Díaz. 2020. Conflictos socioambientales en América Latina. El derecho, los pueblos indígenas y la lucha contra el extractivismo. Buenos Aires: Siglo XXI.
- Rodríguez-Garavito, César. 2011. "Ethnicity.gov: Global Governance, Indigenous Peoples and the Right to Prior Consultation in Social Minefields". Indiana Journal of Global Legal Studies. Winter.
- Sachs, Jeffrey 2020. The Ages of Globalization. New York: Columbia University Press.
- Skidmore, Marin E. *et al*. 2021. Cattle ranchers and deforestation in the Brazilian Amazon: Production, location, and policies. Global Environmental Change, Vol. 68, May 2021.
- Soares-Filho, B. S.; Moutinho, P.; Nepstad, D.; Anderson, A.; Rodrigues, H.; Garcia, R.; Dietzsch, L., Merry; F., Bowman, M.; Hissa, L. (2010). Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. Proc. Nati. Acad. Sci. Jun 107 (24) 10821-10826.
- Stiglitz, Joseph, Sen, Amartya and Fitoussi, Jean-Paul. Mismeasuring our lives. Why GDP Doesn't Add Up. New York: The New Press, 2008.
- Stiglitz, Joseph. "More Instruments and Broader Goals: Moving Toward the Post-Washington Consensus." World Bank: The 1998 WIDER Annual Lecture, Helsinki. (Disponible en Internet: [www.worldbank.org/html/extdr/extme/js-010798/wider.htm](http://www.worldbank.org/html/extdr/extme/js-010798/wider.htm)).
- Stiglitz, Joseph. Globalization and its Discontents. New York: W.W Norton & Company. 2002.
- Stiglitz, Joseph: The Price of Inequality. New York: W. W. Norton and Company, 2012.
- Sauer, Sérgio and França, Franciney (2012). Código Florestal, função socioambiental da terra e soberania alimentar. Cad. CRH [online]. 2012, vol.25, n.65, pp.285-307. ISSN 0103-4979. <https://doi.org/10.1590/S0103-49792012000200007>.
- Soares-Filho B., Rajão R., Macedo M., Carneiro A., Costa W., Rodrigues H., Alencar A. Cracking Brazil's Forest Code. Science, v. 344, p. 363-364, 2014.
- Samora R. Brazil farmers push traders to end Amazon soy moratorium. Reuters, (2019); <https://www.reuters.com/article/us-brazil-soybeans-moratorium/brazil-farmers-push-traders-to-end-amazon-soy-moratorium-idUSKBN1XF2J6>.
- SICAR. 2021. Cadastro Ambiental Rural. Available at: <https://www.car.gov.br/publico/imoveis/index>
- Svampa, M. (2019): Neo-extractivism in Latin America: Socio-environmental Conflicts, the Territorial Turn, and New Political Narratives. Cambridge.
- Tardin, A. T., Lee, D. C. L.; Santos, R. J. R.; Assis, O. R; Barbora, M. P. dos S.; Moreira, M L; Pereira, M. T.; Silva, D; Santos Filho, C. P. (1980) Subprojeto desmatamento – convênio IBDF/CNPq-Inpe, Relatório técnico.
- The Economist. (2013). Pedal to the metal. Available at: <http://www.economist.com/news/21589072-commodities-supercycle-not-over-pedal-metal>.
- The Observatory of Economic Complexity (OEC) 2020. <https://oec.world/>.
- Teske, Niklas (2021). Fossil Fuel Exit Strategy: An Orderly Wind Down of Coal, Oil and Gas to Meet the Paris Agreement. Sindy: University of Technology. <https://fossilfuel-treaty.org/exit-strategy>.
- Thorp, Rosemary. Progress, Poverty and Exclusion: An Economic History on Latin America in the 20th Century. Washington, IADB, 1998.
- Tollefson, Jeff (2020). "Why Deforestation and Extinctions Make Pandemics More Likely", Nature Vol 584 | 13 August 2020. <https://media.nature.com/original/magazine-assets/d41586-020-02341-1/d41586-020-02341-1.pdf>.
- Trancoso, R. "Changing Amazon Deforestation Patterns: Urgent Need to Restore Command and Control Policies and Market Interventions." Environmental Research Letters 16, n° 4 (2021): 041004. [bit.ly/36Qqe0M](http://bit.ly/36Qqe0M).
- Turkewitz, Juylie and Andreoni, Manuela (2020). "The Amazon, Giver of Life, Unleashes the Pandemic", New York Times, July 25, 2020. <https://www.nytimes.com/interactive/2020/07/25/world/americas/coronavirus-brazil-amazon.html>.
- UASB (Universidad Andina Simón Bolívar) (2021) Unidad de Información Socio-Ambiental. <https://www.uasb.edu.ec/unidad-de-informacion-socio-ambiental/>.
- UNEP (2020). Preventing the Next Pandemic: Zoonotic diseases and how to break the chain of transmission. <http://nep.org/resources/report/preventing-future-zoonotic-disease-outbreaks-protecting-environment-animals-and>.
- UASB (Universidad Andina Simón Bolívar) (2021) Unidad de Información Socio-Ambiental. <https://www.uasb.edu.ec/unidad-de-informacion-socio-ambiental/>.
- van der Hoff, Rajão & Leroy, (2018). "Clashing interpretations of REDD+ Results in the Amazon Fund". Climatic Change (2018) 150:433-445 <https://doi.org/10.1007/s10584-018-2288-x>.
- Van Dijk, Pitou. The Impact of the IIRSA Road Infrastructure Programme on Amazonia (London, Routledge, 2013).
- Vale *et al.*, (2021). "The COVID-19 pandemic as an opportunity to weaken environmental protection in Brazil". Biological Conservation n 255 (2021). <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.108994>.
- Verburg, Rene *et al.* "The impact of commodity price and conservation policy scenarios on deforestation and agricultural land use in a frontier area within the Amazon". Land Use Policy. Vol. 37, March 2014, 14-26. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0264837712001913>.
- Viola, Eduardo. (1988). The ecologist movement in Brazil (1974-1986): from environmentalism to ecopolitics. International Journal of Urban and Regional Research, 12(2), 211-228. doi:10.1111/j.1468-2427.1988.tb00450.x.
- Viola, Eduardo. (2004). Brazil in the context of global governance politics and climate change, 1989-2003. Ambiente & Sociedade, 7, 27-46. Retrieved from:

[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1414-753X2004000100003&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414-753X2004000100003&nrm=iso).

Watts J. Deforestation of Brazilian Amazon surges to record high. *The Guardian*, (2019a); <https://www.theguardian.com/world/2019/jun/04/deforestation-of-brazilian-amazon-surges-to-record-high-bolsonaro>.

Watts J. Jair Bolsonaro claims NGOs behind Amazon forest fire surge – but provides no evidence. *The Guardian*, (2019b); <https://www.theguardian.com/world/2019/aug/21/jair-bolsonaro-accuses-ngos-setting-fire-amazon-rainforest>.

West, Thales & Fearnside, Phillip (2021). “Brazil’s conservation reform and the reduction of deforestation in Amazonia”. *Land Use Policy*, Vol. 100, January 2021. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105072>.

World Bank, World Development Indicators, 2020. <https://data-bank.worldbank.org/source/world-development-indicators>.

World Inequality Database (WID) (2021). <https://wid.world/>.

World Resources Institute, CAIT Climate Data Explorer. 2015. Washington, DC: World Resources Institute. <http://cait.wri.org>.

World Resources Institute. Global Forest Watch (2020). <https://www.globalforestwatch.org/>.

Worldometer (2020). Covid-19 Coronavirus Pandemic. <https://www.worldometers.info/coronavirus/>. Consulted December 26, 2020.

WWF, (2016). Amazonía viva, informe 2016. Un enfoque regional para la conservación de la Amazonía. [http://awsassets.panda.org/downloads/amazon\\_\\_spanish.pdf](http://awsassets.panda.org/downloads/amazon__spanish.pdf).

WWF (2018). What are the Biggest Drivers of Tropical Deforestation? *World Wildlife Magazine*, Summer 201.

## **Capítulo 18**

Globalización, extractivismo y exclusión social:  
Manifestaciones específicas de cada país

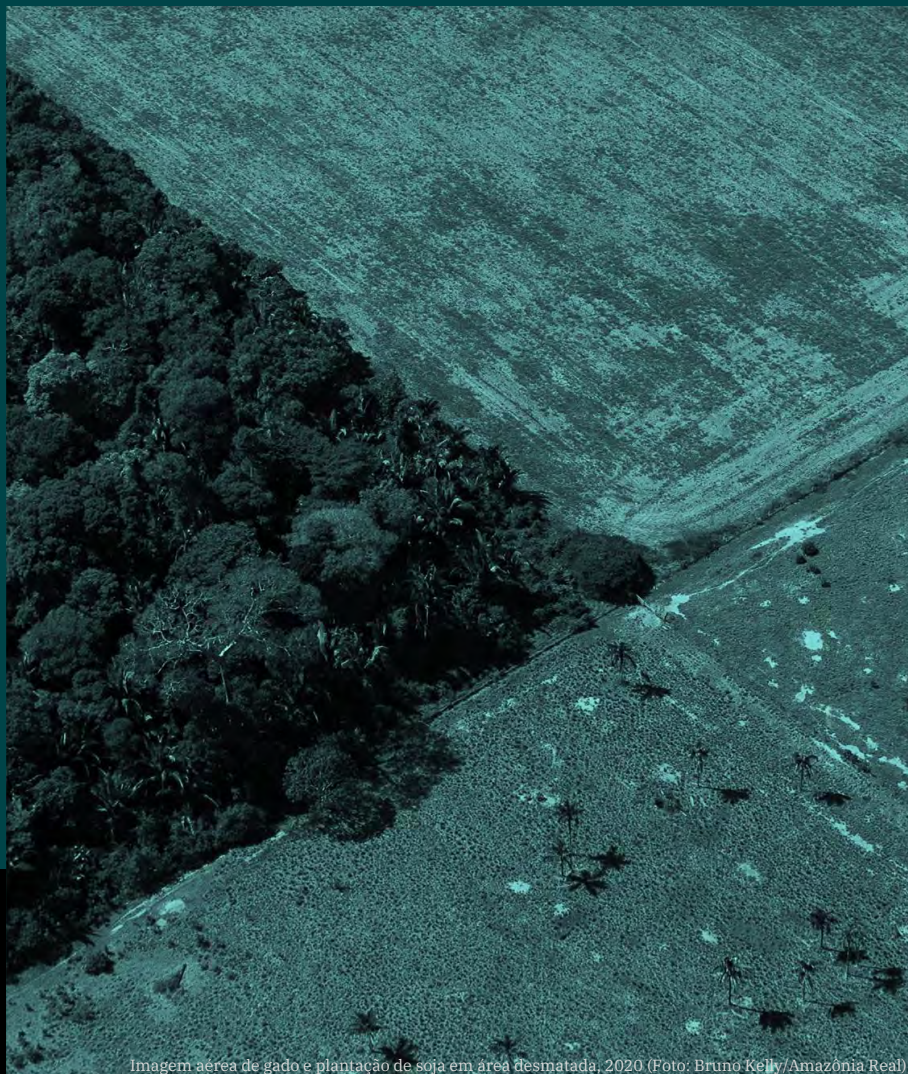


Imagem aérea de gado e plantação de soja em área desmatada, 2020 (Foto: Bruno Kelly/Amazônia Real)

## ÍNDICE

<b>RESUMEN GRÁFICO .....</b>	<b>2</b>
<b>MENSAJES CLAVE .....</b>	<b>3</b>
<b>RESUMEN .....</b>	<b>3</b>
<b>18.1 INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>4</b>
<b>18.2 DEFORESTACIÓN AMAZÓNICA EN LA COLOMBIA DEL POSCONFLICTO.....</b>	<b>9</b>
18.2.1 IMPULSORES DE LA DEFORESTACIÓN Y PROYECTOS DE DESARROLLO EXTRACTIVISTA EN LA AMAZONÍA COLOMBIANA .....	15
18.2.2 ENFRENTANDO LA DEFORESTACIÓN; POCOS AVANCES Y VACÍOS ESTRUCTURALES.....	20
18.2.3 REFORMAS ESTRUCTURALES NECESARIAS: ALTERNATIVAS A LA DEFORESTACIÓN EN LA AMAZONÍA COLOMBIANA .....	21
<b>18.3 IMPACTOS SOCIALES Y AMBIENTALES DE LA EXTRACCIÓN DE PETRÓLEO EN LA AMAZONÍA ECUATORIANA .....</b>	<b>22</b>
18.3.1. PETRÓLEO Y DESARROLLO EN ECUADOR .....	22
18.3.2 AMENAZAS A LA CONSERVACIÓN; POLÍTICAS EXTRACTIVAS EN LA AMAZONÍA .....	23
18.3.3 LA EXPANSIÓN PETROLERA Y SUS EFECTOS REGIONALES EN LA AMAZONÍA.....	24
18.3.4 DESARROLLO SOCIAL EN LA AMAZONÍA ECUATORIANA .....	28
18.3.5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE LA SECCIÓN.....	30
<b>18.4 ACTIVIDADES EXTRACTIVAS EN LA AMAZONÍA PERUANA .....</b>	<b>32</b>
<b>18.5 VENEZUELA: EXTRACTIVISMO DEPREDADOR, ECONOMÍAS ILEGALES Y GOBERNANZA HÍBRIDA .....</b>	<b>33</b>
<b>18.6 BOLIVIA: EL SEGUNDO PUNTO CRÍTICO DE DEFORESTACIÓN DE LA AMAZONÍA .....</b>	<b>35</b>
<b>18.7 OPORTUNIDADES Y AMENAZAS DE CONSERVACIÓN EN LAS GUAYANAS .....</b>	<b>36</b>
<b>18.8 CONCLUSIONES .....</b>	<b>38</b>
<b>18.9 REFERENCIAS .....</b>	<b>40</b>
<b>18.10 ANEXO AL EL CAPÍTULO 18.....</b>	<b>46</b>



Resumen Gráfico



Figura 18A. Resumen Gráfico

## Globalización, extractivismo y exclusión social: Manifestaciones específicas de cada país

*Carlos Larrea<sup>aa</sup>, María R. Murmis<sup>bb</sup>, Stefan Peters<sup>c</sup>, Andrés Escobar<sup>c</sup>, Daniel Larrea-Alcázar<sup>d</sup>, Luz Marina Mantilla<sup>e</sup>, Eduardo Pichilingue<sup>f</sup>, Emiliano Terán-Mantovani<sup>g</sup>, Michiel van den Bergh<sup>h</sup>*

### Mensajes Clave

- La deforestación y la degradación se manifiestan en formas particulares a cada contexto nacional y local, según las condiciones naturales, históricas, sociales, políticas y económicas específicas de ese contexto.
- Dos ideas antagónicas han predominado como modelos para la región, el “extractivismo” y la “conservación”. El actual modelo de desarrollo amazónico no es sostenible y es necesaria la transición a un camino alternativo. Un nuevo modelo debe lograr la conservación de los bosques y cumplir con los objetivos de bienestar autodeterminados de los Pueblos Indígenas y las comunidades locales (IPLC), redefiniendo las actividades económicas, las reglas, los incentivos y los modelos comerciales, en forma coordinada regionalmente y sostenible a largo plazo.
- La Amazonía se caracteriza por una severa desigualdad social, particularmente en la distribución de la tierra; cuando se suma a la irregularidad en la tenencia de la tierra, esto obstaculiza el desarrollo sostenible. El impacto desproporcionado del COVID-19 en las poblaciones más vulnerables, en particular los pueblos indígenas, es un claro ejemplo.
- La transición hacia un camino de desarrollo sostenible y bajo en emisiones debe incluir políticas efectivas para reducir las desigualdades e involucrar la distribución justa de la tierra y la regularización de la tenencia, considerando, cuando sea necesario, diferentes nociones culturales de propiedad. Esto debe ir acompañado de políticas sociales que ayuden a mantener los vínculos con la tierra y mejoren la capacidad de obtener buenos niveles de vida.

### Resumen

Este capítulo presenta descripciones específicas a cada país de la intervención humana en la Amazonía. En general, una rápida expansión de las actividades agrícolas y extractivas, en su mayoría para la exportación, pero también para los mercados internos, y en menor grado la agricultura a pequeña escala, han llevado a una extensa deforestación y degradación ambiental sin mejorar las condiciones de vida de la población. Las políticas gubernamentales y el grado de ascendencia del Estado en la zona también parecen ser un poderoso determinante de la naturaleza y escala del proceso. A pesar de las fuerzas económicas y políticas internas e internacionales comunes subyacentes en la Amazonía, cada país tiene sus propias particularidades. En el caso de Colombia, el proceso fue moldeado por la presencia guerrillera y se deterioró luego del Tratado de Paz, que no menciona la “deforestación” y perpetúa el modelo extractivista de Colombia. El caso de Ecuador es representativo del vínculo entre la extracción de combustibles fósiles, el deterioro ambiental y la

---

<sup>a</sup> Andean University Simon Bolivar, Toledo N2280, Quito, Ecuador, clarrea\_2000@yahoo.com

<sup>b</sup> Andean University Simon Bolivar, Toledo N2280, Quito, Ecuador, mariamurmis@gmail.com

<sup>c</sup> Justus-Liebig-Universität Giessen, Instituto CAPAZ

<sup>d</sup> Asociación Boliviana para la Investigación y Conservación de Ecosistemas Andino-Amazónicos (ACEAA-Conservación Amazónica), Calle Flores Quintela, Ed. Nro. 7, Oficina 1B, La Paz, Bolivia.

<sup>e</sup> Institute of Amazonian Research – SINCHI, Avenida Vásquez Cobo Entre Calles 15 Y 16, Leticia, Colombia

<sup>f</sup> Pachamama Alliance, Perú. Universidad San Francisco de Quito, Ecuador.

<sup>g</sup> Universitat Autònoma de Barcelona (Spain) and member of the Observatory of Political Ecology of Venezuela. Spain.

<sup>h</sup> WWF, Suriname.

exclusión social. El caso de Perú muestra una Amazonía percibida como un territorio a la espera de ser “conquistado, ocupado y explotado”, sometido a un impulso extractivista y mercantilista inquebrantable. En Bolivia, se presentan las contradicciones entre la conservación y las políticas de desarrollo y actividades comerciales promovidas por el estado, que lo han transformado en el segundo punto crítico de deforestación más alto después de Brasil. La Amazonía venezolana está sujeta a una violencia desenfrenada y actividades ilegales impulsadas por la geografía política del oro en configuraciones mixtas de gobernanza, con límites borrosos entre la legalidad y la ilegalidad y una negligencia predominante en relación con la conservación. Las Guayanas comparten bajos niveles de deforestación y menores presiones ambientales, pero la reciente expansión de la minería aurífera representa una seria amenaza. El caso brasileño presentado en el Capítulo anterior es referenciado aquí al comparar las experiencias de los países. También se incluyen experiencias de conservación. En todos los casos, los modelos extractivistas insostenibles han superado las políticas de conservación; sin embargo, estas experiencias pueden resultar útiles en el diseño de futuras políticas efectivas de conservación, de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero y mejoras en las condiciones de vida de los pueblos indígenas y las comunidades locales.

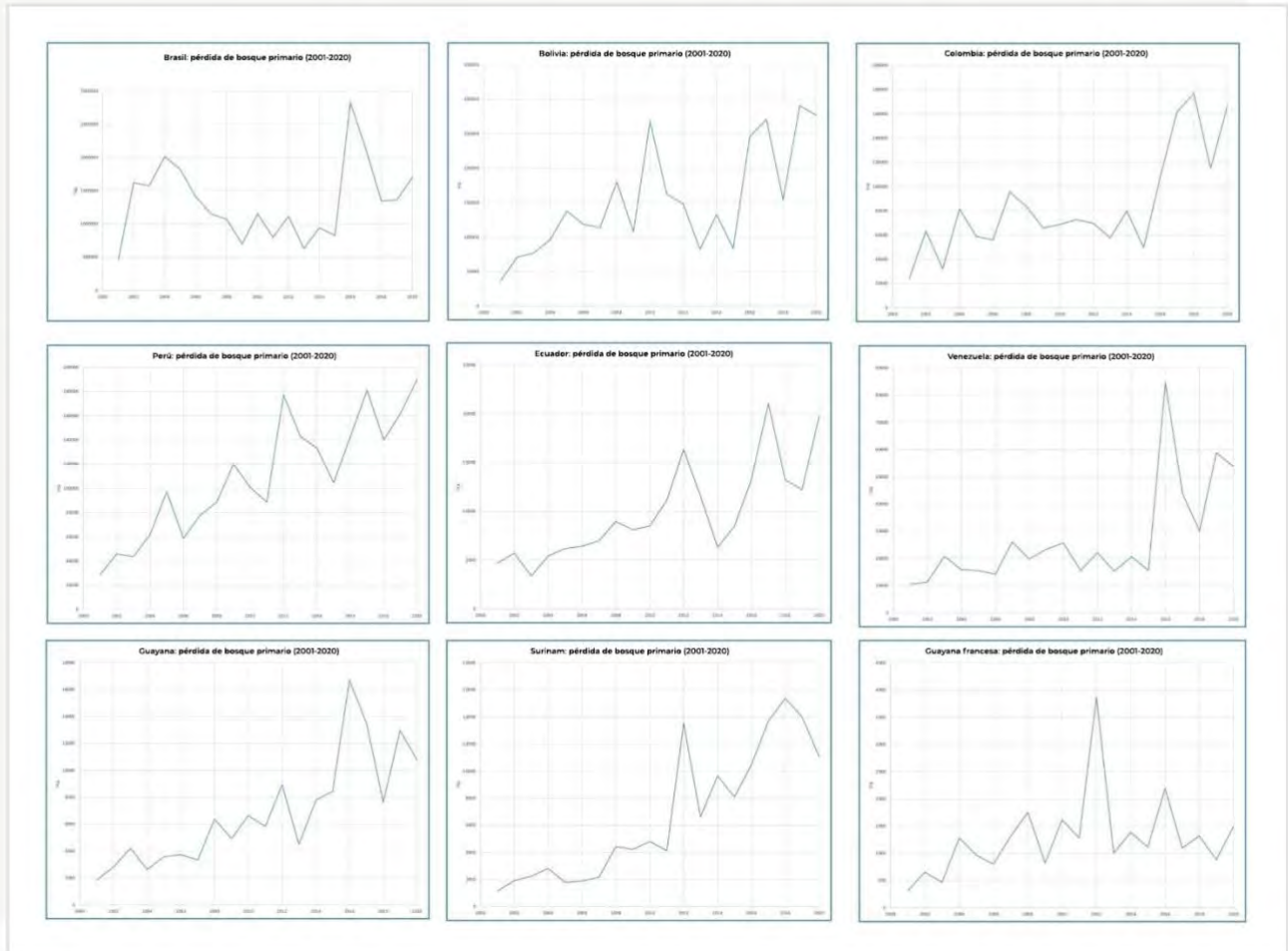
*Palabras clave: Globalización, extractivismo, deforestación, políticas de conservación, políticas de desarrollo*

### 18.1 Introducción

La intervención humana en la Amazonía se ha acelerado desde la década de 1970, amenazando la selva tropical, sus beneficios ambientales y la integridad y supervivencia de sus diversos pueblos indígenas y comunidades locales (IPLC). La rápida expansión de las actividades agrícolas y extractivas, orientadas en su mayoría a la exportación pero también a abastecer los mercados internos, ha provocado una importante deforestación y degradación ambiental sin mejorar las condiciones de vida de la población. La ganadería extensiva, el cultivo de soya, el petróleo, el gas, la minería, la extracción ilegal de oro y el narcotráfico, sumado a carreteras y megaproyectos de infraestructura, como las represas hidroeléctricas, han contribuido a un proceso de desarrollo desigual e insostenible (Capítulos 14 y 17; WWF 2016).

Si bien las fuerzas económicas y políticas internas e internacionales subyacentes que generan estos procesos son comunes a todos los países y territorios amazónicos, existen manifestaciones, transformaciones y políticas de conservación específicas de cada país (Cuadro 18.1). Este capítulo explora las características específicas de los casos de los países y las causas subyacentes, que sirven para comprender el carácter complejo y cambiante de la intervención humana actual en la Amazonía.

El análisis de este capítulo incluye dos casos nacionales integrales en la Amazonía andina (Colombia y Ecuador) y estudios sucintos de casos en Bolivia, Perú, Venezuela, Guyana, Surinam y Guayana Francesa. El caso brasileño fue explorado en profundidad en el capítulo anterior. El primer caso presentado en este capítulo es la experiencia colombiana luego del acuerdo de paz con la guerrilla de las Fuerzas Armadas Revolucionarias de Colombia (FARC), que resultó en un aumento de la deforestación. El segundo caso es la intervención petrolera de Ecuador en la Amazonía, que ilustra el vínculo entre la extracción de combustibles fósiles, el deterioro ambiental y la exclusión social. Para complementar el mosaico de experiencias, se analizan brevemente otros casos: Perú, un país con un inquebrantable perfil extractivo y de mercado; Bolivia, pionera en legislación ambiental pero sujeta a contradicciones críticas entre la conservación y las políticas de desarrollo y actividades comerciales promovidas por el estado; Venezuela, donde la Amazonía está sujeta a una actividad ilegal desenfrenada y configuraciones mixtas de gobernanza impulsadas por la geografía política del oro y la ascendencia limitada de las estructuras estatales formales; y finalmente, las Guayanas (aquí incluyen a Guyana, Surinam y la Guayana Francesa), una subregión donde las tasas de deforestación son las más bajas de la Amazonía,



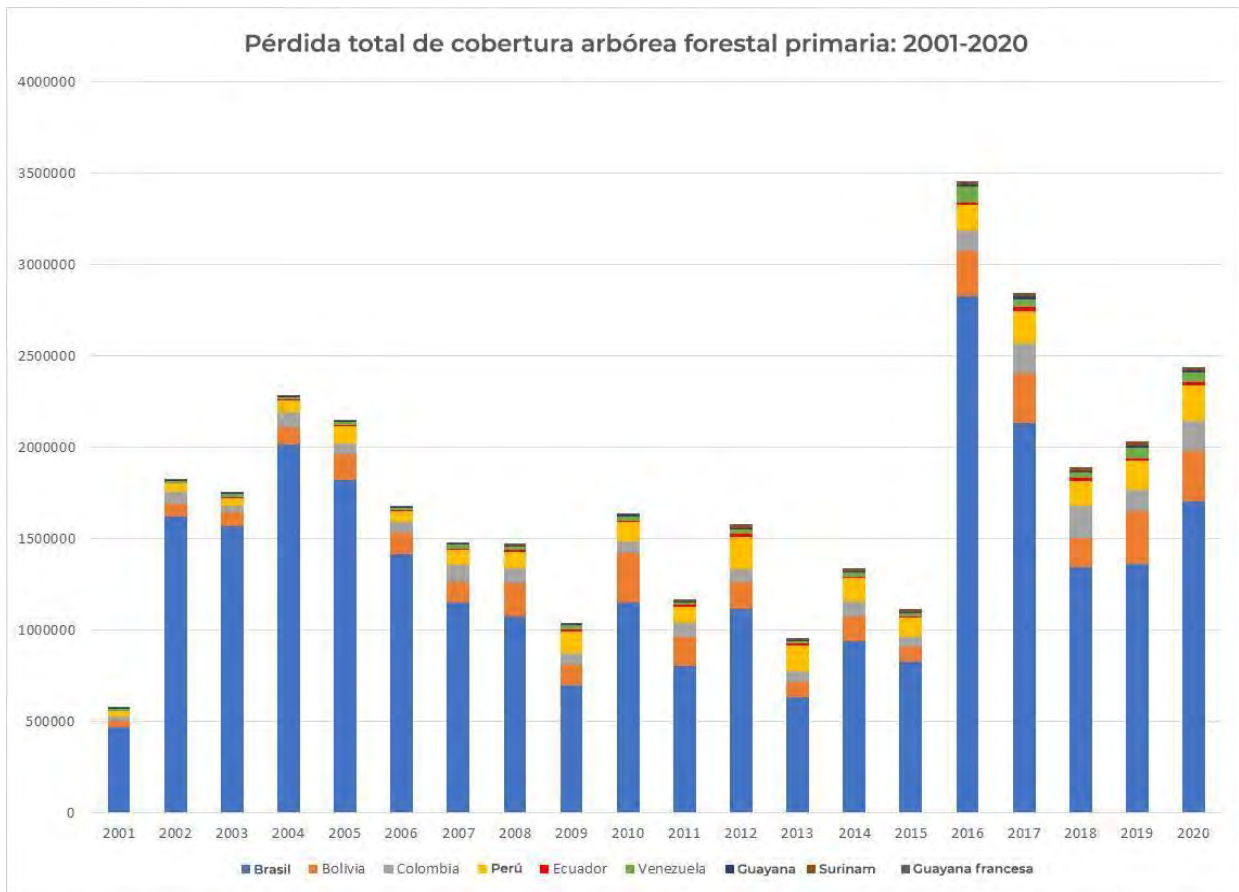
pero donde las amenazas ambientales aumentan rápidamente.

la cubierta forestal primaria en todos los países amazónicos (Figuras 18.1, 18.2, 18.3; Tabla 18.1).

Las experiencias nacionales difieren, no solo por sus impulsores específicos de degradación ambiental, sino también por su magnitud (Costa 2020). Tomando como indicador la pérdida de la cubierta arbórea del bosque primario entre 2001 y 2020 (World Resources Institute 2021), el deterioro forestal lo lidera Brasil, con una pérdida del 7,8%. Brasil, que en 2000 contenía el 58% del área de la selva amazónica, representó el 77% de la pérdida de

Entre 1985 y 2019, la mayor parte (89%) de la tierra deforestada en la Amazonía brasileña se transformó en pastos y el 9% en cultivo de soya (RAISG 2021). El área de pastos aumentó más de tres veces en el período, excepto durante el intervalo 2005–2012, cuando disminuyó la deforestación (Capítulo 17). El cultivo de soya comenzó en el año 2000 y se multiplicó por 20, con una tasa de crecimiento promedio del 17% anual. La ganadería extensiva y el

**Figura 18.1** Pérdida de cobertura primaria por países (2001-2020). La pérdida de cobertura arbórea no es equivalente a la deforestación. Fuente: Instituto de Recursos Mundiales. <http://cait.wri.org>.



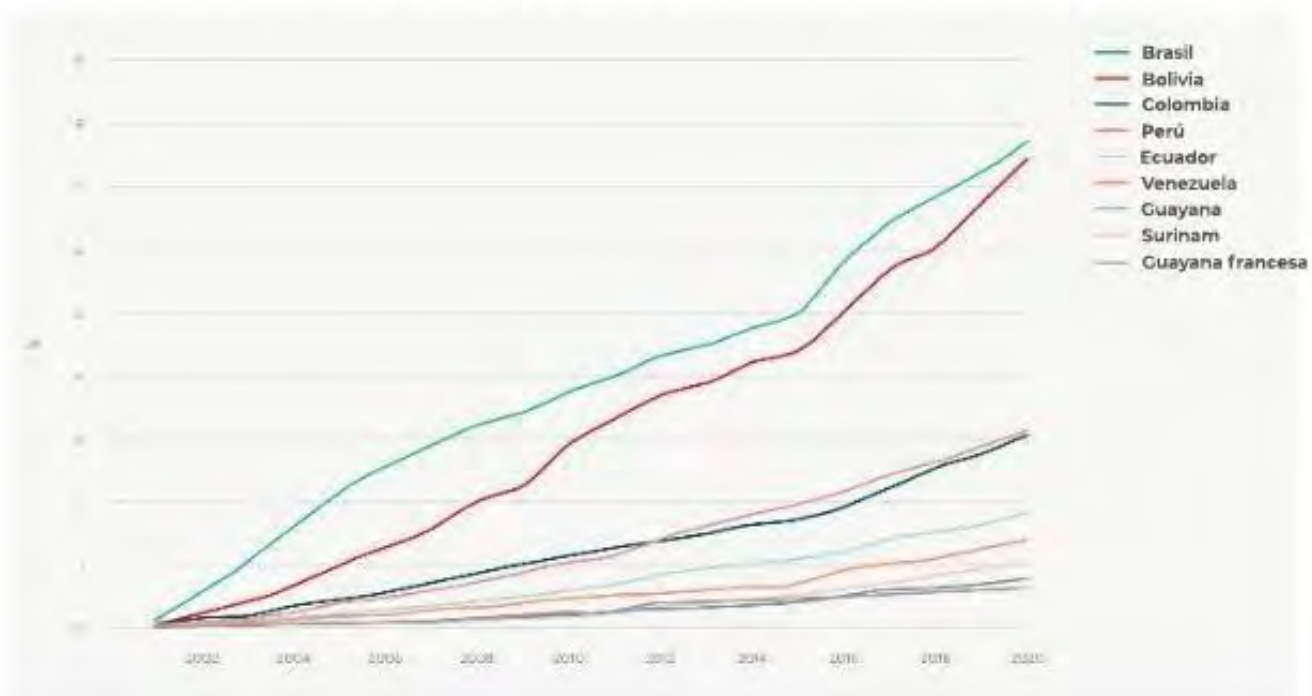
cultivo de soya han sido los principales factores directos de la deforestación brasileña (Capítulo 17), pero en ambos casos el crecimiento disminuyó o se detuvo cuando se controló la deforestación, y se reanudó con menor intensidad cuando fueron invertidas las políticas lanzadas en 2003 y 2004 para controlar la deforestación y establecer un modelo de desarrollo sostenible en la Amazonía brasileña (PAS, PPCDAm y, entre otros, Plano BR-163 Sustentável), como se explica en detalle en el Capítulo 17 (Figura 18.4). Brasil también tiene la mayoría de las operaciones mineras a gran escala de la Amazonía, particularmente de mineral de hierro. Los grandes proyectos de infraestructura —carreteras (Iniciativa para la Integración de la Infraestructura Regional de América del Sur, o IIRSA) y represas hidroeléctricas— son importantes impulsores de la degradación ambiental (RAISG 2020).

La degradación también ha sido intensa en Bolivia (Figura 18.3). A pesar de su retórica ambientalista, el gobierno boliviano promovió activamente el desmonte de tierras para la ganadería y la agricultura a gran escala, actividades extractivas e infraestructura, particularmente caminos y represas, todo dentro y fuera de los parques nacionales. Como resultado, la pérdida de cobertura arbórea también fue extensa en Bolivia (7,5%), que sigue de cerca el caso de Brasil. Perú, Colombia y Ecuador tienen menores pérdidas de bosques primarios (3,2%, 3,1% y 1,9%, respectivamente).

La agricultura comercial ha tenido un papel importante en los países con mayor pérdida de bosques, Brasil y Bolivia. En la mayoría de los casos, la extracción de petróleo ha desempeñado un papel significativo como impulsor del deterioro ambiental (Figura 18.5). El crudo es actualmente el principal producto de exportación de Ecuador y Colombia,

Figura 18.2 Fuente: Instituto de Recursos Mundiales. <http://cait.wri.org>

Pérdida acumulada de cobertura arbórea en los países amazónicos: 2001-2020 (%2000 Area)



mientras que en Perú el megaproyecto Camisea proporciona gas natural para la exportación (OEC 2021).

La extracción de petróleo y gas en la Amazonía andina también ha provocado graves impactos ambientales en áreas protegidas (AP), como el Parque Nacional Yasuní en Ecuador, considerado como el lugar con mayor biodiversidad en el hemisferio occidental (Bass et al. 2010; Larrea 2017).

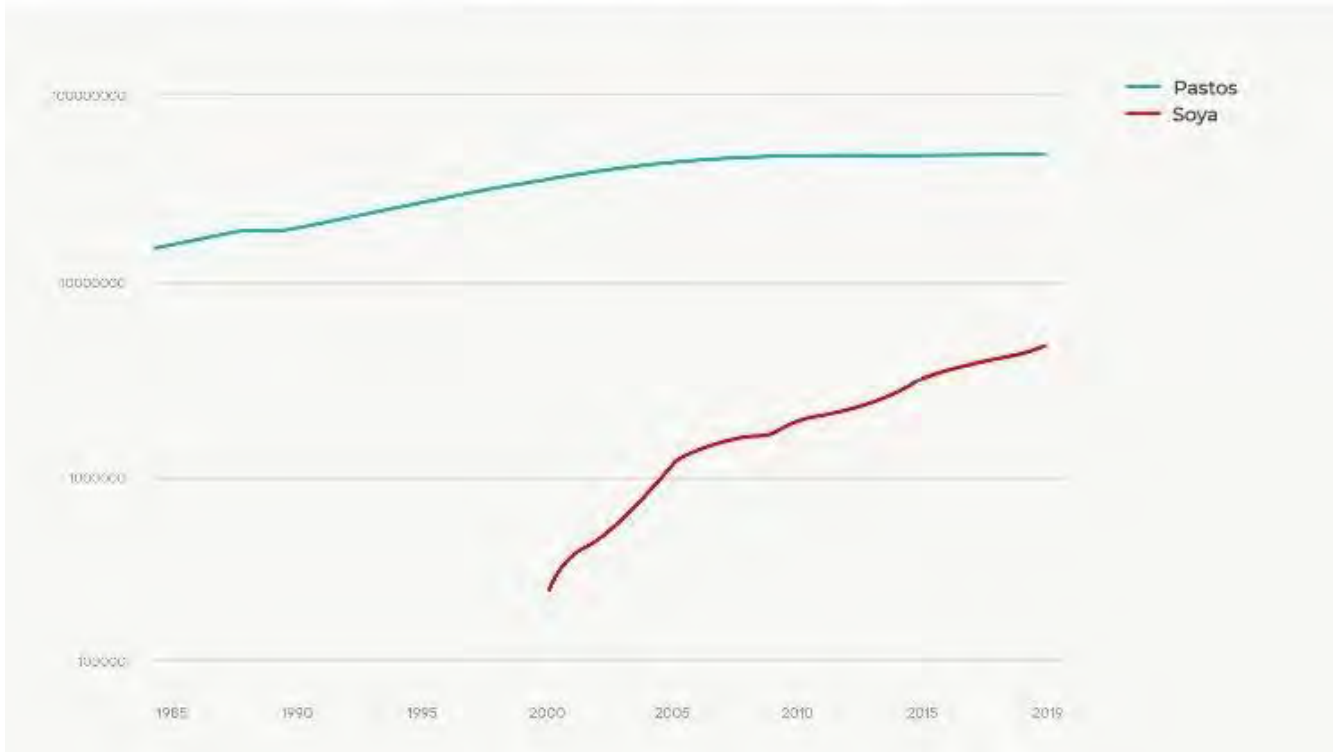
El estudio de caso de Ecuador no solo incluye el impacto ambiental perjudicial de la extracción de petróleo, sino también la falta de distribución social de los ingresos en la región. La Amazonía sigue siendo la región más pobre del país, y las áreas de extracción de petróleo están más desfavorecidas socialmente que las subregiones no petroleras. En la Amazonía ecuatoriana, la deforestación la llevan a cabo principalmente campesinos migrantes pobres.

La ganadería a gran escala y las plantaciones son menos frecuentes. El análisis encuentra que las familias campesinas no perciben beneficios duraderos de la deforestación, ya que la productividad de la tierra es baja y disminuye con el tiempo (Larrea 2017; Wunder 2000).

Los megaproyectos mineros se concentran en Brasil y recientemente se han expandido a Ecuador, mientras que la minería ilegal de oro genera fuertes impactos ambientales en todos los países amazónicos. Según estimaciones recientes, la extracción ilegal de oro representa el 28% del oro extraído en Perú, el 30% en Bolivia, el 77% en Ecuador, el 80% en Colombia y entre el 80% y el 90% en Venezuela (Figura 18.6). Se estima que el valor de las exportaciones ilegales de oro es comparable al de las exportaciones de cocaína (GI-TOC 2016). El oro es el principal producto de exportación en Surinam.

**Figura 18.3** La pérdida de cobertura arbórea no es equivalente a la deforestación. Fuente: Instituto de Recursos Mundiales. <http://cait.wri.org>.

Superficie de pastos y cultivos de soya en la Amazonía brasileña 1985-2019 (escala semilog)



En la experiencia colombiana reciente, se registró un aumento de la deforestación en la región amazónica tras el acuerdo de paz de 2016. Predomina un modelo extractivo, en el cual priman la ganadería,

la expansión petrolera y el acaparamiento de tierras. El estudio también es ilustrativo de los efectos de las actividades extractivas ilícitas, a menudo vinculadas con la violencia crónica, que también están presentes en Perú y Venezuela, y se manifiestan en la mayoría de los demás países,

Un tercer grupo de países y territorios con baja pérdida de bosques son Venezuela (1,4%), Surinam (1,1%), Guyana (0,79%) y Guayana Francesa (0,65%). El cambio de uso de la tierra de bosque a agricultura ha sido bajo en todos ellos, pero la pérdida de bosques va en aumento, impulsada principalmente por la extracción de oro, pero también por prácticas forestales y pesqueras

insostenibles, y la caza furtiva, con un auge de petróleo y gas *offshore* potencial incipiente en Guyana y Surinam.

En Venezuela, donde las abundantes reservas de petróleo ubicadas fuera del Amazonas no estimularon la diversificación económica, las presiones extractivas sobre la selva tropical fueron más débiles y la deforestación se mantuvo baja. Durante la llamada “Gran Crisis” (2013 a la fecha), el gobierno impulsó la minería en el Arco Amazónico del Orinoco. Aunque la minería a gran escala siguió siendo débil, se produjo una expansión de la minería ilegal de oro, coltán y otros minerales, a menudo vinculada al crimen organizado. Como resultado, aumentó el deterioro ambiental y el conflicto social, con consecuencias particularmente nefastas para los pueblos indígenas.

Este capítulo muestra las diferentes configuraciones observadas en los casos individuales, mientras que la presencia de fuerzas

Figura 18.4 Área de Pasto y Cultivo de Soya en la Amazonía Brasileña. Fuente: RAISIG 2021.

comunes subyacentes y transversales impregnan la región. Estas fuerzas comunes pueden involucrar factores internos compartidos, como la debilidad institucional, o influencias externas, como la demanda de *commodities*, pero en conjunto, su efecto combinado se ve país por país y regionalmente en una Amazonía degradada, saqueada e insostenible.

### 18.2 Deforestación amazónica en la Colombia del posconflicto

Aproximadamente el 43% de Colombia se encuentra en la Amazonía (Figura 18.7). Además, Colombia es uno de los cinco países megadiversos del mundo, siendo la Amazonía una parte importante de la biodiversidad colombiana. En 2018, la Corte Suprema de Justicia de Colombia declaró a la Amazonía colombiana Sujeto de Derecho y dispuso que el Estado colombiano debe crear un mecanismo concreto para proteger la Amazonía (Bustamante et al. 2020; Sentencia 4260-2018 de la Corte Suprema de Justicia de Colombia).

Sin embargo, a pesar de la riqueza biológica y la protección judicial, solo en el siglo XXI, el 5,7% de las áreas boscosas de Colombia (4,4 millones de ha) han sido taladas (Global Forest Watch 2020). Esto es aproximadamente equivalente al área de Dinamarca. Las principales áreas de deforestación se encuentran dentro de cinco departamentos colombianos: Caquetá, Meta, Guaviare, Antioquia y Putumayo (Figuras 18.8 y 18.9). Con excepción de Antioquia, todos los departamentos se encuentran en la región Amazonas/Orinoquía. Al igual que en otros países de la región, la deforestación en Colombia tiene varias facetas: a) severas transformaciones socioculturales y socioeconómicas que amenazan los estilos de vida tradicionales de las comunidades indígenas; b) pérdida masiva de biodiversidad; y c) impactos desastrosos en el clima global (IDEAM et al 2017).

La deforestación se ha acelerado significativamente después de la histórica firma del tratado de paz entre el gobierno colombiano y el grupo guerrillero FARC-EP en 2016. Esto no sorprende, ya que la evidencia empírica internacional indica que los escenarios de posconflicto a menudo aceleran la deforestación (Murillo-Sandoval et al. 2020). En el caso colombiano, la deforestación no fue abordada

adecuadamente durante las negociaciones de paz, y el término “deforestación” no se mencionó en el acuerdo final. En cambio, el documento incluye objetivos para modernizar el campo colombiano, lo que posiblemente desencadenaría la deforestación. Sin embargo, el principal desafío para la protección de los bosques está vinculado al modelo de desarrollo extractivista colombiano. El gobierno de Juan Manuel Santos (2010-2018) presentó el modelo de desarrollo extractivista como la columna vertebral para financiar el proceso de paz (Ulloa y Coronado 2016). También el siguiente gobierno del presidente Iván Duque (2018-2022) comparte la idea de un modelo de desarrollo basado en la extracción de recursos naturales (2018-2022) (DNP 2018: 695). Sin embargo, la actual administración introdujo importantes cambios políticos, ralentizando la implementación del acuerdo de paz (Instituto Kroc 2021). El enfoque en la extracción y la “exportación de la naturaleza” (Coronil 1997) tiene resultados económicos y sociales negativos de gran alcance e implica duras consecuencias socioecológicas negativas (Gudynas 2015; Peters 2021a).

La Amazonía colombiana fue un bastión del grupo guerrillero FARC-EP (Van Dexter y Visseren-Hamakers 2019; Krause 2020). La presencia de la guerrilla frenó la deforestación a través de la “conservación a punta de pistola” (Álvarez 2003: 57). Las FARC conservaron el bosque como una barrera natural para su propia protección contra incursiones, mientras que la presencia de grupos armados frenó los proyectos de desarrollo y la tala de bosques relacionados (Rodríguez-Garavito y Baquero 2020; Murillo-Sandoval et al. 2020). Para evitar malentendidos, el conflicto interno en Colombia tuvo múltiples efectos negativos sobre el medio ambiente, como derrames de petróleo y daños ambientales por impacto directo de las batallas, incluso en la región amazónica. (Núñez-Avellaneda et al. 2014; Pereira et al. 2021). Es más, organizaciones sociales exigen de la Jurisdicción



Especial para la Paz (JEP)<sup>a</sup> abrir un macrocaso sobre los crímenes ambientales. La autoimagen escenificada de los guerrilleros de las FARC como ambientalistas armados es más un mito que una realidad. Sin embargo, aunque el conflicto no evitó la

---

<sup>a</sup> La JEP es el mecanismo jurídico del modelo de justicia transicional creado en el acuerdo de paz entre el Estado colombiano y las FARC-EP (ver Ambos y Peters 2022).

## Capítulo 18: Globalización, extractivismo y exclusión social: Manifestaciones específicas de cada país

**Cuadro 18.1** Pérdida de cobertura arbórea en bosques primarios. Fuente: Instituto de Recursos Mundiales. <http://cait.wri.org>. La pérdida de cobertura arbórea.

<b>Pérdida de cobertura arbórea en bosques primarios (ha)</b>										
Año	Brasil	Bolivia	Colombia	Perú	Ecuador	Venezuela	Guayana	Surinam	Guayana Francesa	Total
2001	465543	36530	24082	28699	4701	10438	1835	1145	313	573285
2002	1621765	70601	63302	46059	5693	11323	2825	1932	655	1824155
2003	1570576	77167	32050	43733	3379	20775	4216	2243	465	1754604
2004	2016477	96611	81695	62035	5436	15924	2630	2814	1283	2284906
2005	1824425	137831	58906	97399	6205	15565	3579	1808	965	2146683
2006	1415580	118804	56051	58813	6438	14244	3744	1893	804	1676371
2007	1149563	114376	95539	77992	6995	26116	3346	2158	1313	1477398
2008	1075146	180575	83619	88797	8953	19859	6377	4431	1757	1469512
2009	700169	108163	65824	120186	8112	23435	4929	4227	820	1035865
2010	1153025	267751	68739	100970	8491	25809	6656	4797	1620	1637857
2011	803049	162625	72601	88886	11175	15590	5831	4125	1279	1165161
2012	1116088	148294	69587	177236	16354	22125	8942	13540	3872	1576038
2013	632094	82290	57713	142870	11590	15349	4512	6628	1001	954046
2014	940905	133268	80036	133107	6330	20609	7790	9659	1386	1333088
2015	828870	83299	49643	104864	8472	15546	8463	8080	1116	1108352
2016	2830977	246088	108566	142720	13198	84705	16689	10457	2195	3455595
2017	2134649	270346	161945	181090	21085	43759	13505	13718	1097	2841194
2018	1347133	154489	176977	140185	13220	30169	7628	15367	1318	1886485
2019	1361094	290499	115090	161590	12231	58827	12964	14013	883	2027194
2020	1704092	276883	166485	190199	19747	53702	10763	11076	1498	2434446
<b>Pérdida total</b>	<b>24987130</b>	<b>2779604</b>	<b>1521963</b>	<b>1997230</b>	<b>178060</b>	<b>490167</b>	<b>126460</b>	<b>123033</b>	<b>24142</b>	<b>32227789</b>
% Área 2000	7.77	7.49	3.08	3.16	1.86	1.41	0.79	1.05	0.65	5.86
Área 2000	343383394	40833752	54836889	69170714	10652183	38666663	17297899	12775509	3923496	591540498
% por País	58.0	6.9	9.3	11.7	1.8	6.5	2.9	2.2	0.7	100.0
Pérdida % Área 2000	77.0	8.8	4.9	6.3	0.6	1.6	0.4	0.4	0.1	100.0

ARRENDAMIENTOS DE PETRÓLEO Y GAS EN LA AMAZONIA

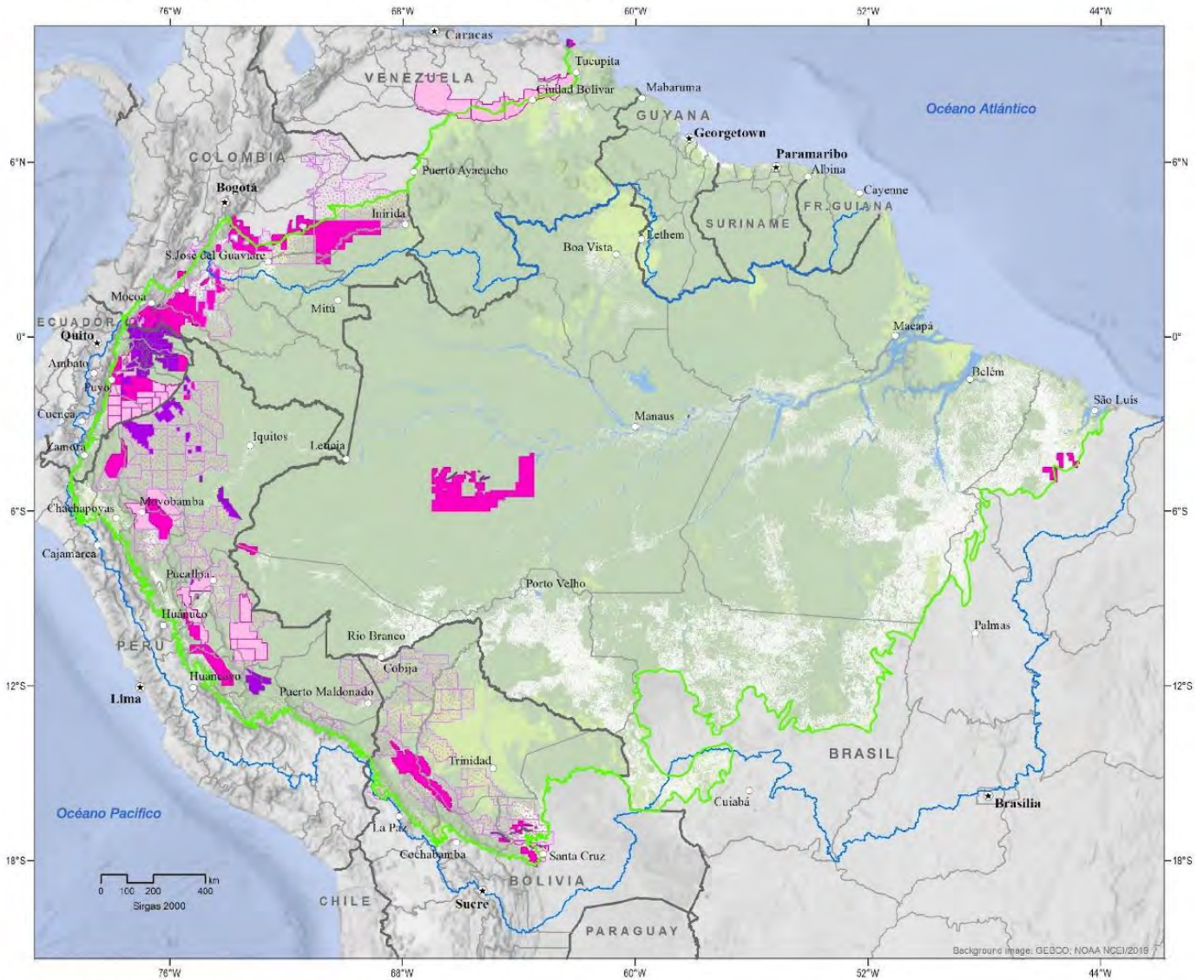


Figura 18.5 Concesiones de petróleo y gas en la Amazonía. Fuente: RAISG, 2021.

**MINERÍA: CONCESIONES OFICIALES Y ACTIVIDADES ILEGALES**

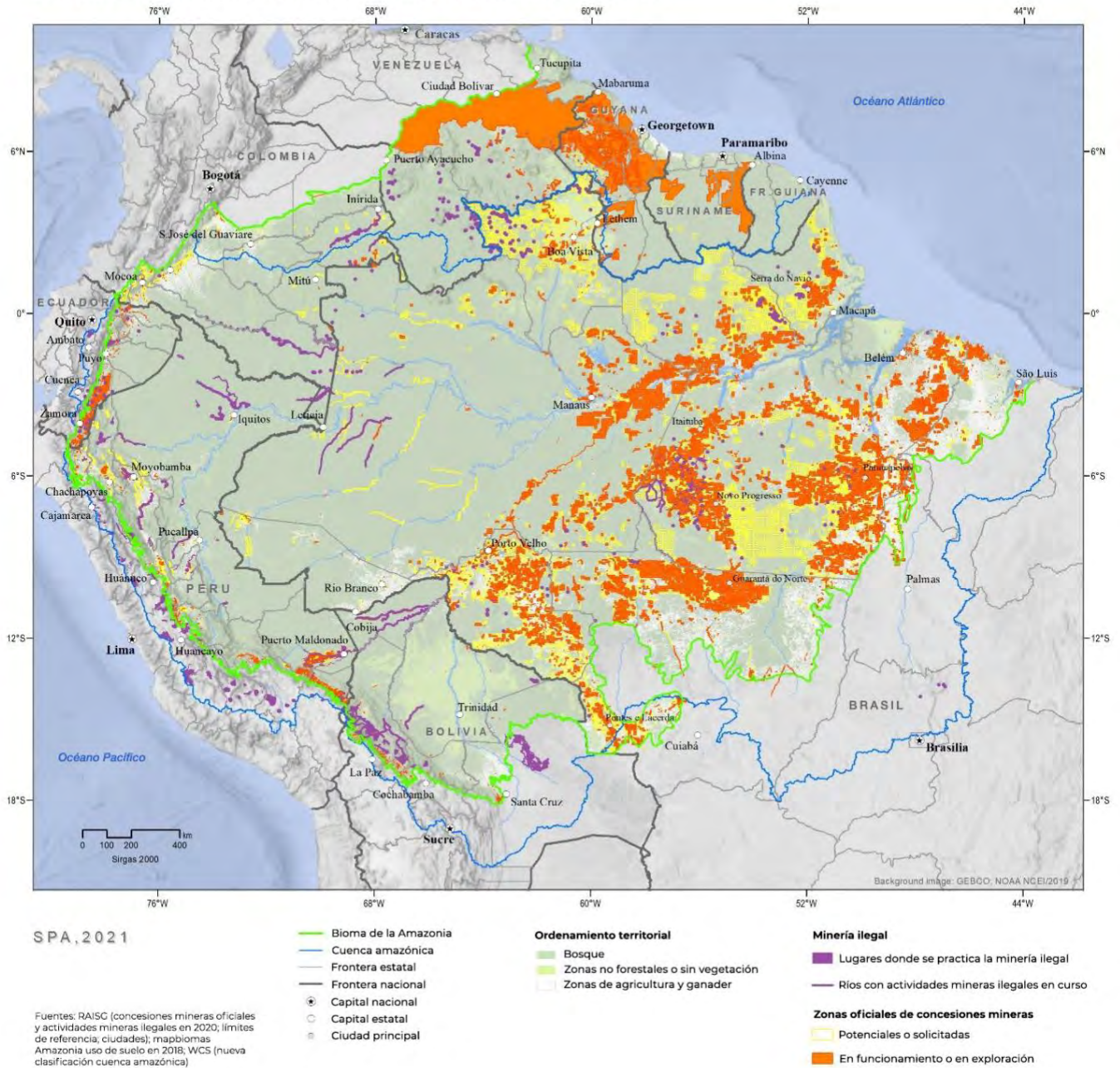
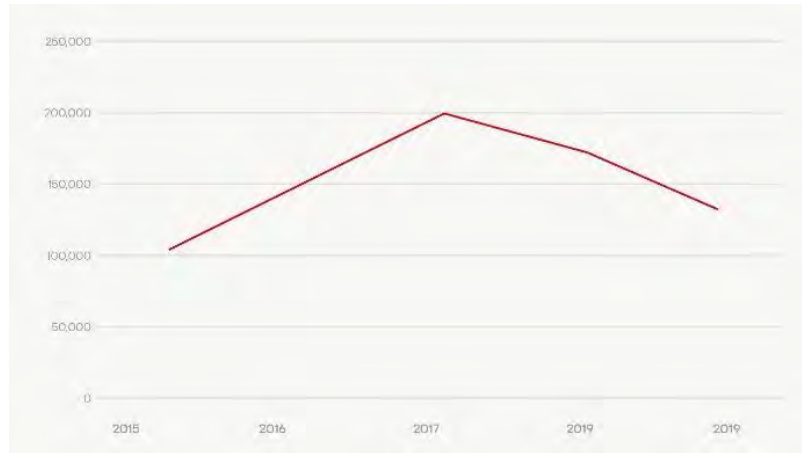


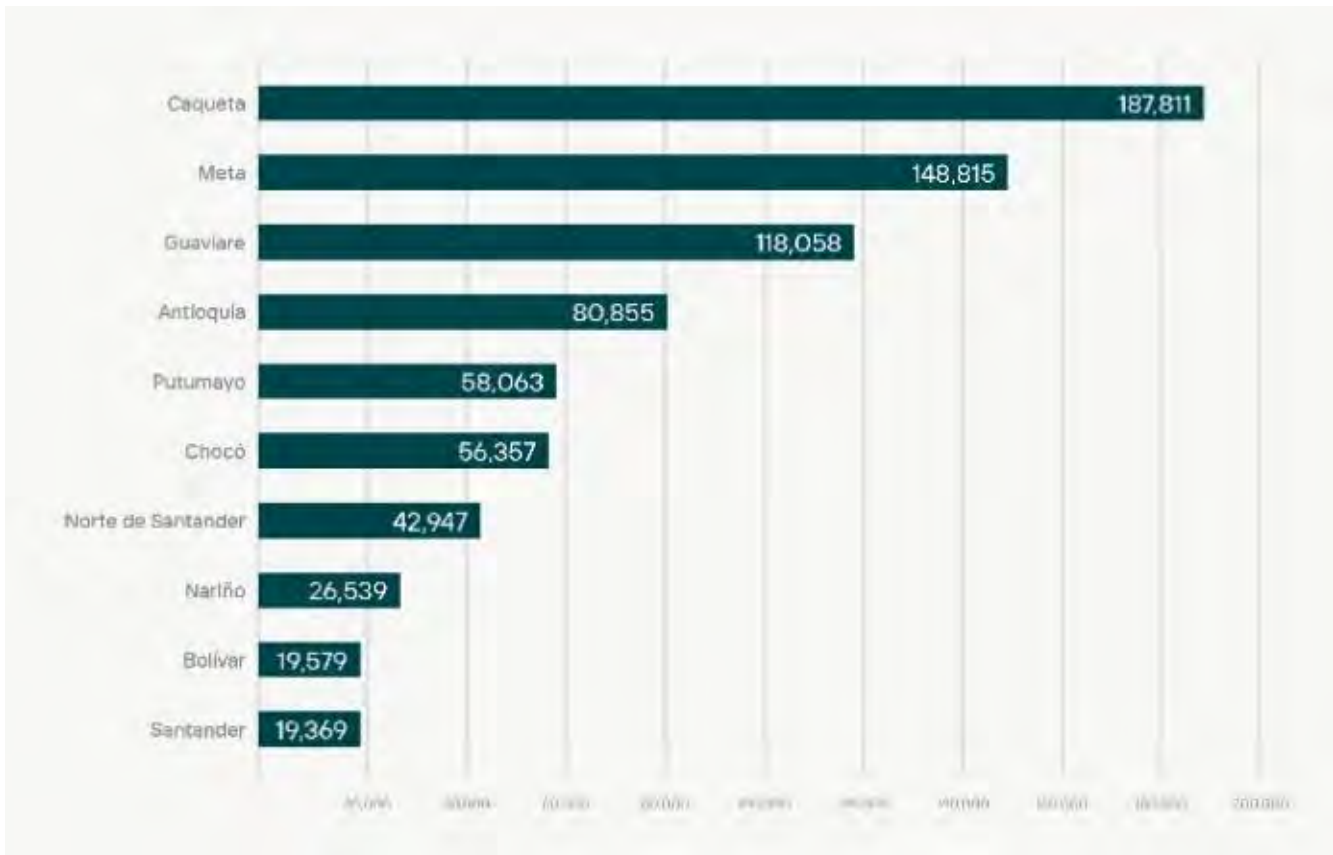
Figura 18.6 Concesiones mineras oficiales y actividades ilegales. Fuente: RAISG, 2021.



**Figura 18.7** La Amazonía colombiana se distribuye en los departamentos de Amazonas, Caquetá, Guainía, Guaviare, Putumayo y Vaupés, así como partes de Meta y Vichada, y pequeñas partes de Cauca y Nariño. Fuente: Instituto Colombiano de Análisis Ambiental- IDEAM, 2020.



**Figura 18.9** El top diez de los departamentos, deforestación en hectáreas. Fuente. Construcción propia con base en los informes de deforestación del IDEAM (Instituto Colombiano de Análisis Ambiental) entre 2015 y 2019.



**Figura 18.8** El top diez de los departamentos con mayor deforestación acumulada de Colombia: 2015-2019. Fuente: Instituto Colombiano de Análisis Ambiental- IDEAM, 2020.

deforestación (Negret 2019), la fuerte presencia guerrillera en la región amazónica sí la ralentizó (Mendoza 2020).

La firma del acuerdo de paz marcó un antes y un después para Colombia. Redujo la violencia armada y abrió posibilidades para un futuro mejor para Colombia. Además, lamentablemente, el medio ambiente también se ha convertido en una víctima del frágil proceso de paz colombiano, debido a la aceleración de proyectos de desarrollo y modernización. Las cifras oficiales (Reardon 2018) muestran cómo las tasas de deforestación en Colombia se han disparado desde 2016 (Figuras 18.1 y 18.9). Esto es especialmente cierto para grandes partes de la región amazónica, en las que “tasas de deforestación no deseadas inducidas por la paz” (Prem et al. 2020: 7p.) aumentó drásticamente durante el proceso de paz (Álvarez, 2003; Krause 2020; Graser et al. 2020). Esto también aplica a las AP y los territorios indígenas (TI), donde se reportan mercados paralelos de tierras (Armenteras et al. 2019; Clerici et al. 2020; Murillo-Sandoval et al. 2020; Tobón Ramírez et al. 2021). Este proceso está muy ligado a la expansión de la frontera extractiva en la Amazonía colombiana (minería, hidrocarburos y extractivismo agrario, incluyendo los cultivos ilícitos), procesos de acaparamiento de tierras y una arraigada preferencia sociocultural por la propiedad de la tierra por parte de las élites como un símbolo de estatus y poder político (Richani 2012).

### 18.2.1 Impulsores de la deforestación y proyectos de desarrollo extractivista en la Amazonía colombiana

La deforestación en la región amazónica no sigue una lógica compartida. En cambio, la diversidad de la región corresponde a la heterogeneidad de la dinámica de la deforestación y, por lo tanto, requiere estrategias de protección adaptadas local o regionalmente. Los principales impulsores de la deforestación incluyen: i) la ganadería; ii) el acaparamiento de tierras; iii) el extractivismo; iv) el cultivo de drogas ilícitas; v) el desarrollo de

infraestructura; y vi) la expansión de la frontera agrícola por parte de los pequeños propietarios (ver los Capítulos 19 y 20). Sin embargo, los diversos impulsores de la deforestación no deben considerarse equivalentemente relevantes para la deforestación, ni deben analizarse de forma aislada, sino en su interdependencia (Hoffmann, García Márquez y Krueger 2018).

La ganadería extensiva es, con mucho, el factor más importante de deforestación en Colombia en términos de superficie (Prem et al. 2020). En Colombia, el modelo ganadero combina la continuidad histórica de una distribución extremadamente desigual de la tierra con una lógica rentista que vincula la propiedad de la tierra con el poder político y el estatus social. La ganadería extensiva está respaldada institucionalmente por el hecho de que esta forma de uso de la tierra es una forma fácil y económica de demostrar el uso productivo de la tierra y, por lo tanto, no está gravada. Sin embargo, la ganadería no debe analizarse de forma aislada, ya que está fuertemente vinculada al acaparamiento de tierras.

La tierra es una gran oportunidad de inversión tanto para dinero legal como ilegal. Esto conduce a una mayor concentración de tierras y deforestación, ya que el desmonte se considera una mejora productiva y respalda los reclamos legales de tierras (Armenteras 2019; ver también el Capítulo 14). En el contexto del proceso de paz, uno de los objetivos es la formalización de títulos de propiedad en todo el país. Si bien este es un avance importante para garantizar los derechos de los pequeños propietarios, también podría apoyar los procesos de acaparamiento y concentración de tierras al brindar seguridad jurídica a los inversionistas. Además, la ganadería suele estar estrechamente vinculada a la economía de las drogas ilegales. La tala de bosques para la producción de coca a menudo es seguida por la ganadería, y las transacciones de tierras son una forma preferida de lavar el dinero de las drogas (Richani 2012; van Dexter y Visseren-Hamakers 2019; Vélez Escobar 2020).

**Tabla.18.2** Cultivo de coca en municipios amazónicos seleccionados: 2013-2019 (ha). Lista de municipios amazónicos que han superado al menos en un año las 1.000 hectáreas de cultivo de coca.

Municipio (Departamento)	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Cartagena de Chairá (Caquetá)	703	1,050	949	1,188	1,369	1,007	416
Milán (Caquetá)	359	530	696	1,040	1,135	1,226	461
Montañita (Caquetá)	816	1,335	1,504	1,744	2,492	2,990	823
San José de Fragua (Caquetá)	488	611	1,084	1,031	1,415	1,593	1,410
Solano (Caquetá)	933	1,269	1,285	1,577	764	825	447
Piamonte (Cauca)	461	602	1,167	1,459	1,780	1,997	1,905
El Retorno (Guaviare)	1,314	1,600	1,615	2,192	1,406	1,545	1,195
Miraflores (Guaviare)	1,780	1,922	1,852	2,297	1,699	1,378	1,022
San José de Guaviare (Guaviare)	1,232	1,522	1,501	1,807	1,401	1,175	758
Puerto Rico (Meta)	1,101	1,616	1,620	1,593	1,773	1,082	617
Vistahermosa (Meta)	806	1,337	1,353	1,451	1,473	857	488
Orito (Putumayo)	784	1,639	2,190	2,988	3,970	3,949	3,073
Puerto Asís (Putumayo)	2,150	4,437	6,052	7,453	9,665	7,658	6,810
Puerto Caicedo (Putumayo)	682	1,046	1,481	1,782	2,998	2,905	2,617
Puerto Guzmán (Putumayo)	624	915	1,299	1,585	2,030	2,014	1,750
Puerto Leguizamó (Putumayo)	1,077	1,276	1,805	1,992	1,404	1,104	1,652
San Miguel (Putumayo)	659	1,094	2,338	3,128	3,554	3,329	3,752
Valle del Guamuez (Putumayo)	1,093	2,050	3,660	4,886	4,132	3,363	3,540
Villagarzón (Putumayo)	545	1,041	1,131	1,231	1,760	2,015	1,703

Fuente: <https://www.minjusticia.gov.co/programas-co/ODC/Paginas/SIDCO-departamento-municipio.aspx>

El modelo de desarrollo colombiano se basa en el extractivismo (para una discusión del término ver, por ejemplo, Burchardt y Dietz 2014; Gudynas 2015; Svampa 2019; Peters 2021a). Esto se aceleró decisivamente durante la liberalización de la economía colombiana a fines del siglo XX. El extractivismo en Colombia condujo a un aumento en la participación de los bienes primarios en el valor total de las exportaciones entre 2000 (67,5%) y 2020 (75,3%) (Peters 2021a; CEPAL 2022: 43). En comparación con otros países latinoamericanos, Colombia tiene una estructura extractiva bastante diversificada, que incluye la producción petrolera, la minería y el extractivismo agrario monocultural. La expansión de la frontera extractivista tiene impactos particularmente fuertes en la Amazonía, incluyendo la deforestación por proyectos mineros y el inicio de nuevos proyectos de extracción de petróleo, la deforestación por explotación de maderas tropicales (International Crisis Group 2021a: 21) para la exportación, y la expansión de monocultivos extractivistas con énfasis en la palma aceitera, lo que también genera nuevos conflictos por el uso de la tierra con las comunidades locales (Marín Burgos y Clancy 2017; Pereira et al. 2021).

El cultivo de coca también es un importante impulsor de la deforestación, especialmente en áreas remotas (Dávalos, Sánchez y Armentreros 2016; Mendoza 2020). Aproximadamente el 47% del cultivo de coca en Colombia tiene lugar más allá de la frontera agrícola, principalmente en pequeñas parcelas de tierra en áreas adyacentes, incluyendo territorios indígenas y comunidades afrocolombianas. La producción de coca en Colombia ha aumentado considerablemente en los últimos años y se encuentra cada vez más en las regiones amazónicas del Putumayo, pero también en Caquetá, Guaviare, Meta y Vichada (UNODC 2021: 26). La producción de coca implica graves consecuencias negativas para los bosques y la biodiversidad (Rincón-Ruiz y Kallis 2013). Sin embargo, los impactos varían ampliamente a nivel local y se deben tener en cuenta los datos sobre el cultivo por municipio (Cuadro 18.2).

Adicionalmente, la actividad implica una mayor degradación ambiental a través de la producción de pasta base y la paulatina ampliación de la frontera agrícola. En el pasado, estos fueron controlados mediante aspersiones aéreas con glifosato como

parte del Plan Colombia, con preocupantes consecuencias ambientales (Dávalos et al. 2021). El Plan Colombia fue acordado conjuntamente entre los gobiernos de Colombia y Estados Unidos en 1999. Se enfocó en mejorar las condiciones de seguridad en el campo colombiano mediante la lucha contra los grupos armados ilegales y la reducción de la producción y el tráfico de drogas ilícitas. El Plan Colombia fue financiado por Estados Unidos y fomentó su posición estratégica en la región. La actual administración colombiana (2018-2022) considera que la lucha contra la coca es el instrumento más importante para frenar la deforestación y culpa a los consumidores de su responsabilidad en la deforestación de la Amazonía. Actualmente, hay un renovado aumento en el número de voces que piden el regreso de la fumigación aérea, aunque hay abundante evidencia de sus perjudiciales consecuencias socioeconómicas y socioecológicas (Vélez y Erasso 2020; Pereira et al. 2021). Datos recientes sugieren que el cultivo de coca disminuyó en 2019. Sin embargo, esta no es necesariamente una buena noticia para los bosques. En cambio, las actividades actuales de erradicación manual parecen impulsar el cultivo más hacia áreas remotas, lo que lleva a más despejes (Rincón-Ruiz y Kallis 2013). Simultáneamente, crece la demanda mundial de cocaína, posiblemente fortaleciendo la economía de las drogas ilegales (UNODC 2021).

En el marco del proceso de paz, se prevén diversos proyectos de infraestructura en la Amazonía. Estas incluyen medidas de desarrollo rural, como se prevé explícitamente en la primera sección del tratado de paz, que contempla la construcción de infraestructura rural como un medio para mejorar el acceso al mercado para los campesinos. Sin embargo, este no es el principal impulsor de la deforestación. Preocupan más los grandes proyectos de carreteras que tienen un impacto directo en la deforestación y se utilizan para abrir la región a proyectos de desarrollo y extracción, apoyando más procesos de deforestación. En este sentido, los proyectos de infraestructura incluyendo en el Eje Amazonas de IIRSA son objeto de críticas (Uribe 2019). Además, existe un creciente interés

económico en la generación de energía hidroeléctrica en la región amazónica, especialmente en los ríos Caquetá y Putumayo (La Liga contra el Silencio 2019).

La expansión de la frontera agrícola también es impulsada por pequeños agricultores y campesinos, históricamente debido a la distribución extremadamente desigual de la tierra y la falta de acceso a la tierra asociada para los pequeños agricultores o personas sin tierra (Sanabria 2019). Otro factor es el desplazamiento masivo de la población rural durante el conflicto armado y la pobreza rural generalizada. En este sentido, la expansión de la frontera agrícola ha sido una constante política para atender la cuestión agraria preservando los privilegios históricos de las élites terratenientes. Sin embargo, es importante destacar que, al mismo tiempo, se entregaron grandes cantidades de tierra a unas pocas personas posiblemente poderosas (CNMH 2017).

En la práctica, en la Amazonía colombiana, las tierras eran frecuentemente desmontadas por campesinos y luego apropiadas por grandes terratenientes, destinando preferentemente las tierras a la ganadería extensiva. El crecimiento de la población, especialmente en el contexto de una distribución desigual de la tierra, genera una mayor presión sobre los bosques (Lara 2021). Estas tendencias (pobreza, distribución desigual de la tierra, acaparamiento de tierras, violencia) continúan hoy en la Amazonía. De igual manera, Hein et al. (2020) sugieren que como efecto del proceso de paz y la “salida de las FARC del territorio”, otros actores han aprovechado el vacío de poder para acceder a la tierra por diferentes medios (Prem et al. 2020).

El gran número de factores que impulsan la deforestación no se debe en modo alguno a la reticencia académica o a la exacerbación de interrelaciones complejas. Es importante destacar que, como se describió anteriormente, no todos los impulsores son igualmente importantes. Además, las diferencias regionales y locales son cruciales. Aunque la Amazonía a menudo se homogeneiza en



los debates internacionales, existe una gran variación sobre el terreno. Como resultado, los impulsores de la deforestación también difieren. Cuando hablamos de la Amazonía colombiana, debemos distinguir entre diferentes procesos regionales. En el Sur de Colombia,

especialmente en Putumayo, el modelo de desarrollo extractivista gira en torno a la minería, el petróleo y la coca, mientras que, en Caquetá, además de la coca y el petróleo, existe la ganadería extensiva, y en los municipios amazónicos del Meta, el modelo de exportación agropecuaria se ha

ampliado para incluir grandes monocultivos de aceite de palma. En Vichada y Vaupés, sobre todo, se practica la ganadería extensiva de pastos. Estos diferentes modelos se complementan con grandes proyectos de infraestructura, en particular centrales hidroeléctricas y carreteras, que tienen como objetivo acelerar los procesos de desarrollo y así aumentar la deforestación (Entrevista a Estefanía Ciro, 26/09/2020).

**CUADRO 18.1 Experiencias exitosas de conservación. Acuerdos de Conservación en el Departamento del Guaviare (Amazonía Colombiana). Una estrategia desde la ciencia y las políticas públicas para vencer la deforestación.**

La política pública colombiana incluyó la lucha contra la deforestación como una meta importante. Recientemente, debido a la crisis ambiental y social provocada por los incendios forestales, y bajo el liderazgo del gobierno colombiano, se firmó el Pacto de Leticia por la Amazonía. Este pacto compromete a los países signatarios en temas como la protección, conservación, investigación y manejo conjunto de esta región, considerada vital para el equilibrio climático del planeta.

En el departamento de Guaviare, Colombia, se ha aplicado con éxito un proyecto de conservación basado en acuerdos de no deforestación con campesinos. El marco fue un enfoque agroambiental desarrollado por el Instituto SINCHI, una ONG vinculada a las políticas públicas, que también considera las singularidades de la Amazonía colombiana. Se ha utilizado ciencia y tecnología para implementar arreglos agroforestales que incluyen Productos Forestales No Maderables (PFNM), asistencia técnica y transferencia de tecnología, y herramientas tecnológicas para el seguimiento y monitoreo de los convenios, que al 2020 beneficiaron a los habitantes del departamento y contribuyeron a lograr las metas del país de reducción de la deforestación. El enfoque agroambiental integra la seguridad alimentaria y la reducción de la pobreza rural con la mitigación y adaptación al cambio climático. Tiene un alcance sistémico con múltiples objetivos basados en las dimensiones económica, social y ambiental de la sostenibilidad. Este enfoque también reconoce las vulnerabilidades y particularidades de los diversos paisajes que conforman la Amazonía colombiana. Además, en la Amazonía colombiana, el enfoque agroambiental se ha orientado hacia un modelo alternativo de intervención del territorio basado en la reducción de la deforestación y la conservación de los bosques a través de actividades que aseguren la organización de las comunidades, mejorando sus ingresos con la inserción competitiva en el mercado, el establecimiento de acuerdos entre actores con el objetivo de reducir la deforestación y promover la sostenibilidad.

Entre 2017 y 2019, los convenios firmados con campesinos del departamento del Guaviare llegaron a 1.046 familias en 32.446 ha. De esta forma se logró un índice de conservación del 85% (Mos-CAL 2019). El setenta y cinco por ciento de los campesinos optó por perseguir el enriquecimiento de rastrojos y bosques degradados como parte de su compromiso a implementarse en el marco de los acuerdos de ordenamiento predial, conservación y restauración.

### CUADRO 18.1 *continuación*

#### Conclusiones y Recomendaciones

- Las instituciones de investigación juegan un papel importante en el posicionamiento de temas prioritarios en la agenda política del país.
- Los actores responsables de las políticas públicas deben dialogar y encontrar oportunidades a partir de las potencialidades de los territorios.
- Los acuerdos de conservación y el enfoque agroambiental han demostrado la efectividad de la ciencia y la tecnología para resolver problemas reales con la participación de los actores.
- Los países amazónicos deben tomar acciones concertadas para avanzar en la conservación de la región, con enfoques participativos. El Pacto de Leticia brinda una oportunidad para este tipo de acciones.

#### **Eco-cosecha: Desafíos y oportunidades en la Amazonía boliviana**

En Bolivia, la Constitución de 2009 aprobó la delimitación de la Amazonía en 23 municipios (la “Amazonía Constitucional”). Esta delimitación político-administrativa incluye en sus límites todos los bosques amazónicos con árboles de castaña (*Bertholletia excelsa*) en Bolivia, o aprox. 84.000 km<sup>2</sup> (Larrea-Alcázar et al. 2018). La Constitución también se refiere a la elaboración y promulgación de una ley para promover el desarrollo integral de la región, incluyendo el turismo, el ecoturismo o las empresas regionales, y establece una sanción para la tala de árboles de castaña y caucho o “syringa” (*Hevea brasiliensis*). Ambas especies no maderables forman parte del pasado reciente y de la historia de la Amazonía boliviana.

La eco-cosecha de castaña representa el principal motor económico de la región (Guariguata et al. 2017). Sin embargo, su aporte al PIB nacional es bajo (aproximadamente 2%, INEC 2019). La explotación de castañas ha limitado la conversión del bosque a paisajes ganaderos. Los altos precios y la demanda de nueces de Brasil en el mercado internacional respaldan un incentivo económico para preservar los bosques en pie. Además, la deforestación requiere una mayor inversión. La mayor parte de la tenencia o propiedad de la tierra en la Amazonía Constitucional pertenece a territorios indígenas y otras comunidades rurales, que representan la base de la cadena productiva de la nuez de Brasil y otros recursos emergentes en proceso de consolidación (por ejemplo, açai y otras palmeras como *Mauritia flexuosa* y *Euterpe precatoria*, carne y cuero de paiche [*Arapaima gigas*]). Actualmente se realizan esfuerzos de articulación interinstitucional para fortalecer el aprovechamiento de los frutos amazónicos en la región como base e insumo para la planificación en la zona (PICFA 2020).

La Ley de los Derechos de la Madre Tierra (2010) y la Ley Marco de la Madre Tierra y Desarrollo Integral para el Buen Vivir (2012) establecen las bases y principios para promover el desarrollo integral del país en armonía y equilibrio con la naturaleza (“Madre Tierra”). Sin embargo, no se relacionan ni aluden a la Amazonía Constitucional. Las leyes posteriores sobre construcción de carreteras, exploración de petróleo y gas y expansión de la frontera agrícola parecen contradecir los principios propuestos por ambas leyes (Romero-Muñoz et al. 2019). Adicionalmente, aún está pendiente una resolución para solucionar el derrame de la minería aurífera informal en el río Madre de Dios, actualmente la principal amenaza para la Amazonía Constitucional; esto requiere políticas y decisiones claras.

### 18.2.2 Enfrentando la deforestación: pocos avances y vacíos estructurales

Los gobiernos colombianos anteriores han elogiado sus propios esfuerzos para abordar la deforestación y el cambio climático. La administración anterior declaró que ya no se permitirían las “masacres ambientales” (El Espectador 2012). Este compromiso dio lugar a importantes acuerdos de cooperación internacional. Un ejemplo es Visión Amazonía, un proyecto presentado en 2015 que cuenta con un importante apoyo financiero de Noruega, Alemania y el Reino Unido (Krause 2020). La actual administración también hizo de la protección del clima y la lucha contra la deforestación una prioridad política (El Espectador 2020). Aunque la tasa de deforestación disminuyó en 2019, los datos de 2020 muestran que se disparó nuevamente y también en el 2021 se quedaron muy altos. En términos generales, las cifras se mantienen muy por encima de los niveles anteriores a 2016 (Finer y Mamani 2022; Figura 18.1). Además, la deforestación también tiene lugar en las zonas de conservación protegidas de los Parques Nacionales Naturales, una tendencia especialmente preocupante (Tobón Ramírez et al. 2021; MAAP 2020).

El énfasis del gobierno en la protección de la selva amazónica como parte de su compromiso para frenar el cambio climático es contradictorio con su estrategia de desarrollo extractivo. En cambio, los esfuerzos para proteger los bosques parecen concentrarse en la lucha contra las actividades ilícitas y especialmente la producción de coca (Montaño, 2017; Vélez 2021; WWF 2021). La producción de drogas ilícitas es una de las causas de la deforestación, como se mencionó anteriormente, pero no es la principal. Además, la relación entre la coca y la deforestación es a menudo indirecta a través del fomento de la ganadería, los conflictos armados y los desplazamientos, o los efectos de deforestación de las medidas para combatir la coca (Vélez y Erasso 2020; Dávalos et al. 2021). Dada la variedad de factores detrás de los alarmantes niveles de deforestación en la Amazonía, este

enfoque en el combate a las drogas ilegales parece arbitrario y, en algunos casos, contraproducente (Rincón-Ruiz y Kallis 2013; Dávalos 2016; Vélez y Erasso 2020).

Esto es evidente considerando que la actual estrategia contra la deforestación se enfoca cada vez más en promover la presencia del Estado en la Amazonía a través de la militarización, incluyendo la asignación de tareas de protección forestal a los militares en el Plan Artemisa (Entrevistas a investigadores y activistas que trabajan en la Amazonía colombiana en El Tiempo 06 -12-2020). De hecho, la Amazonía es actualmente escenario de violentos conflictos por el control territorial entre militares y diferentes grupos armados no estatales (WWF 2021). En este contexto, la lucha contra la coca legitima la militarización de la protección ambiental y, al mismo tiempo, la combina con medidas de contrainsurgencia. El Plan Artemisa sigue un enfoque que Wacquant (2009) denominó, aunque en un contexto diferente, “castigar a los pobres”. De hecho, el Plan Artemisa prefiere presentar el éxito capturando a los campesinos pobres vinculados a la deforestación en lugar de atacar los problemas estructurales; además, prácticamente excluye la participación local. Teniendo en cuenta los preocupantes problemas de derechos humanos de las fuerzas de seguridad colombianas y las continuas tensiones entre las fuerzas militares y los campesinos en áreas remotas de Colombia, esto tiene efectos contraproducentes. Además, la militarización de la protección ambiental aumenta el espiral de violencia en áreas remotas e incluso empeora la ya peligrosa situación para los activistas ambientales y las organizaciones de la sociedad civil (Gutiérrez Sanin 2021; Jones 2021; Ortiz-Ayala 2021; WWF 2021). Según Global Witness, Colombia es el lugar más peligroso para los activistas ambientales, quienes enfrentan criminalización, amenazas, ataques violentos y asesinatos, siendo los grupos indígenas especialmente vulnerables (Global Witness 2020, 2021). Además, los enfoques militares de ninguna manera resuelven el problema de la expansión del cultivo de drogas ilegales, sino que lo trasladan a

áreas más remotas, contribuyendo así, aunque sin querer, a una mayor expansión de la frontera agraria. Según Prem et al. (2020), la proximidad a la presencia militar aumenta la deforestación en Colombia.

La estrategia de Colombia para combatir la deforestación enfocándose en frenar la producción de coca deja varios vacíos, especialmente la falta de medidas viables para la generación de ingresos alternativos para los productores (Dávalos y Dávalos 2020; International Crisis Group 2021). Si bien el tratado de paz prioriza acertadamente el desarrollo rural y la solución del problema de las drogas, el avance en la implementación de las medidas previstas es muy lento (Instituto Kroc 2020). Sin embargo, en ausencia de reformas sostenibles para los productores, el problema de las drogas ilícitas no se resolverá.

Aunque el gobierno destaca las actividades ilegales como impulsores de la deforestación, la expansión del modelo de desarrollo extractivista no se aborda en la estrategia para frenar la deforestación. Es decir, el acaparamiento de tierras vinculado en parte a la economía de las drogas, la ganadería extensiva y, en general, el modelo de desarrollo extractivista, están excluidos de las medidas para frenar la deforestación, e incluso son promovidas por el gobierno. La prioridad de reducir la deforestación es muy bienvenida; sin embargo, el enfoque de las intervenciones políticas necesita cambios importantes para garantizar que las preocupaciones ambientales del discurso oficial también logren los resultados que los bosques amazónicos y el clima mundial necesitan con urgencia.

### **18.2.3 Reformas estructurales necesarias: Alternativas a la Deforestación en la Amazonía Colombiana**

La deforestación en la Amazonía colombiana tiene múltiples causas y no puede reducirse a fórmulas simples. En cambio, se necesita una estrategia adaptada regional o localmente para frenar la deforestación a corto plazo. Ante los enormes desafíos, en el mediano y largo plazo, una reducción

selectiva de la presión sobre las áreas boscosas de la Amazonía colombiana no será suficiente para conservar los bosques y la biodiversidad y frenar el cambio climático. Es necesario pensar fuera de la caja e incluir transformaciones del status quo de gran alcance.

La solución en Colombia es alejarse de los modelos de desarrollo extractivistas y la construcción de alternativas viables al extractivismo insostenible. Colombia se encuentra actualmente atrapada en un “imperativo extractivo” (Arsel et al. 2016), lo que requiere una expansión continua de la frontera extractiva y representa un impulsor continuo de la deforestación. Por lo tanto, la diversificación económica es clave para el desarrollo social y la protección del medio ambiente (Peters 2019). En segundo lugar, el país necesita reducir las desigualdades extremas en la tenencia de la tierra. La cuestión de la tierra en Colombia ha sido un tema controvertido que también afecta a la Amazonía. Fue considerado como uno de los principales detonantes del conflicto armado (Fajardo 2014; Galindo y Pereira 2020; Peters 2021b), y actualmente se considera que cierta tensión en torno a la tenencia de la tierra en la Amazonía es un elemento que podría generar nuevas situaciones conflictivas entre los habitantes. Por lo tanto, la reducción de las desigualdades territoriales sigue siendo un tema apremiante y a la vez conflictivo. Existen opciones de política, especialmente en lo que respecta a la reducción de los incentivos para la ganadería extensiva poco productiva, consumidora de tierras y, por lo tanto, dañina para el medio ambiente. Un instrumento clave sería un aumento en los impuestos sobre la tierra. En tercer lugar, se necesitan formas alternativas de abordar el problema de las drogas ilícitas. Esto debería incluir una reorientación de la política internacional de drogas y mayores esfuerzos políticos para despenalizar la economía de las drogas. A nivel nacional y local, cobran particular importancia las estrategias que ofrezcan una vida digna a los campesinos (Dávalos y Dávalos 2020). Esto incluye oportunidades para la comercialización de productos agrícolas artesanales legales, la creación de empleos dignos y la reducción de las

desigualdades sociales. Esto también requiere el desarrollo de infraestructura y rutas de transporte en la Amazonía que pueden conducir a la deforestación a pequeña escala. Por lo tanto, no se trata de un cambio radical o incluso de consideraciones utópicas para detener totalmente la deforestación en el corto plazo. En cambio, se necesita una planificación inteligente para implementar proyectos que promuevan estrategias de desarrollo sostenible, proporcionando alternativas a la explotación de la naturaleza y abordando el problema de las desigualdades en la propiedad de la tierra y la necesidad de mejora socioeconómica de los campesinos empobrecidos. Dichas iniciativas deberán impulsar un nuevo enfoque que permita a los habitantes convivir en el territorio, contribuir a disminuir radicalmente la deforestación, realizar actividades que les permitan acceder a buenas condiciones de vida y reconocer sus formas organizativas y mecanismos de participación, incluyendo los movimientos sociales y las organizaciones locales.

### **18.3 Impactos sociales y ambientales de la extracción de petróleo en la Amazonía ecuatoriana**

Esta sección analiza los efectos económicos, sociales y ambientales de la extracción de petróleo en el Ecuador desde 1967. Aunque el país tiene una pequeña porción (1,6%) de la selva amazónica, la Amazonía ecuatoriana, junto con otros países andinos, posee una de las mayores biodiversidades por kilómetro cuadrado de la región, particularmente en la cuenca alta del Napo y el Parque Nacional Yasuní (Bass et al. Alabama. 2010; RAISG 2015). El Ecuador comparte con los otros países andinos amazónicos (Colombia, Perú y Bolivia) condiciones climáticas específicas, impulsores de la deforestación e impactos de las actividades extractivas. Dada la alta importancia del petróleo en el desempeño de su desarrollo, se presta como un estudio de caso representativo sobre los impactos de la extracción de petróleo en la Amazonía.

#### **18.3.1. Petróleo y Desarrollo en Ecuador**

En 1967 se descubrieron grandes reservas de petróleo en la Amazonía norte, y desde 1972 Ecuador es exportador de petróleo, convirtiendo este producto en la columna vertebral de la economía. Cinco décadas después, el petróleo ha contribuido poco al desarrollo equitativo y sostenible, a pesar de haber generado importantes transformaciones económicas, sociales e institucionales. El crecimiento económico se ha mantenido evasivo e inestable (Gráfico 18.11), con una tasa de crecimiento anual promedio de 1,55% en el ingreso per cápita entre 1972 y 2019, inferior al 2,07% del período anterior al petróleo (1950-1972; ver una periodización del intervalo 1950-2019 en la Tabla 18.1B del Anexo y la Figura 18.11.). A pesar de los importantes logros sociales durante el auge petrolero (1972-1982) y entre 2006 y 2014, las disparidades sociales, étnicas y regionales que históricamente han afectado al país se mantuvieron generalizadas, con un 30% de la población viviendo por debajo del umbral de la pobreza y el subempleo afectando 40% de la fuerza laboral en 2017 (Ayala y Larrea 2018). La desigualdad social apenas disminuyó, evidenciado por el coeficiente de Gini que se mantuvo en 0,52 en 2015 (CEPAL 2015; Vallejo et al. 2015; Larrea, 2017). La crisis del COVID-19 provocó un aumento de la pobreza al 40% y del subempleo al 48% (UASB 2020).

La extracción de petróleo en Ecuador ocurre en una región de la cuenca del Amazonas que antes no había sido perturbada, lo que genera graves efectos socioambientales, en particular deforestación, pérdida de biodiversidad, contaminación y peligros para la salud humana (Herbert 2010; Amazon Defense Coalition 2012; Becerra et al. 2018). Entre 2004 y 2014 se aplicó una nueva estrategia de desarrollo, fortaleciendo la intervención estatal en la economía y promoviendo políticas sociales más inclusivas, en un contexto internacional de altos precios del petróleo y de las materias primas. Toda la estrategia colapsó desde que el precio del petróleo se desplomó en 2014. Las estrategias neoextractivistas no lograron diversificar la economía y, bajo una pesada carga de deuda y

reservas de petróleo limitadas, el país se ve afectado actualmente por una profunda crisis económica, social y política (Larrea 2019).

### 18.3.2 Amenazas a la Conservación: Políticas extractivas en la Amazonía

Desde la conquista española, las fuerzas externas, en su mayoría articuladas hacia la extracción de recursos (oro, caucho y recientemente petróleo) han provocado impactos adversos en los ecosistemas y los pueblos indígenas de la Amazonía. Entre esos ciclos, el período del petróleo ha tenido los impactos más largos y profundos. Las políticas coloniales o nacionales, impulsadas por intereses internacionales, han visto a la Amazonía como una fuente ilimitada de materias primas y un espacio casi vacío por explotar, desconociendo tanto a los pueblos indígenas como a la biodiversidad. Durante las fases extractivas antes de la expansión petrolera, la Amazonía sufrió el saqueo, sin ninguna preocupación por el agotamiento de los recursos naturales (Taylor 1994). En el período petrolero, aunque predominó la visión extractivista, la preocupación por la conservación se tradujo en la creación de áreas protegidas, el reconocimiento parcial de los territorios indígenas, el reconocimiento de los derechos de la naturaleza, la inclusión del concepto del “buen vivir” en la constitución de 2008, y políticas menores de conservación adicionales que no han logrado reducir significativamente la deforestación (Larrea 2015, Larrea y Bravo 2009). El Ministerio del Medio Ambiente fue creado en 1996.

Las áreas protegidas ahora cubren el 20% del territorio de Ecuador. Los más importantes de la Amazonía son el Parque Nacional Yasuní y la Reserva Cuyabeno, ambos establecidos en 1979. La extracción de petróleo está permitida en ambas reservas desde la década de 1980 y el presupuesto para las AP es bajo; por lo tanto, el grado de protección es débil (Larrea 2017). Los territorios indígenas cubren una gran proporción de la Amazonía ecuatoriana, aproximadamente 3 millones de hectáreas, con aproximadamente el 70% de ellas reconocidas legalmente en forma de

derechos de propiedad colectiva. Sin embargo, las competencias legales de las TI son débiles y se han otorgado varias concesiones petroleras y mineras en tierras indígenas sin consultar debidamente a los pueblos indígenas, como lo establece la OIT (Organización Internacional del Trabajo) y reconoce Ecuador (Entrevista con el Dr. Mario Melo, abogado experto en derechos indígenas, Quito, 22 de agosto de 2020).

Desde 1964, cuando el Estado firmó una gran concesión petrolera en la Amazonía a Texaco, las políticas públicas promovieron consistentemente la expansión de la extracción de petróleo, así como la minería a gran escala. El tema principal en las políticas petroleras ha sido el debate entre las políticas nacionalistas dirigidas a aumentar la participación estatal en los ingresos petroleros versus las empresas transnacionales y las estrategias para atraer inversión extranjera con incentivos. El primero prevaleció en periodos de altos precios del petróleo y fuerte capacidad de negociación del Estado, mientras que el segundo fue más evidente en periodos de precios bajos del petróleo y crisis económicas. Se ha prestado poca atención a las políticas públicas destinadas a reducir los impactos ambientales de las actividades extractivas o introducir tecnologías de bajo impacto, como la explotación petrolera sin caminos (Larrea 1993, Larrea 2017). La única excepción significativa fue la Iniciativa Yasuní-ITT, que representa los campos petroleros de Ishpingo, Tambococha y Tiputini, cuyo objetivo era mantener una gran reserva de petróleo en el Parque Nacional Yasuní indefinidamente sin explotar a cambio de un fondo internacional para la conservación y la inversión en energía renovable (Cuadro 18.2) (Larrea 2017).

La participación transnacional en la extracción de petróleo en el Ecuador ha cambiado a lo largo del tiempo. Entre 1972 y 1993, la empresa dominante fue Texaco (adquirida por Chevron). Posteriormente, la participación de Occidental y otras empresas como Repsol fue significativa, pero la participación de las empresas estatales aumentó particularmente a partir de 2007. Durante la última década, la participación de empresas chinas

(Sinopec y Petrochina) se ha vuelto significativa. Además del extractivismo, las políticas públicas fomentaron la colonización en la Amazonía durante las décadas de 1960 y 1970, para reducir las presiones demográficas y políticas en la costa y sierra, y como estrategia para construir “fronteras vivas” en zonas cercanas a la frontera peruana.

### 18.3.3 La Expansión Petrolera y sus Efectos Regionales en la Amazonía

Aunque las provincias amazónicas representan el 47% del territorio nacional de Ecuador, la región permaneció históricamente aislada del resto del país hasta los descubrimientos de petróleo en 1967. Después de la conquista española, solo dos breves periodos de extracción de recursos trastornaron profundamente las culturas indígenas de la región; la minería de oro en el siglo XVI y la extracción de caucho entre finales del siglo XIX y principios del XX (Taylor 1994). El Amazonas albergaba solo el 1,7% de la población del país en 1962.

La extracción de petróleo provocó una rápida migración interna a la región, lo que provocó la expansión de la frontera agrícola, la deforestación y severos impactos ambientales. Entre 1962 y 2010, la población de la Amazonía ecuatoriana se expandió más de diez veces, llegando a 739.814 (Anexo Tabla 18.2B). A diferencia de Brasil, Colombia y Perú, la urbanización en la Amazonía ecuatoriana ha sido moderada. Solo el 33% de la población vivía en ciudades con más de 5.000 habitantes en 2010, y la ciudad más grande, Lago Agrio, tenía solo 48.500 habitantes. A pesar de la migración significativa, los pueblos indígenas aún representan el 33% de la población y se hablan 10 idiomas indígenas diferentes (INEC 2010).

La expansión de las actividades extractivas, el petróleo y recientemente la minería aurífera y de cobre a gran escala, ha sido el impulsor indirecto más importante de la deforestación y la degradación

en Ecuador desde 1967 (la minería aurífera en la Amazonía comenzó en el siglo XVI, pero se detuvo pronto en parte debido a la resistencia indígena). En 2018, la deforestación acumulada representó el 16,2% de los bosques amazónicos originales en Ecuador (Sierra 2020) (Figura 18.10). A diferencia de Brasil, la deforestación en Ecuador es realizada principalmente por pequeños agricultores que se desplazan a la región a lo largo de caminos construidos por intereses mineros y petroleros (Wunder 2000; Becerra et al. 2018; Larrea 2017). Las grandes explotaciones ganaderas o las plantaciones son menos frecuentes.

La agricultura es la principal fuente de empleo, a pesar de la aptitud a menudo baja de los suelos amazónicos para el cultivo. La deforestación no proporciona beneficios sociales duraderos a los campesinos. A medida que disminuye el rendimiento de la tierra, deben mudarse para deforestar otra parcela de tierra, aproximadamente cada 15 años. La agricultura en la Amazonía es extensiva, ineficiente y de baja inversión de capital, con una productividad de la tierra que alcanza solo el 31% del promedio nacional y una productividad laboral de solo el 35%. Los pastos representan el 73% de la tierra cultivada (Tabla 18.3).

Aunque la extracción de petróleo contribuye con el 65% del PIB amazónico de Ecuador, su contribución al empleo es extremadamente baja, con un 0,9%. Por el contrario, la agricultura representa solo el 4% del PIB pero proporciona el 54%

### CUADRO 18.2 La Iniciativa Yasuní-ITT

La Iniciativa Yasuní-ITT, presentada en 2007 y cancelada en 2013, fue la primera y sigue siendo la única propuesta internacional para mantener una gran reserva de petróleo en un país en desarrollo sin explotar para preservar un punto crítico de biodiversidad a cambio de asistencia para el desarrollo social sostenible. A pesar de su cancelación, proporciona ideas y herramientas para mantener las reservas de combustibles fósiles bajo tierra en la Amazonía y otras selvas tropicales. Al menos dos tercios de las reservas mundiales de combustibles fósiles deben permanecer sin explotar para cumplir los objetivos del Acuerdo de París; por lo tanto, las reservas de petróleo y gas en la Amazonía deben permanecer sin explotar para prevenir el alto impacto ambiental de la explotación, conservar la biodiversidad y evitar las emisiones de CO<sub>2</sub>.

La Iniciativa Yasuní-ITT fue lanzada en 2007 por el presidente de Ecuador para mantener el petróleo sin explotar en los campos ITT del Parque Nacional Yasuní, uno de los puntos críticos con mayor diversidad biológica en el hemisferio occidental. Ecuador se comprometió a abstenerse de extraer los 846 millones de barriles de petróleo y solicitó la cooperación de la comunidad internacional en la forma de la mitad de los ingresos que se habrían generado por la extracción del petróleo. Se creó un fondo de capital, administrado por el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), con la participación del gobierno y la sociedad civil ecuatoriana, y aportantes internacionales. El capital del Fondo se invertiría en proyectos de energía renovable en todo el país y en proyectos locales de desarrollo sostenible y recuperación forestal. Además de la mitigación, su propósito era superar la dependencia de Ecuador de los combustibles fósiles y ayudar al país a hacer la transición hacia el desarrollo sostenible, poniendo los valores sociales y ambientales en primer lugar y explorando formas distintas al petróleo para beneficiarse económicamente de la Amazonía. La estrategia también buscaba reducir la vulnerabilidad al cambio climático. Además, implicó el respeto a las comunidades locales y, en particular, permitir que los pueblos tagaeri y taromenane permanecieran en aislamiento voluntario.

La Iniciativa contó con el apoyo unánime del parlamento alemán, la participación activa de las Naciones Unidas y aportes económicos de España, Italia, Chile y Perú, entre otros países (Larrea 2015). Según miembros del comité directivo de 2008, el apoyo internacional fue adecuado para mantener el proyecto, pero la razón principal de su cancelación fue la falta de apoyo político del presidente ecuatoriano, quien desalentó públicamente las donaciones, destituyó a varios de los gerentes y persistentemente amenazó con extraer petróleo de los campos de ITT.

Si bien la iniciativa no prosperó en su momento, la idea no debe abandonarse, considerando los límites del presupuesto de carbono y el respaldo universal del Acuerdo de París. Si dos tercios de los combustibles fósiles del mundo se mantuvieran bajo tierra (Meinshausen et al. 2009; McGlade y Ekins 2015), las reservas subyacentes a áreas de alto valor de conservación deben estar entre ellas.

Además, es hora de aprovechar los instrumentos adoptados por el Acuerdo de París, que exige acciones ambiciosas y cooperación entre países desarrollados y en desarrollo (Art. 6.1, 9.1). También fomenta acciones para conservar y mejorar los sumideros y depósitos de gases de efecto invernadero, incluyendo los bosques (5.1), y participar en la adaptación (7.1). Lanzada en 2007, la Iniciativa es consistente con los preceptos del Acuerdo de París de 2015. Además, fue diseñado para promover el acceso equitativo al desarrollo sostenible, la seguridad alimentaria, los derechos humanos (incluyendo los derechos de los pueblos indígenas), la integridad de los ecosistemas y estilos de vida sostenibles, de conformidad con los principios establecidos en el Acuerdo de París. La Iniciativa podría transformarse en un instrumento de cooperación internacional que involucre a varios países megadiversos como beneficiarios, ampliando los beneficios de sostenibilidad y la reducción de emisiones al mismo tiempo que tiene una estructura institucional más estable.

Aunque la Iniciativa Yasuní-ITT tenía muchas fortalezas, también tenía debilidades; estos deben abordarse en cualquier propuesta para establecer una iniciativa similar. Como el primero de su tipo, era poco probable que fuera perfecto, similar a la política exitosa y posteriormente abandonada de Brasil para reducir la deforestación. Ninguna política debe descartarse; en cambio, son una base poderosa sobre la cual construir un futuro sostenible y justo con bajas emisiones.



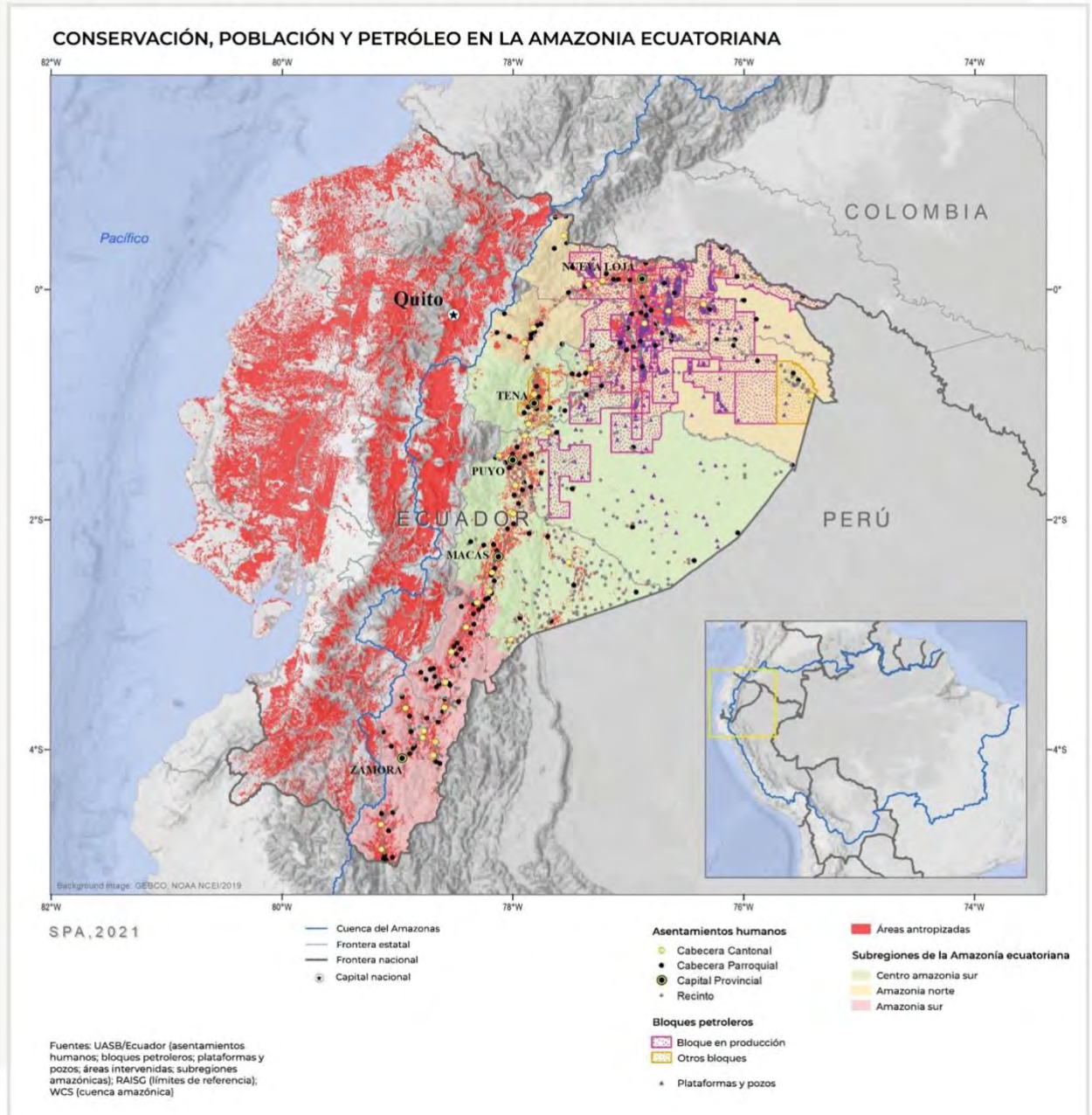


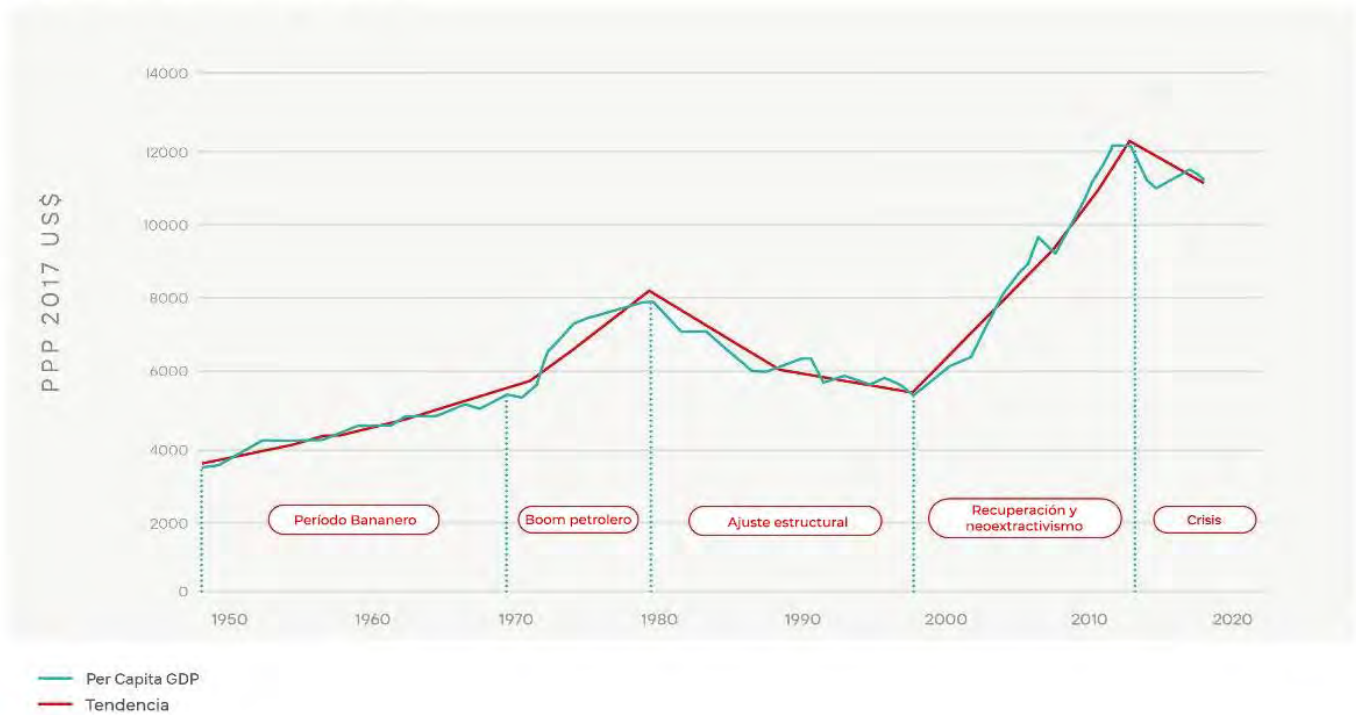
Figura 18.10 Conservación, población y petróleo en la Amazonía ecuatoriana. Fuente: Unidad de Información Socioambiental, UASB.

**Tabla 18.3** Producción, mano de obra y uso de la tierra de la agricultura ecuatoriana por región, 2018-2019.

Región	Empleo (Trabajadores)	Área (ha)	Producción (Miles de \$)	Productividad		
				Tierra (\$/ha)	Mano de obra (\$/trabajador)	Mano de obra por ha (Trabajadores/h a)
Costa	983949.	2.884.000.	6418415.	2.226.	6.523.	0,34.
Tierras altas	1069015.	1.621.496.	2842171.	1.753.	2.659.	0,66.
Amazonía	234723.	605.052.	353811.	585.	1.507.	0,39.
Total	2287687.	5.110.548.	9614396.	1.881,28.	4.202,67.	0,45.

Fuente: Banco Central del Ecuador 2019, INEC 2019a, INEC 2019b.

PIB per cápita en Ecuador: 1950-2019



**Figura 18.11** PIB per cápita en Ecuador, 1950 - 2019. Fuente: Estimaciones del autor basadas en PENN World Table, 10.0.

de empleo. Los servicios públicos y sociales son importantes fuentes de empleo, y el turismo tiene importancia en áreas particulares, representando el 4,2% del empleo regional (INEC 2019; BCE 2018). La región amazónica sigue siendo la más pobre del país, tanto en áreas urbanas como rurales, y los ingresos del petróleo benefician principalmente a las zonas altas urbanas, incluyendo Quito. La brecha entre la Amazonía rural y el promedio nacional no disminuyó, según los censos de 1990, 2001 y 2010.

**18.3.4 Desarrollo social en la Amazonía ecuatoriana**

Desde mediados de la década de 1960 en adelante, el petróleo ha sido el factor indirecto más importante del deterioro ambiental en el Ecuador, y la deforestación se ha producido principalmente por la expansión de la frontera agrícola de los campesinos inmigrantes. En esta sección se exploran los efectos sociales del petróleo en las condiciones de vida, principalmente mediante la comparación de indicadores sociales, a nivel local, entre las zonas de extracción de petróleo y las demás zonas de la Amazonía. Adicionalmente, se presenta un análisis estadístico sobre los efectos locales de la deforestación en las condiciones sociales.

Para capturar la satisfacción de las necesidades básicas locales, se elaboró un índice de desarrollo social (IDS), combinando 19 indicadores de los censos de población de 1990, 2001 y 2010, utilizando análisis de componentes principales. Seis indicadores tratan de educación, dos de salud, tres de género y ocho de vivienda (Larrea 2017; Larrea et al. 2013). El Anexo de este capítulo contiene la lista completa de indicadores y la metodología de IDS. Los indicadores sociales seleccionados y el IDS son directamente relevantes para los siguientes Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS, ver el capítulo 26): 1 (no pobreza), 3 (salud), 4 (educación), 5 (igualdad de género), 6 (agua limpia) y 7 (energía). Existen fuertes vínculos indirectos con el ODS 2 (hambre cero), 8 (trabajo decente) y 10 (desigualdades reducidas). Para explorar la distribución social y regional de los ingresos petroleros en Ecuador, se desagregó el IDS

por región y zona de residencia para 1990, 2001 y 2010 (Cuadro 18.4).

Para refinar el análisis, la Amazonía se dividió en una subregión extractora de petróleo y la parte restante (Anexo Tabla 18.3B). Los resultados ilustraron que dentro de la Amazonía, las zonas de extracción de petróleo se ven más afectadas por las privaciones sociales que las zonas no petroleras correspondientes, tanto en áreas urbanas como rurales. Las diferencias más bajas en el número de años de escolaridad promedio, un indicador educativo representativo, fueron evidentes debido a la alta proporción de inmigrantes en la población (Anexo Tabla 18.2B).

Los inmigrantes por lo general tienen niveles de educación más altos que el promedio en sus regiones de origen (Larrea 1993). En contraste, se evidencian peores condiciones de salud humana en las zonas de extracción de petróleo en la Amazonía, en comparación con el resto de las áreas de la región. Como se muestra en la Tabla 8.4, los resultados para 1990 y 2001 fueron similares y las desigualdades se mantuvieron constantes durante el período de 20 años.

Estos resultados indican que la Amazonía apenas se benefició de la distribución regional de los ingresos petroleros. Aunque el IDS mejoró en la Amazonía entre 1990 y 2010, la brecha con las demás regiones persistió o aumentó (Anexo Tabla 18.6B).

**Cuadro 18.4** Índice de Desarrollo Social en Ecuador por región y Área, 1990–2010

<b>Región y Área</b>	<b>1990</b>	<b>2001</b>	<b>2010</b>
Tierras altas rurales	42.1	49.0	59.0
Tierras Altas Urbanas	67.3	72.1	78.4
Costa Rural	42.4	47.7	55.3
Costa Urbana	59.6	63.1	69.6
Amazonía rural	41.0	45.8	54.3
Amazonía urbana	54.1	60.5	68.3
Galápagos rural	62.1	65.9	69.6
Galápagos urbano	65.5	66.8	74.6
Total	55.2	60.4	68.1

Las tasas de crecimiento se estimaron a partir de una regresión torcida, controlada por autocorrelación de primer orden, utilizando modelos de Prais-Winsten y Cochrane-Orcutt. Fuente: Estimaciones del autor basadas en PENN World Table, 10.0.

**Cuadro 18.5** Índice de Desarrollo Social por Subregión y Área: 1990-2010.

Subregión	Zona	1990	2001	2010
Amazonía urbana	Extracción de aceite	47.6	55.3	64.1
	No extracción de petróleo	58.3	64.8	72.5
Amazonía rural	Extracción de aceite	40.4	44.9	53.0
	Intervenido, No extracción de aceite	41.9	47.0	55.8
	No intervenido	31.1	35.6	42.3
Tierras altas rurales		42.1	49.0	59.0
Tierras altas urbanas		67.3	72.1	78.4
Costa rural		42.4	47.7	55.3
Costa urbana		59.6	63.1	69.6
Islas Galápagos		63.6	66.4	73.4
Total nacional	Total	55.2	60.4	68.1

Fuentes: UASB-UISA, basado en: INEC, Censos de Población y Vivienda, 1990, 2001, 2010.

La región no solo permaneció consistentemente como la más desfavorecida socialmente en Ecuador, sino que la subregión extractiva también tuvo menores beneficios sociales que la parte no petrolera de la Amazonía, tanto en áreas urbanas como rurales. El análisis sugiere que la extracción de petróleo puede tener un efecto neto negativo en el desarrollo social local. Sin embargo, los datos de las tablas no demuestran esta relación, dado que la mejora social es el resultado de múltiples factores adicionales, como la fertilidad diferencial del suelo entre zonas, el acceso a mercados, las oportunidades de diversificación económica y el desarrollo de empleo no agrícola. Para probar el efecto neto de la actividad petrolera local en el desarrollo social, incluyendo la información disponible sobre otros factores que potencialmente influyen en el desarrollo social, se elaboró un modelo de regresión múltiple espacialmente autorregresivo (Anexo, Notas Metodológicas). El modelo tomó el IDS como variable dependiente, y sus variables independientes incluyeron la proximidad a la extracción de petróleo, la fertilidad del suelo, el acceso a los mercados, la proporción de área deforestada, una variable ficticia para los sectores rurales y tres indicadores de empleo (proporción de la agricultura, asalariados, y el turismo en la fuerza laboral). Los resultados del modelo y los principales hallazgos detallados se presentan en el Anexo, Metodología y la Tabla 18.4B.

El modelo sugiere fuertemente que, después de controlar los factores observados que influyen en las condiciones de vida, como la fertilidad del suelo, el acceso a los mercados, la proporción de tierra deforestada y la estructura y diversificación del empleo; la proximidad o presencia local de la extracción de petróleo tiene un efecto negativo neto sobre la satisfacción de las necesidades básicas, estadísticamente significativo al nivel del 1%. El resultado es consistente con el efecto negativo de la extracción de petróleo en IDS presentado en la Tabla 18.5.

Dado que la extracción de petróleo es muy intensiva en capital, su contribución local al empleo es baja y, por lo general, se concentra en mano de obra calificada masculina proveniente de fuera de la Amazonía. La extracción de petróleo solo tiene un componente importante de mano de obra local no calificada durante la breve fase de construcción. Sin embargo, el petróleo puede tener un vínculo fiscal importante con el desarrollo social debido a la inversión local de los ingresos del petróleo en escuelas, establecimientos de salud, vivienda, crédito, asistencia técnica u otros servicios e infraestructura. La inversión social puede provenir del gobierno nacional, los gobiernos locales o las empresas petroleras. Por otro lado, los muchos efectos perjudiciales incluyen la contaminación, los desincentivos al turismo, los conflictos sociales, la prostitución y la corrupción. El coeficiente negativo sugiere que en Ecuador, los efectos perjudiciales

superan los beneficios sociales del petróleo. El impacto ambiental del petróleo en la Amazonía ecuatoriana se ha evaluado como severo, particularmente durante el período Texaco (1967-1993), ya que los desechos mineros se vertían sistemáticamente al medio ambiente sin tratamiento. Posteriormente, la frecuencia de los derrames de petróleo se mantuvo alta, con un promedio de aproximadamente uno por semana (Herbert 2010; Amazon Defense Coalition 2012; Durango et al. 2018). En abril de 2021, un gran derrame de petróleo afectó severamente a varias comunidades en el norte de la Amazonía.

La deforestación tiene un fuerte impacto en la biodiversidad y es la fuente más importante de emisiones de CO<sub>2</sub> (36%) en Ecuador (WRI 2020). Las tasas de deforestación en Ecuador siguen siendo altas debido a la falta de un control efectivo y pueden estar aumentando (Figura 18.1). Aunque no hay acuerdo sobre las cifras de deforestación, según la FAO, Ecuador tuvo una tasa de deforestación anual de 0,6% entre 1990 y 2015 (FAO 2015).

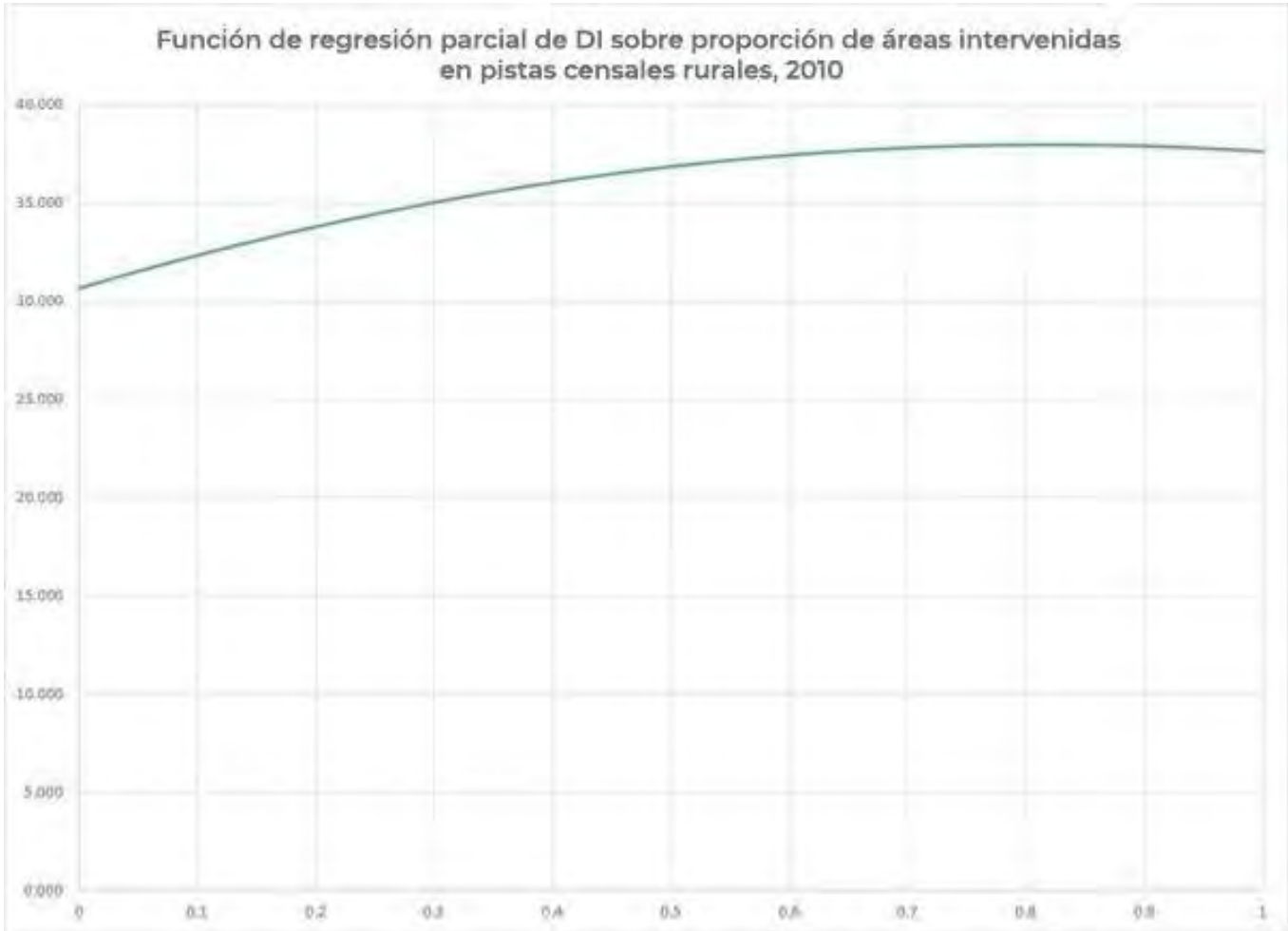
Para explorar los efectos sociales de la deforestación en las condiciones de vida locales, el modelo de regresión incluyó la proporción de áreas intervenidas en forma cuadrática (Anexo, Tabla 18.4B). En términos generales, la contribución de la deforestación a las condiciones de vida locales de los campesinos es baja y adopta una forma parabólica con rendimientos decrecientes. Las condiciones de vida locales mejoran en su mayoría en las etapas iniciales de la deforestación y luego tienden a desaparecer, por lo que la función alcanza un nivel estable sin mayores ganancias cuando la deforestación supera el 65%, con una pequeña disminución después del 80% de deforestación (Figura 18.12). Según el modelo, la mejora total del IDS entre el 0% y el 100% de deforestación es de 7 puntos (de 30 a 37), y no hay ninguna mejora del 65% al 100% de deforestación. Esta asociación débil y decreciente entre la deforestación y las condiciones de vida puede deberse a la baja y decreciente productividad de la tierra en la mayoría de los suelos amazónicos. Durante los primeros años de deforestación, la fertilidad del suelo permanece relativamente alta y los ingresos familiares pueden mejorar con la venta de madera.

Posteriormente, la disminución de la productividad de la tierra reduce los ingresos agrícolas, como se describió anteriormente. Estos hallazgos son ampliamente consistentes con la investigación sobre la Amazonía brasileña (Rodrigues 2009). El petróleo ha sido el principal impulsor indirecto de la degradación ambiental en la Amazonía ecuatoriana desde 1967, lo que ha llevado a una pérdida forestal acumulada del 13%, la segunda más grande entre los países amazónicos después de Brasil (ver el Capítulo 19). Sin embargo, las reservas de petróleo restantes son limitadas y el país puede convertirse en un importador neto de petróleo en aproximadamente una década o menos, lo que podría conducir a una crisis profunda (Espinoza et al. 2019; Larrea 2021). En este contexto, la Amazonía ecuatoriana probablemente enfrentará pronto una transición hacia una sociedad post-extractivista, y un proceso participativo para promover un camino sostenible y equitativo debe convertirse en una prioridad social y ambiental.

### 18.3.5 Conclusiones y recomendaciones de la Sección

La Amazonía sigue siendo la región más deprimida socialmente en Ecuador, tanto en áreas urbanas como rurales. Entre las condiciones más críticas se encuentran la falta de servicios de salud apropiados y los altos niveles de mortalidad infantil, mientras que las diferencias en educación son menos severas. Se construyó un modelo de regresión múltiple espacialmente autorregresivo para explorar los efectos locales de la extracción de petróleo, la deforestación local, la fertilidad del suelo, el acceso a los mercados y la estructura del empleo en el desarrollo social. El modelo encontró que la extracción local de petróleo tuvo un efecto negativo y estadísticamente significativo sobre el desarrollo social, después de controlar todas las variables restantes.

Los hallazgos sugieren fuertemente que en la Amazonía ecuatoriana, los efectos perjudiciales de la degradación ambiental, la contaminación, la pérdida de biodiversidad y el conflicto social superan los posibles beneficios locales generados por el empleo y la inversión local de los ingresos del petróleo. La falta de una relación positiva entre



**Figura 18.12** Función de regresión parcial de DI sobre proporción de áreas intervenidas en pistas censales rurales, 2010. Nota: Se incluyeron en el modelo 1.509 pistas censales rurales. Fuente: Anexo Tabla 18.1B.

extracción petrolera y mejoramiento social extiende, a nivel microrregional, las conclusiones de varios estudios nacionales sobre el débil vínculo entre extracción petrolera y desarrollo en el Ecuador. Desde una perspectiva internacional, la teoría de la maldición del petróleo señala los efectos económicos, sociales y ambientales perjudiciales de la especialización de las exportaciones de petróleo en los países en desarrollo.

En Ecuador, la expansión petrolera ha sido un importante impulsor indirecto de la deforestación en la Amazonía. El modelo de regresión sugiere que la deforestación tiene una contribución pequeña y de corta duración para mejorar las condiciones de vida de la población local. Algunas ganancias sociales se observan solo en las fases iniciales de la deforestación, pero a medida que la deforestación

local aumenta por encima del 65% de la tierra, los beneficios sociales desaparecen. Desafortunadamente, el análisis muestra que no sólo la contribución neta local directa de la extracción de petróleo al desarrollo social es mínima o incluso negativa, sino que la mejora local generada por la agricultura y la ganadería basadas en la deforestación es modesta y de corta duración. Incluyendo los efectos perjudiciales de la deforestación sobre el cambio climático y la pérdida de biodiversidad, el balance total de los beneficios puede convertirse en negativo. Por lo tanto, la región amazónica requiere de un profundo proceso estructural de transformación social y económica para encontrar alternativas hacia un desarrollo social sostenible y distributivo. Los efectos distributivos sociales de la diversificación hacia el turismo son gratificantes. El ecoturismo es un

ejemplo de una forma de diversificación capaz de mejorar las condiciones de vida, preservando al mismo tiempo el patrimonio natural y cultural.

Dado que las reservas de petróleo remanentes en Ecuador son bajas, se estima que no durarán más de 7,4 años a los niveles de extracción actuales (BP 2021), y los efectos perjudiciales de las prácticas agrícolas actuales pueden superar las ganancias sociales, se requiere una transformación estructural hacia estrategias de desarrollo sostenible y distributivo. Afortunadamente, parece factible un camino de desarrollo bajo en emisiones, basado en actividades como el ecoturismo, la agrosilvicultura y la agroecología (Larrea 2017). La deforestación puede reducirse o eliminarse drásticamente, como lo demuestra la experiencia brasileña entre 2005 y 2012 (ver el Capítulo 17). Sin embargo, la transformación requerida en las estrategias de desarrollo regional requiere más investigación, y la información disponible solo sugiere algunas formas hipotéticas de transformación.

### 18.4 Actividades extractivas en la Amazonía peruana

Perú es el país con el mayor porcentaje de su territorio cubierto por la Selva Amazónica después de las Guayanas. Sin embargo, debido a su lejanía de los centros políticos y de toma de decisiones y a la forma de gobierno históricamente centralizada del Perú, la Amazonía ha sido relegada a la categoría de territorio en espera de “conquista, ocupación y explotación”.

La explotación petrolera en la Amazonía peruana se inició durante los gobiernos militares de 1968-1975 y 1975-1980. Provocó responsabilidades ambientales masivas que aún no se han remediado. Durante la década de 1980, el país volvió a la democracia y en 1981, Shell inició sus actividades en la parte sur de la cuenca del Ucayali en la Amazonía. En 1982, se concedieron exenciones fiscales a las empresas petroleras. Durante este período, Shell descubrió los yacimientos de gas natural de Camisea en la Amazonía Cusco. Este nuevo recurso se convirtió en una prioridad para el

siguiente gobierno (1985-1990), quien firmó un acuerdo de explotación con Shell.

Las políticas extractivistas se vieron reforzadas aún más por el modelo neoliberal prevaleciente en la década de 1990. Durante esos años, una narrativa política en torno al desarrollo económico basado en el extractivismo penetró y dominó, no solo en los círculos de poder económico y político, sino también en todos los estratos sociales de la población urbana. De esta forma, las clases dominantes “logran naturalizar la desigualdad y limitar el impacto de la protesta y el descontento socioambiental”, que se tornaron mucho más frecuentes durante esta década (Damonte 2014). El gobierno federal adoptó políticas para estimular la explotación minera en la Amazonía, revisando y retirando las concesiones de oro a las empresas que no utilizaban maquinaria y poniéndolas a disposición de los mineros artesanales o de pequeña escala, a quienes también se les dio incentivos para la compra de equipos. Estas medidas generaron la llamada “fiebre de la maquinaria” y enormes impactos ambientales.

La lógica extractivista continuó durante las siguientes administraciones. Durante la administración 2001-2006, se modificó la legislación forestal para otorgar un gran número de concesiones madereras que eventualmente fracasaron. Las demandas de las organizaciones indígenas para la creación de la Reserva Territorial Napo-Tigre, donde operaban las empresas petroleras, se estancaron bajo la presión empresarial. Durante el sexenio 2006-2011 se inició un enfrentamiento con indígenas y campesinos a través de una serie de editoriales en el diario *El Comercio de Lima*, conocidas como artículos del “perro del hortelano”. En estos textos, el Presidente expresó un profundo desprecio por los pueblos indígenas y campesinos, un sentimiento ampliamente compartido por una parte importante de las personas no indígenas en los centros urbanos. Los describió como perversos, limitados intelectual y educativamente y susceptibles de manipulación, y culpó a los pueblos indígenas por no talar los bosques. Lamentó que estos territorios no pudieran ser entregados en concesión a las grandes empresas privadas, culpó de problemas generalizados como el

desempleo a estos “perros del hortelano”, y se mostró convencido de que era necesario rentabilizar las propiedades y los bienes públicos a través de la privatización y de esquemas de titulación de tierras.

El punto álgido de la confrontación se alcanzó en 2009 en el contexto del Tratado de Libre Comercio con los Estados Unidos (EE.UU.), cuando el presidente peruano impulsó varios decretos legislativos para armonizar la legislación peruana con la de los EE.UU., argumentando que a menos que se hicieran estos cambios, Estados Unidos abandonaría el Acuerdo. Tres de estos decretos afectaron territorios indígenas y facilitaron el extractivismo; uno modificó la ley forestal y de vida silvestre, otro redujo al 50% más uno el quórum necesario para expropiar tierras comunales, y el tercero cambió los procedimientos administrativos de tierras comunales en la sierra y bosques para igualarlos a los de la costa (Morel 2014). Esto desencadenó un levantamiento de las organizaciones indígenas, que fue repelido; 33 personas perdieron la vida en un brutal enfrentamiento entre policías y organizaciones indígenas, conocido como “Baguazo”.

Las esperanzas eran altas con la nueva administración de 2011, que representó un cambio con respecto al extractivismo. Inicialmente, se dieron pasos que parecían apuntar a un cambio radical. La política gubernamental respecto al extractivismo apuntó a establecer una mayor justicia en el sistema tributario y se promulgó la Ley de Regalías Mineras (Lanegra 2015). Esta Ley cambió la base imponible para el cálculo de las regalías del valor de las ventas a la utilidad de operación, aumentando así los montos de regalías para las empresas que tienen mayores márgenes de operación (Lasa Aresti 2016). Para reforzar este paso inicial, también se aprobó la tan esperada Ley de Consulta Pública y se convirtió en un hito regional. Sin embargo, este impulso no duró. La crisis de los productos básicos de 2012 provocó un cambio radical en las políticas federales. Con el fin de promover la inversión extranjera, la política cambió hacia una regulación social y ambiental más indulgente. A pesar de la inestabilidad de los

últimos años, esta tendencia en la política no ha cambiado.

El conflicto socioambiental acompaña esta tendencia, con pueblos indígenas exigiendo acceso a la justicia y respeto a sus derechos. En julio de 2020, luego de muchos años de campaña, la Federación de la Nacionalidad Achuar del Perú (FENAP) y el Gobierno Territorial Autónomo de la Nación Wampis (GTANW) lograron revertir una concesión a la empresa petrolera GeoPark, que venía operando en sus terrenos sin licencia ambiental o social. Al mismo tiempo, los pueblos indígenas enfrentan riesgos significativos. En una protesta de las instalaciones de PetroTal en Loreto el 8 de agosto de 2020, para exigir que el gobierno federal cumpla las promesas hechas en 2019 de instalar servicios básicos y una mejor atención médica en el contexto de la pandemia de COVID-19, tres miembros de la comunidad Kumala fueron asesinados y varias personas resultaron gravemente heridas en ambos bandos.

La lógica de “conquista, ocupación y explotación” de la Amazonía peruana sigue siendo dominante. La producción de petróleo en 2019 se acercó a los 53.000 barriles por día y la meta para 2023 es de 100.000. Es de esperar que la nueva administración implemente acciones para lograr ese objetivo, con el probable resultado de nuevos conflictos sociales, consecuencias ambientales y aumento de emisiones.

### **18.5 Venezuela: extractivismo depredador, economías ilegales y gobernanza híbrida**

La bioregión amazónica cubre 453.915 km<sup>2</sup> de Venezuela, lo que representa el 49,5% de la superficie continental nacional (EcoCiencia 2016). Alberga 12 AP y 29 naciones indígenas, incluyendo tres grupos en aislamiento voluntario o contacto inicial. También contiene importantes recursos mineros, como oro, diamantes, bauxita, hierro y coltán (MPPEFCE 2021). El territorio ha sufrido crecientes impactos ambientales desde el siglo XIX, cobrando fuerza con el modelo de desarrollo de la posguerra, centrado fundamentalmente en el hierro, la bauxita y la energía hidroeléctrica. La década de 1980 representó un punto de inflexión



debido al alza en los precios internacionales del oro, que no solo hizo más atractivos los nuevos proyectos mineros, sino también la minería ilegal. Además, la disminución histórica de las reservas de crudo convencional, ubicadas fuera de la Amazonía, llevó a las élites gubernamentales a concentrarse en nuevas áreas de exploración petrolera, como el crudo extrapesado de la Faja Petrolífera del Orinoco (FPO), y a diversificar el extractivismo hacia actividades aparte del aceite. En la década de 1990 se priorizaron los proyectos mineros, forestales y turísticos, la infraestructura conectiva y la expansión de nuevos emprendimientos petroleros en el delta del Orinoco (Terán 2015).

Desde 1999, la “Revolución Bolivariana” ha representado un cambio significativo en la estrategia política del país, pero el extractivismo se ha mantenido como una prioridad. A pesar de la protección de los derechos ambientales e indígenas de la Constitución de 1999, el gobierno enfatizó las políticas de desarrollo extractivista en la Amazonía que el gobierno anterior había promovido pero que no había podido consolidar (Terán 2015).

En la primera década de los 2000, el proceso bolivariano alcanzó su hegemonía y el extractivismo adquirió nuevas dimensiones. Además de establecer una meta de 6 millones de b/d de producción de petróleo para 2021 esencialmente de OOB, el gobierno avanzó hacia la expansión de la gran minería, con enormes consecuencias para la Amazonía. Este período vio nuevos proyectos petroleros, madereros, agroindustriales, de infraestructura y energéticos. El auge de los precios de los productos primarios brindó un incentivo extraordinario, dando lugar a una nueva “fiebre del oro” que impactó en la Amazonía, no solo con nuevos proyectos de minería lícita, sino también con una notoria expansión de la minería ilegal (Terán 2016).

Concesiones e inversiones mineras, planes de regularización, convenios con empresas chinas y la nacionalización del oro culminaron con el anuncio del Presidente de un megaproyecto en la Amazonía denominado “Arco Minero del Orinoco” (AMO), de donde se extraerán oro, bauxita, coltán, y se extraerían diamantes. Esto llevó a la minería en Venezuela a una nueva escala y representó un paso

fundamental en los cambios que sufriría el extractivismo en los años de “La Gran Crisis” (2013-2021) (Terán 2016).

La Gran Crisis fue un colapso nacional de carácter multidimensional que condujo a la desintegración de todas las esferas de una nación y una economía construidas en torno a la industria petrolera durante los 100 años anteriores. La disolución del petroestado (no del Estado en sí) implicó un predominio total de la impunidad, la resolución de los asuntos y conflictos públicos por la fuerza, y un extraordinario auge de la corrupción y de las economías clandestinas, expresado en la aceleración de extracción y destrucción de recursos naturales, donde la minería prevaleció como herramienta fundamental para expandir las estructuras de poder local y nacional. La Amazonía venezolana se convirtió en la frontera más atractiva para materializar estas redes eléctricas (Terán 2016).

Los factores descritos llevaron al surgimiento de una nueva estructura de gobernanza a tono con los procesos de conquista territorial y apropiación de los recursos naturales que han resultado en un panorama general de extractivismo depredador. En 2016, el presidente venezolano estableció una “zona económica especial” en la AMO, un esquema promovido principalmente por China, y que redujo las regulaciones laborales y ambientales. El plan fue un llamado a la inversión internacional y un medio para organizar la actividad minera ilegal desenfrenada en la región, pero la dinámica extractiva de la zona pronto se mostró profundamente determinada por el control de las minas y territorios por parte de actores armados de diversa índole, incluyendo pandillas criminales (“sindicatos mineros”), grupos armados colombianos y escuadrones de seguridad oficiales, en su mayoría pertenecientes a las fuerzas armadas. La geografía política del oro gobernaba; estructuras de poder local, relaciones comerciales transfronterizas (principalmente Colombia y Brasil), y operación esencialmente fuera de la esfera de la legalidad, ya sea porque las actividades en sí son ilegales o criminales, o porque violan los derechos humanos, la Constitución, las normas ambientales o los derechos indígenas. La violencia

fue y sigue siendo el principal recurso de operación y control (Terán 2018).

El gobierno respondió aumentando la presencia militar en la región y en la gestión de las empresas. Su acceso ilimitado a herramientas para el manejo de los recursos naturales los colocó abierta y de lleno en el negocio extractivista. El predominio continuo de economías ilícitas y redes de poder locales dio como resultado varias estructuras de gobernanza híbridas que desdibujan los límites entre las operaciones legales e ilegales y no muestran preocupación por la conservación (Terán 2018).

La difícil situación de la Amazonía venezolana, atravesada y permeada por la lógica de las violentas economías territoriales de enclave, tiene profundas consecuencias para el ecosistema natural y los pueblos locales. Incluso antes de la crisis, los avances en el territorio generaron inmensos impactos ambientales, incluyendo altos niveles de deforestación, contaminación por mercurio y degradación de cuerpos de agua y cuencas hidrográficas. También desplazó a las economías locales, tuvo impactos significativos en las poblaciones locales y provocó conflictos y violaciones sistemáticas de los derechos humanos. Esta crítica situación se vio agravada por la profundización del colapso económico, los crecientes niveles de descomposición institucional y corrupción política, las sanciones económicas internacionales al país, la necesidad de apropiación del oro por parte de los círculos de poder locales y nacionales, así como la dinámica del conflicto armado colombiano y la migración a zonas mineras por parte de actores transfronterizos. La crisis agudizó el deterioro de los impactos sociales, ecológicos y culturales que ya estaban presentes (Terán 2018).

A pesar de estas circunstancias, Venezuela tiene una tasa de deforestación relativamente baja en comparación con otros países de la región (Anexo Tabla 18.1B). La situación descrita de una Amazonía expuesta, abierta a fuerzas con actitud de conquista y globalización, aún ofrece una oportunidad para la conservación, si esas fuerzas pudieran mantenerse a raya.

### 18.6 Bolivia: El segundo punto crítico de deforestación de la Amazonía

Bolivia tiene la segunda tasa más alta de pérdida de cobertura de bosques primarios en la Amazonía después de Brasil, a pesar de tener una de las densidades de población humana más bajas de América del Sur. La mayor parte de la deforestación ocurre en la región de tierras bajas, predominantemente alrededor de la ciudad de Santa Cruz de la Sierra y el Departamento de Santa Cruz, el principal centro agrícola del país.

Santa Cruz experimentó un intenso proceso de colonización desde la década de 1950 hasta la década de 1990. Entre mediados de la década de 1980 y principios de la de 1990, la deforestación se aceleró debido a la afluencia de corporaciones agroindustriales, agricultores y productores extranjeros que talaron grandes áreas para la agricultura. Este proceso fue facilitado por la política gubernamental y el financiamiento internacional para el desarrollo. Financiamiento del Banco Mundial destinado a promover la producción orientada al mercado y el crecimiento económico. Durante la década de 2000, los principales impulsores de la deforestación fueron la conversión de bosques en pastizales (con más del 50% de la deforestación entre 2000 y 2010); agricultura mecanizada, principalmente soya, en gran parte por productores brasileños y argentinos (30%); y en menor medida la agricultura a pequeña escala (20%). El aumento de la demanda del mercado interno debido a la creciente urbanización, las inversiones internacionales y una mayor integración de la economía agrícola con la creciente demanda de soya y carne de los mercados de exportación se convirtieron cada vez más en las principales causas subyacentes de la deforestación. Progresivamente, la expansión de la deforestación se irradió desde Santa Cruz hacia el norte y el este, y finalmente adoptó un patrón disperso, llegando incluso a la frontera norte con Brasil (Kaimowitz et al. 1999).

Paralelo a este proceso, Bolivia fue pionera en muchos temas ambientales. A partir de la década de 1990, frente a los problemas ambientales y sociales,

el gobierno comenzó a adoptar políticas inspiradas en la Cumbre de Río (“Cumbre de la Tierra”) de 1992. Sin embargo, no fue sino hasta principios de la década de 2000 que se introdujo un nuevo paradigma que proponía enfoques no mercantiles de la política ambiental y el principio del “Buen Vivir”, que fue codificado en la Constitución del país de 2009 y propuesto internacionalmente. Bolivia se convirtió en pionera en legislación ambiental, aprobando la Ley de los Derechos de la Madre Tierra (2010) que reconoció los derechos de la naturaleza y las obligaciones del Estado para garantizar estos derechos, y la Ley Marco de la Madre Tierra y Desarrollo Integral para el Buen Vivir (2012), estableciendo los derechos de las comunidades indígenas, rurales y afro, dentro de una propuesta de desarrollo para el uso sostenible de los recursos naturales (Romero-Muñoz et al. 2019).

Sin embargo, a pesar de este marco legal innovador y propuestas sostenibles, se avanzó poco en evitar la deforestación y la degradación forestal. De hecho, estas políticas conservacionistas están en constante tensión con las políticas de promoción agrícola, y contradicen directamente los planes para garantizar y aumentar la producción y exportación de alimentos, la mejora y expansión generalizada de las carreteras y la infraestructura (después de la agricultura y los pastos, la principal causa de la degradación forestal y la deforestación), y permitir la exploración de petróleo en las AP. Cabe señalar que casi la mitad de la expansión de la frontera de hidrocarburos en la Amazonía entre 2008 y 2015 ocurrió en Bolivia (Romero-Muñoz et al. 2019).

La mayoría de las AP en las tierras bajas están directa o indirectamente amenazadas por la rápida expansión de las fronteras de productos básicos. Como resultado, Bolivia tiene la segunda proporción más alta de AP bajo intensa presión humana en toda América del Sur. La expansión agrícola está causando una pérdida masiva de biodiversidad y erosionando la conectividad de las AP; 11 de las 22 AP tienen bloques de petróleo y gas superpuestos que cubren al menos el 17% de la superficie protegida; al menos nueve AP amazónicas están fragmentadas por carreteras y sujetas a deforestación al borde de las carreteras; la minería de oro se está expandiendo rápidamente en el norte,

incluso dentro de las AP, causando contaminación del agua y del suelo; nueve proyectos hidroeléctricos, principalmente para exportación a Brasil, están ubicados dentro o cerca de las AP, y al menos tres represas están planificadas inmediatamente aguas arriba o aguas abajo de siete TI, lo que induce el desplazamiento (Romero-Muñoz et al. 2019).

A pesar de que más del 40% de la población nacional se identifica como indígena (la más alta de América Latina) y de las garantías constitucionales del derecho de los pueblos indígenas al consentimiento libre, previo e informado para el desarrollo de infraestructura y la extracción de recursos en sus territorios, un decreto de 2015 permite que el gobierno decida el momento y el procedimiento de consulta con la organización indígena nacional en lugar de con las comunidades afectadas, lo que hace que el proceso sea ineficaz y amenaza la conservación. Los conocimientos tradicionales y los medios de vida están asociados con la conservación de los bosques (Blackman et al. 2017, ver también el Capítulo 10) y muchas comunidades indígenas bolivianas conservan su cultura tradicional y cosmovisiones en las que se basa el principio del Buen Vivir consagrado en la Constitución (Romero-Muñoz et al. 2019).

El futuro de la Amazonía boliviana está supeditado a que el gobierno respete los Derechos de la Naturaleza consagrados en la ley y los principios establecidos en la Constitución Nacional.

### **18.7 Oportunidades y amenazas de conservación en las Guayanas**

Las tres Guayanas (Guyana, Surinam y Guayana Francesa) forman una región amazónica única, ya que los dos países y el territorio francés son casi en su totalidad amazónicos, con el 85-95% de su superficie total cubierta por selva tropical (Butler, 2020). De hecho, las Guayanas se encuentran entre los países más boscosos de la Tierra y, dada su baja densidad de población de aproximadamente cuatro personas por km<sup>2</sup> (Worldometers 2021), se encuentran entre los cinco principales países con recursos internos renovables de agua dulce per cápita en el mundo.

Las tasas de deforestación en las Guayanas son las más bajas de la región amazónica. Surinam perdió el 1,05% de la cubierta arbórea de su bosque primario entre 2001 y 2019, y Guyana perdió el 0,79% en el mismo período (Global Forest Watch 2021). Las Guayanas brindan un contrapeso a la cuenca del Amazonas y los ecosistemas tropicales donde la deforestación a gran escala, los incendios forestales, los asentamientos humanos intensivos y el desarrollo industrial para la agricultura han amenazado la existencia de la vida silvestre y las comunidades locales durante décadas. Sin embargo, las amenazas ambientales van en aumento, especialmente debido a la minería de oro irresponsable, las prácticas forestales y pesqueras insostenibles, la caza furtiva excesiva y el cambio climático.

El oro sigue siendo la principal fuente de ingresos económicos, no solo para las economías nacionales, sino también como el principal sustento de decenas de miles de familias. También es, con mucho, el mayor impulsor de la deforestación, y el mercurio utilizado por la minería artesanal afecta los ecosistemas de agua dulce, la biodiversidad y la salud humana. Se estima que unos 40.000 mineros artesanales, de pequeña y mediana escala en las Guayanas utilizan mercurio en la extracción de oro aluvial. Esta sustancia tóxica se ha encontrado ampliamente en los peces de los que dependen las comunidades locales (Watson et al. 2020). En 2008, los investigadores descubrieron que las personas de la aldea indígena Wayana de Kawemhakan en Surinam, donde se lleva a cabo la extracción artesanal de oro, tenían niveles de mercurio significativamente más altos que los límites de seguridad definidos por la Organización Mundial de la Salud. Los investigadores determinaron una causalidad entre los altos niveles de mercurio en las personas y su consumo de pescado, también su principal fuente de sustento (De Souza Hacon et al. 2020; Peplow y Agustín 2012).

Si bien la cubierta forestal sigue siendo alta y la deforestación aún es relativamente baja a pesar de la extracción de oro, grandes áreas de las Guayanas se asignan como concesiones forestales. Esto ha resultado en una degradación forestal sustancial

principalmente por la tala intensiva y tiene el potencial de convertirse en una fuente primaria de emisiones de carbono forestal. En Guyana, el 13,5% de las emisiones totales de carbono forestal se atribuyeron a la degradación forestal, de las cuales el 96,3% provino de la extracción de madera (Guyana Forestry Commission 2020). Además, la construcción de caminos madereros también aumenta el acceso para la extracción de oro, la caza y la caza furtiva.

La caza excesiva, la caza furtiva y la captura de vida silvestre, junto con la destrucción del hábitat, han causado una disminución significativa en las poblaciones de peces, aves, mamíferos, anfibios y reptiles. Estos incluyen especies protegidas y en peligro de extinción, como el icónico jaguar, loros y tortugas marinas, que son capturadas para el comercio ilegal de vida silvestre.

El cambio climático en las próximas décadas aumentará la presión sobre los hábitats naturales y las especies que viven en ellos (ver los Capítulos 22 a 24). Un estudio de WWF (2018) informa los impactos de varios escenarios climáticos globales en la extinción de varios grupos de especies dentro de la Región Prioritaria Amazonas-Guayanas. Las plantas y los anfibios son los más vulnerables, los reptiles ocupan una posición intermedia y las aves y los mamíferos parecen menos vulnerables. La capacidad de dispersión reduce la vulnerabilidad de los grupos de especies. Se predice que el calentamiento global constituirá una "escalera hacia la extinción" para las especies que viven en las montañas, porque las especies generalmente se trasladan a elevaciones más altas a medida que aumentan las temperaturas. Las especies que viven solo cerca de las cimas de las montañas pueden quedarse sin espacio (Freeman et al. 2018).

Guyana y Surinam están en vísperas de un auge masivo del petróleo y el gas. Se prevé que la explotación de los yacimientos petrolíferos marinos genere miles de millones de dólares para estos países, que han estado luchando por fortalecer sus economías durante décadas. La región se encuentra actualmente en una encrucijada; pueden seguir el camino de desarrollo tradicional de la mayoría de los países productores de petróleo, en el que el

desarrollo se basa en gran medida en los ingresos de la explotación de los recursos naturales a costa del medio ambiente y el bienestar de las personas, o elegir un camino de desarrollo verde más sostenible, que incluye construir una nueva relación entre las personas y la naturaleza a través de una recuperación económica sostenible posterior a COVID-19 (ver los Capítulos 25 y 26). El éxito de REDD+ (reducción de emisiones por deforestación y degradación forestal, además de la gestión sostenible de los bosques, y la conservación y mejora de las reservas forestales de carbono) en Guyana, paradójicamente financiado en gran parte por los ingresos del petróleo y el gas de Noruega, podría servir como ejemplo, incluyendo para el uso de los ingresos del petróleo y el gas. Noruega acordó apoyar a Guyana para mantener bajos niveles de deforestación, suministrando hasta USD 250 millones durante un período de cinco años que finaliza en 2015 para implementar una estrategia de desarrollo bajo en carbono (LCDS) y REDD+. El programa también ha apoyado el monitoreo, reporte y verificación (MRV) regulares de los cambios en el área forestal. La Comisión Forestal de Guyana (GFC, por sus siglas en inglés) ha desarrollado un sistema MRV, ahora en su décimo año, que ha permitido evaluaciones e informes completos, consistentes, transparentes y verificables del cambio en el área forestal. El financiamiento también ha creado incentivos y cambios en el marco legal, como el fortalecimiento de la aplicación de la ley en los sectores forestal y minero (Benn et al. 2020). Surinam y Guyana también pueden recibir apoyo de un mecanismo global propuesto para compensar a las pequeñas naciones ricas en petróleo y gas por renunciar al desarrollo de petróleo y gas. Dicho esto, si Guyana y Surinam van a explotar el petróleo y el gas, debe hacerlo bajo las mejores prácticas ambientales y sociales, mientras que los ingresos del petróleo y el gas se invierten en una transición económica sostenible.

### 18.8 Conclusiones

Desde la década de 1970, y particularmente a principios del siglo XXI, la Amazonía experimentó la mayor expansión de la intervención humana en su historia. Frente a una nueva ola de globalización y la

expansión de las exportaciones de materias primas de América Latina, varias materias primas extraídas de la Amazonía experimentaron un auge, principalmente soya, carne vacuna, mineral de hierro (Brasil), petróleo y gas (Colombia, Ecuador, Perú), oro (Perú, Venezuela y las Guayanas), y drogas ilegales (Colombia, Perú, Bolivia). Además, los grandes proyectos de infraestructura (carreteras, represas hidroeléctricas) complementaron la transformación, convirtiéndose en impulsores indirectos de gran alcance de la deforestación y la degradación forestal. El modelo de desarrollo neo-extractivista no ha generado mejoras significativas en las condiciones de vida de la población local, incluyendo innumerables comunidades indígenas que han sufrido los mayores impactos al medio ambiente del que dependen (Capítulo 19).

Las manifestaciones nacionales de este proceso son heterogéneas y varían según la dotación de recursos, las condiciones sociales y políticas y los cambios a lo largo del tiempo. Sin embargo, hay evidencia de la importancia compartida de los mercados internos, influenciados por la urbanización y el aumento de los ingresos en otras áreas del país, los mercados internacionales y las fuerzas globales, especialmente asociados con los productos básicos (carne, ganado, petróleo y minerales), y del papel de la política de gobierno.

Curiosamente, se observa que la política de gobierno es determinante, ya sea por acción positiva o por ausencia. Este último caso se demuestra en Colombia y Venezuela. Una deforestación relativamente baja en Venezuela está asociada a una Amazonía que ha eludido sistemáticamente la intervención del Estado, primero porque la región quedó en el olvido ya que los generosos ingresos petroleros provenían de fuera de ella; y posteriormente por la dificultad de intervenir con éxito en el territorio debido a las redes eléctricas informales pero consolidadas existentes. En Colombia se vivió un repunte de la deforestación tras el Acuerdo de Paz con las FARC, que hasta entonces había restringido la intervención del Estado y el avance de la política gubernamental en la región. Por el contrario, la política estatal, por acción concreta más que por omisión, ha sido un

determinante importante de la afluencia de actividades que han afectado al territorio en todos los demás casos. Asimismo, el grado en que se ha controlado el efecto adverso de estas actividades está asociado con la voluntad política y la consistencia de la política estatal, así como con la capacidad estatal para hacer cumplir la ley.

Con excepción de Venezuela y las Guayanas, la agricultura y la ganadería parecen ser los motores de deforestación más importantes en términos de superficie. Los países difieren en cuanto a la importancia de los productores a pequeña y gran escala. Este proceso puede verse influido por las condiciones naturales, las políticas gubernamentales y el acceso al mercado, entre otros factores, pero también puede ocultar factores de confusión asociados con la producción a pequeña escala, que colectivamente se refieren a un universo diverso con relaciones variables con el mercado y con cambios drásticos. diferentes paquetes tecnológicos e impactos ambientales (Murmis 1991). Los casos presentados aquí incluyen pequeños agricultores, como aquellos que migran a la Amazonía desde otras regiones y actividades, y pequeños agricultores y recolectores tradicionales locales. Otro ejemplo proviene de Perú, donde los pequeños agricultores abastecen los mercados nacionales e internacionales de cacao y café (Ravikumar et al. 2016), arrojando una luz diferente sobre los impulsores de la deforestación y señalando la importancia de comprender el tipo y la relación con el mercado de la agricultura a pequeña escala involucrada. Sin embargo, el papel de la agricultura y la ganadería modernizadas a gran escala es claro; acelera radicalmente la deforestación y la fragmentación donde se introduce (Brasil y Bolivia).

El desarrollo de infraestructura, en particular la expansión de carreteras, es un impulsor indirecto subyacente de cambios masivos en el área forestal al abrir el acceso a impulsores directos, legales e ilegales. La construcción y mejora de caminos han ido de la mano con una fuerte conversión de bosques, particularmente en Bolivia y Brasil, donde predomina la agricultura a gran escala. Los planes de construcción de carreteras están muy extendidos en la región. Se ha estimado que 75 proyectos están

planificados para los próximos cinco años en Bolivia, Brasil, Colombia, Ecuador y Perú, con una extensión de 12.000 km y en su mayoría sin “evaluaciones de impacto rigurosas o incluso justificación económica básica”; estos podrían conducir a 2,4 millones de hectáreas de deforestación en las próximas dos décadas (Vilela et al. 2020).

Desde la perspectiva de la intensidad del proceso de deforestación, se pueden identificar tres grupos principales. Brasil y Bolivia comparten una gran pérdida de bosques arbóreos, lo que implica el cambio de uso de la tierra de bosque a ganadería, cultivo intensivo de soya, petróleo y gas (Bolivia), minería (Brasil) y desarrollo de infraestructura. Un segundo grupo con mediana incluye tres países andinos (Colombia, Perú y Ecuador). En todos los casos el petróleo ha sido un factor significativo, mientras que la agricultura comercial es importante en Perú y la agricultura campesina en Ecuador. El alcance de las actividades ilegales, como el cultivo de coca (relevante principalmente en Colombia y Perú), la extracción de oro, la tala y el narcotráfico, sigue siendo una pregunta abierta, ya que escapan a las estadísticas formales y comparables. Se sabe que atienden a los mercados internacionales, son profundamente transnacionales y pueden tener un grado significativo de integración (Castro Pereira y Viola 2021).

Un tercer grupo, con una pérdida de cobertura arbórea relativamente baja, incluye a Venezuela, Surinam, Guyana y Guayana Francesa. En todos los casos, la conversión de bosques a la agricultura ha sido moderada, pero la reciente expansión de la minería ilegal y las actividades delictivas, principalmente en Venezuela, ha creado un aumento bien definido de los impactos en los bosques.

Es interesante que el bajo grado de conversión forestal en Venezuela ha sido el resultado de una falta de políticas de desarrollo en la región debido a la ausencia de presencia estatal en la zona. De igual forma, la falta de intervención de la política gubernamental en Colombia hasta la firma del acuerdo de paz con la guerrilla mantuvo la deforestación relativamente baja. Estos hechos y las políticas desarrollistas que han inducido la

deforestación en otros países y periodos, en contraste con el éxito de las políticas de conservación impulsadas por el gobierno brasileño entre 2005 y 2012, apuntan al papel crítico del Estado en el destino de la Amazonía, ya sea por acción u omisión, y debería ser un criterio importante en el diseño de caminos de desarrollo sostenible para el futuro.

En general, en todos los casos, el modelo neo-extractivista ha sido más fuerte que las políticas de conservación, a pesar de que casi la mitad de la región está cubierta por AP y TI reconocidas, como se describe en el Capítulo 16. La única estrategia nacional con efectos sustanciales para frenar la deforestación fue la experiencia brasileña entre 2005 y 2012, con una reducción del 84% en las tasas de deforestación (ver el Capítulo 17). Aunque esta política ha sido desmantelada y el resultado actualmente es inverso, el éxito del modelo arroja luz sobre el camino necesario para su replicación y mejora para la viabilidad a largo plazo, integrado en un nuevo paradigma integral hacia la conservación de la biodiversidad y los ecosistemas forestales, y la reducción de emisiones mientras mejora las condiciones de vida de los pueblos locales y el respeto a las culturas indígenas.

Estos diferentes casos muestran cómo las manifestaciones de la deforestación y la degradación forestal son particulares de los contextos nacionales y locales. Por lo tanto, el contexto local debe ser un factor central en el diseño de políticas y programas. Dada la variedad de experiencias, no existen soluciones únicas aplicables a todos los países o incluso a toda la Amazonía dentro de un mismo país. Además, un camino sostenible para la Amazonía requiere de la participación de las voces locales, particularmente de aquellas que fueron más impactadas por las consecuencias negativas del modelo actual y fueron las menos involucradas en la toma de decisiones que llevaron a la situación actual. También es imperativo que se aborde la presencia de fuerzas principales comunes, subyacentes y transversales y, en muchos casos, globales que impregnan las experiencias locales. Esto requiere una acción a la escala y el nivel en el que operan estas fuerzas, pero las medidas políticas en respuesta a estas fuerzas

también deben personalizarse e incorporarse en las estrategias adaptadas localmente.

### 18.9 Referencias

- Álvarez, María D. (2003): Forests in Time of Violence. In: *Journal of Sustainable Forestry*, Vol. 16 (3-4), 47-68.
- Armenteras, D. et al. (2019): Fires in protected areas reveal unforeseen costs of Colombian Peace”, in: *Nature, Ecology & Evolution*.
- Armenteras, Dolores et al. (2019): “Curb land grabbing to save the Amazon”, in: *Nature, Ecology & Evolution*, Vol. 3 (4), 1497.
- Arsel, M. et al. (2016): The Extractive Imperative in Latin America. In: *The Extractive Industries and Society*, Vol. 3 (4), 880-887.
- Ayala, Enrique and Larrea, Carlos eds. 2018. *Ecuador Today*. Quito: UASB, 2019.  
<https://www.amazon.com/Ecuador-Today-Enrique-Ayala-Mora-ebook/dp/B07MCYDYKM>.
- Banco Central del Ecuador (BCE) (2018). *Cuentas regionales*. [www.bce.fin.ec](http://www.bce.fin.ec).
- Barrera García, J. A., Castro Rodríguez, S. Y, & Giraldo Benavides, B. (Comp.) (2018). *Relictos de bosque del departamento del Guaviare*. Bogotá, Colombia: Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI.
- Bass M, Finer M, Jenkins C, et al. (2010), Global Conservation Significance of Ecuador’s Yasuni National Park. *PloS ONE*, Volume 5, Issue 1, January 2010.
- Becerra, Sylvia, Maurice, Laurence y Desprats-Bologna, Sabine (Eds). *Nuestro vivir en la Amazonía ecuatoriana: entre la finca y el petróleo*. Quito: IRD-Monoil-UASB-EPN-USFQ-Abya-Yala, 2018.
- Benn V, Pham TT, Moeliono M, Maharani C, Thomas R, Chesney P, Dwisatrio B, Ha CN. 2020. The context of REDD+ in Guyana: Drivers, agents and institutions. Occasional Paper 201. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Blackman, Allen et al (2017). “Titling indigenous communities protects forests in the Peruvian Amazon”. *PNAS* April 18, 2017, 114 (16) 4123-4128; April 3, 2017;  
<https://doi.org/10.1073/pnas.1603290114>.
- BP (2021). *Statistical Review of World Energy, 2021*.  
<https://www.bp.com/content/dam/bp/business-sites/en/global/corporate/pdfs/energy-economics/statistical-review/bp-stats-review-2021-full-report.pdf>.
- Burchardt, Hans-Jürgen and Dietz, Kristina (2014): (Neo)Extractivism – a new challenge for Development Theory from Latin America. In: *Third World Quarterly*, 35 (3), 468-486.

- Bustamante García, Camilo et al. (2020): Implementación del modelo de desarrollo extractivista en Colombia: cuestionamientos a partir de la crítica ambientalista. In: *Pensamiento Jurídico*, N° 51, 213-231.
- Butler, RA. (2020). *Rainforest Information*. In: *A Place Out of Time: Tropical Rainforests - Their Wonders and the Perils They Face*. Published by Mongabay and last updated on Aug 14, 2020. Available at: [https://rainforests.mongabay.com/deforestation/200/French\\_Guiana.html](https://rainforests.mongabay.com/deforestation/200/French_Guiana.html).
- Castro, S., Barrera, J., Carrillo, M., Giraldo, B., et al (2017). *Sistemas de producción Sostenible. Elementos y criterios de uso y aprovechamiento de PNMB. Contexto e importancia de los PNMB en la Amazonia. Documento elaborado para la Misión de crecimiento Verde*.
- Castro Pereira, J and E. Viola (2021). *Climate Change and Biodiversity Governance in the Amazon: At the Edge of Ecological Collapse?* Routledge Focus.
- Clerici, N. et al. (2020): "Deforestation in Colombian protected areas increased during post-conflict periods", in: *Scientific Reports*, 10: 4971.
- CNMH (2017): *La tierra no basta: Colonización, baldíos, conflicto y organizaciones sociales en el Caquetá*. Bogotá: CNMH.
- Constitución Política de Colombia [Const.]. (1991). 2 ed. Available: [http://www.secretariasenado.gov.co/senado/basedoc/constitucion\\_politica\\_1991.html](http://www.secretariasenado.gov.co/senado/basedoc/constitucion_politica_1991.html).
- Coronil, F. (1997): *The Magical State: Nature, Money and Modernity in Venezuela*. Chicago.
- Costa, Camilla. "Amazon under threat: Fires, loggers and now virus". BBC, May 21, 2020. <https://www.bbc.com/news/science-environment-51300515>.
- DANE. *Resultados Censo Nacional de Población y Vivienda 2018*. Available: <https://www.dane.gov.co/files/censo2018/informacion-tecnica/cnpv-2018-presentacion-3ra-entrega.pdf>.
- Damonte, G. 2014. *El Modelo Extractivo Peruano: Discursos, Políticas y la Reproducción de Desigualdades Sociales*. [https://www.researchgate.net/publication/280949314\\_El\\_modelo\\_extractivo\\_peruano\\_discursos\\_politicas\\_y\\_la\\_reproduccion\\_de\\_desigualdades\\_sociales](https://www.researchgate.net/publication/280949314_El_modelo_extractivo_peruano_discursos_politicas_y_la_reproduccion_de_desigualdades_sociales) accessed Jan 06 2021].
- Dávalos, Eleonora; Dávalos, Liliana M. (2020): "Social Investment and Smallholder Coca Cultivation in Colombia", in: *The Journal of Development Studies*, 56 (6).
- Dávalos, L.M. Sanchez, K.M. Armenteras (2016) *Deforestation and Coca cultivation rooted in twentieth-century development projects*. *Bioscience*, 66 (2016), pp. 974-982, 10.1093/biosci/biw118
- Dávalos, Liliana M. et al. (2021): *Forests, Coca, and Conflict: Grass Frontier Dynamics and Deforestation in the Amazon-Andes*. In: *Journal of Illicit Economies and Development*, 3 (1), 74-96.
- De Souza Hacon, Sandra, Oliveira-da-Costa, Marcelo, De Souza Gama, Cecile. (2020). *Mercury Exposure through Fish Consumption in Traditional Communities in the Brazilian Northern Amazon*. In: *International Journal of Environmental Research and Public Health*. Available in: [https://www.researchgate.net/publication/343141768\\_Mercury-Exposure-through-Fish-Consumption-in-Traditional-Communities-in-the-Brazilian-Northern-Amazon](https://www.researchgate.net/publication/343141768_Mercury-Exposure-through-Fish-Consumption-in-Traditional-Communities-in-the-Brazilian-Northern-Amazon).
- Decreto 893 de 2017. Available: <http://es.presidencia.gov.co/normativa/normativa/DECRETO%20893%20DEL%2028%20DE%20MAYO%20DE%202017.pdf>.
- Dezécache, Camille et al, (2017). "Gold-rush in a forested El Dorado: deforestation leakages and the need for regional cooperation". *Environmental Research Letters* 12 (2017) 034013. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa6082>.
- DNP (2018): *Bases del Plan Nacional de Desarrollo 2018-2022. Pacto por Colombia. Pacto por la equidad*. Bogotá: DNP.
- Durango-Cordero, J., Saqalli, M., Laplanche, C., Locquet, M., & Elger, A. (2018). *Spatial analysis of accidental oil spills using heterogeneous data: A case study from the North-Eastern Ecuadorian Amazon*. *Sustainability (Switzerland)*, 10(12). <https://doi.org/10.3390/su10124719>.
- Dourojeanni, M. (1992). *Environmental impact of coca cultivation and cocaine production in the amazon region of Peru*. United Nations Office on Drugs and Crime.
- EcoCiencia (2016). *Mapa Amazonia 2016*. ISSUU. [https://issuu.com/fundacionecociencia/docs/amazonia2016\\_english\\_18maio](https://issuu.com/fundacionecociencia/docs/amazonia2016_english_18maio)
- El Espectador. 2012. *No permitiremos más masacres ambientales: Santos*. Published on 26 Jan 2012. Available at: <https://www.elespectador.com/ambiente/no-permitiremos-mas-masacres-ambientales-santos-article-323253/>
- El Espectador ((2020/09/28)). <https://www.elespectador.com/noticias/medio-ambiente/el-presidente-ivan-duque-lanza-campana-nacional-para-frenar-la-deforestacion/>.
- El Tiempo (2020/12/06). <https://www.eltiempo.com/vida/medio-ambiente/deforestacion-en-colombia-otra-vez-se-disparo-la-deforestacion-en-la-amazonia-colombiana-540813>.



- Espinoza, Vicente et al. (2019). Future oil extraction in Ecuador using a Hubbert approach. *Energy*, Vol. 182, 1 Sept. 2019, 520-534. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2019.06.061>.
- Fajardo, Darío (2014): Estudio sobre los orígenes del conflicto social armado, razones de su persistencia y sus efectos más profundos en la sociedad colombiana. Bogotá: Espacio Crítico.
- Freeman BG, Scholer MN, Ruiz-Gutierrez V and Fitzpatrick JW. 2018. Climate change causes upslope shifts and mountaintop extirpations in a tropical bird community. *PNAS* 115(47).
- Galindo, B., & Pereira, B. (2020). Integral Rural Reform and Democratic Opening for Peace Building: Transitional Justice in Colombia. *Global Journal of Human-Social Science: Political Science*, 20(2), 0–10.
- GI-TOC (Global Initiative against Transnational Organized Crime, Organized Crime and Illegally Mining Gold in Latin America), 2016. <https://globalinitiative.net/wp-content/uploads/2016/03/Organized-Crime-and-Illegally-Mined-Gold-in-Latin-America.pdf>.
- Global Forest Watch (2020): Forest Monitoring Designed for Action. <https://www.globalforestwatch.org/>.
- Global Witness (2021): Last Line of Defense: The industries causing the climate change and attacks against land and environmental defenders. [https://www.globalwitness.org/documents/20190/Last\\_line\\_of\\_defence\\_-\\_low\\_res\\_-\\_September\\_2021.pdf](https://www.globalwitness.org/documents/20190/Last_line_of_defence_-_low_res_-_September_2021.pdf)
- Graser, M. et al. (2020): “Peacebuilding in Rural Colombia – A Collective Perception of the Integrated Rural Reform (IRR) in the Department of Caquetá (Amazon)”, in Land, 9 (36).
- Guariguata, Manuel et al. (2017). “Revisiting the ‘cornerstone of Amazonian conservation’: a socioecological assessment of Brazil nut exploitation”. *Biodiversity and Conservation* 26, 2007–2027 (2017). <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1355-3>.
- Gudynas, E. (2015): Extractivismos: Ecología, economía y política de un modo de entender el desarrollo y la naturaleza. Lima.
- Gutiérrez, Sanin, Francisco (2021): Erradication in times of Covid: The Case of Colombia. In: *International Journal of Drug Policy*, 83 (102902).
- Guyana Forestry Commission (2020), Guyana REDD+ Monitoring Reporting & Verification System (MRVS) MRVS Report – Assessment Year 2019. Hein, J., et al. (2020). A political ecology of green territorialization: Frontier expansion and conservation in the Colombian Amazon. *Erde*, 151(1), 37–57. <https://doi.org/10.12854/erde-2020-456>
- Hoffmann, Carolin, García Márquez, Jaine and Krueger, Tobias (2018). A local perspective on drivers and measures to slow deforestation in the Andean-Amazonian foothills of Colombia. *Land Use Policy* 77, June 2018. DOI: 10.1016/j.landusepol.2018.04.043.
- Herbert, Bob. “Disaster in the Amazon”. *New York Times*, June 4, 2010.
- IDEAM et al. (2017): Análisis de vulnerabilidad y riesgo por cambio climático en Colombia. Bogotá: IDEAM.
- IDEAM. (2016). Resultados de Monitoreo de Deforestación 2015.
- IDEAM. (2017). Resultados de Monitoreo de Deforestación 2016.
- IDEAM. (2018). Resultados de Monitoreo de Deforestación 2017.
- IDEAM. (2019). Resultados de Monitoreo de Deforestación 2018.
- IDEAM. (2020). Resultados de Monitoreo de Deforestación 2019.
- INEC (2019). Encuesta ENEMDU, digital database 2018-2019. [www.inec.gob.ec](http://www.inec.gob.ec).
- INEC (2019). Encuesta ESPAC 2019, digital database. [www.inec.gob.ec](http://www.inec.gob.ec).
- INEC, Censos de población, 1950, 1962, 1974, 1982, 2001, 2010.
- Instituto Kroc (2020): Tres años después de la Firma del Acuerdo Final de Colombia: Hacia la transformación digital. Instituto Kroc.
- International Crisis Group (2021): Deeply Rooted: Coca Eradication and Violence in Colombia. Report N° 87, <https://www.crisisgroup.org/latin-america-caribbean/andes/colombia/87-deeply-rooted-coca-eradication-and-violence-colombia>.
- Jones, Katie (2021): Why South America’s Armies are Losing the War for the Amazon. <https://insightcrime.org/news/why-south-americas-armies-are-losing-the-war-for-the-amazon/>
- Kaimowitz, David et al, (1999) “The Effects of Structural Adjustment on Deforestation and Forest Degradation in Lowland Bolivia”. *World Development* Vol. 17, Issue 3, March 1999, Pp. 505-520. [https://doi.org/10.1016/S0305-750X\(98\)00146-6](https://doi.org/10.1016/S0305-750X(98)00146-6)
- Krause, Torsten (2020): “Reducing deforestation in Colombia while building peace and pursuing business as usual extractivism?”, in: *Journal of Political Ecology*.
- La Liga contra el Silencio (2019). <https://ligacontraelsilencio.com/>.
- Lanegra, I. 2015. Humala: el neoextractivista que no fue. *Ojo Público*. En la Web: <https://ojo-publico.com/67/Humala-el-neoextractivista-que-no-fue>.
- Lara, Nicolás (2021): Deforestación, desigualdad y paz: Un análisis cuantitativo en el posconflicto colombiano (2015-2019). In: Guerrero, Mario et al. (Eds.): *Aportes a los estudios de conflicto y la construcción de paz desde la academia colombiana*. Bogotá: UNAL, forthcoming.

- Larrea, Carlos (2021). “¿Es posible superar la dependencia del petróleo en el Ecuador?”. Universidad Andina Simón Bolívar.
- Larrea Carlos (2015). “Cambio climático y biodiversidad: lecciones de la Iniciativa Yasuní-ITT”. En: Andrade, Pablo (Ed.) La gobernanza ambiental en Ecuador. Quito: CEN/UASB.
- Larrea et al. (2019). Oil Extraction and Local Social Development in Ecuadorian Amazon. Quito, UASB. <http://repositorio.uasb.edu.ec/bitstream/10644/7080/1/Larrea%2CCON-030-Oil%20extraction.pdf>.
- Larrea, Carlos (Coord.) (2017) ¿Está agotado el período petrolero en Ecuador? Quito, UASB-Pachamama Aliance-La Tierra. <https://www.amazon.com/%C2%BFest%C3%A1-agotado-periodo-petrolero-Ecuador-ebook/dp/B07GWYLDXH>.
- Larrea, Carlos et al (Eds) 2013. Atlas de las desigualdades socioeconómicas del Ecuador. Quito: SENPLADES. <http://biblioteca.senplades.gob.ec/jspui/handle/30000/983>.
- Larrea, Carlos, Larrea, Ana Isabel and Bravo, Ana Lucía “Petróleo, sustentabilidad y desarrollo en la Amazonía norte del Ecuador: dilemas para una transición hacia una sociedad post-petrolera”. In: Grace Jaramillo (Comp.). Construyendo puentes entre Ecuador y Colombia. Quito: FLACSO, 2009.
- Larrea, Carlos (1993). “The Mirage of Development: Oil, Employment and Poverty in Ecuador (1972-1990)”. Ph.D. Thesis, York University.
- Larrea, Daniel et al. (2018). “El árbol de la castaña (*Bertholletia excelsa* Bonpl., Lecythidaceae) en Bolivia: distribución geográfica e impacto de la deforestación 2010-2015”. *Ecología en Bolivia* 53(1): 16-30. Abril 2018.
- Larrea C. & Murmis M. We can start leaving the oil in the ground right now – here's how *The Guardian*, 9 Feb. 2015
- Lasa Aresti, Maria (2016). Mineral Revenue Sharing in Peru. Natural Resource Governance Institute, Revenue Sharing Case Study.
- MAAP. 2020. MAAP #120: Deforestation in the Colombian Amazon 2020. Monitoring of the Andean Amazon Project. Available at: [https://maaproject.org/2020/colombian\\_amaz/](https://maaproject.org/2020/colombian_amaz/). Accessed on December 6, 2020.
- Marín-Burgos, Victoria / Clancy, Joy S. (2017): Understanding the expansion of energy crops beyond the global biofuel boom: evidence from oil palm expansion in Colombia”, in: *Energy, Sustainability, and Society*, 7 (21).
- McGlade, C. and Ekins, P. (2015) “The geographical distribution of fossil fuels unused when limiting global warming to 2 °C”, *Nature*, 517(7533), pp. 187–190.
- Meinshausen, M. et al. (2009) ‘Greenhouse-gas emission targets for limiting global warming to 2 °C’, *Nature*, 458(7242), pp. 1158–1162.
- Mendoza, Juan P. (2020): “Colombia’s transition to peace is enhancing coca-driven deforestation”, in: *Environmental Research Letters*, 15 (104071).
- Montaño, Esteban (2017): Colombia: ¿cómo se lucha contra la deforestación tras la salida de las FARC? <https://es.mongabay.com/2017/05/colombia-se-lucha-la-deforestacion-tras-la-salida-las-farc/>
- Morel Salman, Forge, 2014. De Una a Muchas Amazonas: Los discursos sobre “la Selva” (1963-2012) Roxana Barrantes y Manuel Glave, eds. en: Amazonía peruana y desarrollo económico / Lima, GRADE; IEP, 2014 (Estudios sobre Desigualdad, 8)
- MosCAL 2019. Compliance Monitoring Module for local forest conservation agreements. <https://siatac.co/en/moscal-en/>
- MPPEFCE (2021). Arco Minero y Certificación de la explotación de diamantes generarán divisas a la Nación. Ministerio del Poder Popular de Economía, Finanzas y Comercio Exterior del Gobierno Bolivariano de Venezuela. MPPEFCE Web page visited 1 March 2021.
- Murillo-Sandoval, Paulo J. et al. (2020): “The end of gunpoint conservation: forest disturbance after the Colombian peace agreement,” in: *Environmental Research Letters*, 15.
- Murmis, Miguel (1991). “Tipología de pequeños productores campesinos en América Latina”. *FLACSO. Revista Ruralia*, Vol. 2.
- Murmis, Miguel (2006) “Is there an Agrarian Question in the 21st Century? A Commentary” in: *Canadian Journal of Development Studies*, vol. 27 Nr. 4: 467-470.
- Murmis & Larrea, ¿Cómo comenzar ya a mantener inexplotadas las reservas de combustibles fósiles? El legado internacional de la Iniciativa Yasuní-ITT, UASB, 2015; interviews by C. Larrea with Roque Sevilla and Yolanda Kakabadse.
- Negret, Pablo José (2019): Emerging evidence that armed conflicto and coca cultivation influence deforestation patterns. In: *Biological Conservation*, 239 (108176).
- Núñez-Avellaneda, M. et al. (2014): Un Análisis Descriptivo de la Presencia de Mercurio en Agua, Sedimento y Peces de Interés Socio-Económico en la Amazonia Colombiana. *Revista Colombia Amazónica*, 7, 12.
- OECD (2021). The Observatory of Economic Complexity. <https://oec.world/>.
- Ortiz-Ayala, Alejandra (2021): They see us like the enemy: narratives of forced eradication of illegal crops in Colombia. In: *Conflict, Security & Development*, Vol. 21 (5), 593-614.

- Pereira, R. et al. (2021): “The Environment and Indigenous People in the Context of the Armed Conflict and Peacebuilding Process in Colombia – implications for the Special Jurisdiction for Peace and international criminal justice.” CAPAZ Working Paper. In press.
- Peters, S. (2019). *Rentengesellschaften: Der lateinamerikanische (Neo-)Extraktivismus im transregionalen Vergleich*. Baden-Baden.
- Peters, S. (2021): *Latin America After the Commodity Boom: What is Left of Neo-Extractivism?* In: *Revista Gestión y Ambiente*, Fortcoming.
- Peplow and Augustine (2012). *Community-Led Assessment of Risk from Exposure to Mercury by Native Amerindian Wayana in Southeast Suriname*. In: *Journal of Environmental and Public Health*. <[https://www.researchgate.net/publication/51884687\\_Community-Led-Assessment-of-Risk-from-Exposure-to-Mercury-by-Native-Amerindian-Wayana-in-Southeast-Suriname](https://www.researchgate.net/publication/51884687_Community-Led-Assessment-of-Risk-from-Exposure-to-Mercury-by-Native-Amerindian-Wayana-in-Southeast-Suriname)>. & How aquaculture can help protect Suriname’s indigenous peoples. *The Fish Site* (2019). <<https://thefishsite.com/articles/how-aquaculture-can-protect-surinames-indigenous-people>>
- PICFA, (2020). *Plataforma interinstitucional de articulación de complejos productivos de frutos amazónicos*. [https://wwflac.awsassets.panda.org/downloads/brochure\\_picfa\\_web.pdf](https://wwflac.awsassets.panda.org/downloads/brochure_picfa_web.pdf).
- Prem, M. et al. (2020): “End-of-conflict deforestation: Evidence from Colombia’s peace agreement, in: *World Development*, Vol. 129. Online First.
- RAISG (2015). *Deforestación en la Amazonía (1970-2013)*. <https://www.amazoniasocioambiental.org/en/publication/deforestation-in-amazonia-1970-2013-atlas/>.
- RAISG (2020). *Amazonia Under Pressure*. <https://www.amazoniasocioambiental.org/en/publication/amazonia-under-pressure-2020/>.
- RAISG (2021). *Mapbiomas*. <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>.
- Ravikumar, Ashlin et al, (2016). “Is Small-Scale Agriculture Really the Main Driver of Deforestation in the Peruvian Amazon? Moving Beyond the Current Narrative”. *Conservation Letters* 10(2). May 2016. DOI:10.1111/conl.12264
- Reardon, Sara (2018). *Colombia: After the Violence*. *Nature*. <https://www.nature.com/immersive/d41586-018-04976-7/index.html>.
- Richani, Nazih (2012): “The Agrarian Rentier Political Economy: Land Concentration and Food Insecurity in Colombia”, in: *Latin American Research Review*, 47 (2), 51-78.
- Rincón-Ruiz, A. & Kallis, G. (2013): *Caught in the middle, Colombia’s war on drugs and its effects on forests and people*, in *Geoforum*, Vol. 46, 60-78.
- Rodrigues, Ana et al (2009). “Boom-and-Bust Development Patterns Across the Amazon Deforestation Frontier”. *Science* Vol 324, June, p. 1435-1437.
- Rodríguez-Garavito, César and Carlos Baquero Díaz. 2020. *Conflictos socioambientales en América Latina. El derecho, los pueblos indígenas y la lucha contra el extractivismo*. Buenos Aires: Siglo XXI.
- Romero-Muñoz, Alfredo et al. (2019) “A pivotal year for Bolivian conservation policy”. *Nature Ecology and Evolution*, *Nat Ecol Evol* 3, 866–869 (2019).
- Sanabria, D. C. (2019): *El derecho al acceso progresivo a la propiedad de la tierra*. CAPAZ Working Paper 1-2019. Bogotá: CAPAZ.
- Swampa, Maristella (2019): *Neo-Extractivism in Latin America: Socio-environmental Conflicts, the Territorial Taylor*, Anne Christine (1994). “El Oriente ecuatoriano en el Siglo XIX: el otro litoral”. In: *Manguashca*, Juan (Ed). *Historia y región en el Ecuador: 1830-1930*. Quito: Corporación Editora Nacional.
- Terán Mantovani, Emiliano (2015). *El extractivismo en la Revolución Bolivariana: potencia energética mundial y resistencias eco-territoriales*. Iberoamericana Vervuert.
- Terán Mantovani, Emiliano (2016). *The New Commodities Frontiers in Venezuela: Extractivism, Historic Crisis and Territorial Disputes*. *Revista Ciencia Política*, Universidad Nacional de Colombia. Vol. 11, Nro. 21.
- Terán Mantovani, Emiliano (2018). *Inside and beyond the Petro-State frontiers: geography of environmental conflicts in Venezuela’s Bolivarian Revolution*. *Sustain Sci* 13, 677–691
- Terán-Mantovani, Emiliano et al. (2021). *Amazonía en la mira: Situación y Perspectivas*. *Revista Plustrabajo* No. 4. Cedla, La Paz, Bolivia.
- Tobón Ramírez, Carolina et al. (2021): *Deforestation in Tingua National Natural Park: Socio-environmental consequences of the Peace Agreement in Colombia*. ZEF Working Paper 210. Bonn: ZEF.
- Torrado, Santiago (2020): “La voraz deforestación durante la pandemia dispara las alarmas de los ambientalistas colombianos,” in: *El País*, 13-05-2020.
- UASB (2020). *Unidad de Investigación Socioambiental*. [https://uisa.shinyapps.io/UISA\\_CODIV\\_ECUADOR/](https://uisa.shinyapps.io/UISA_CODIV_ECUADOR/).
- Ulloa, A. & Coronado, S. (2016): *Extractivismo y posconflicto en Colombia: Retos para la paz territorial*. Bogotá: UNAL.
- UNODC (2021): *World Drug Report 2021*. Vienna: UNODC.

- Uribe, Simón (2019): “Illegible infrastructures: Road-building and the making of state-spaces in the Colombian Amazon”, in: *Society and Space*, 37 (5), 886-904.
- Vallejo, María Cristina, Burbano, Rafael, Falconí, Fander and Larrea, Carlos. (2015) Leaving oil underground in Ecuador: The Yasuní-ITT initiative from a multi-criteria perspective, *Ecological Economics*, Volume 109, January 2015, Pages 175–185.
- Van Dexter K. Visseren-Hamakers, I. (2019): “Forests in the time of peace”, in: *Journal of Land Use Science*.
- Vélez, Alejandra and Erasso, Cazmilo (2020). ¿Los cultivos de coca causan deforestación en Colombia? Universidad de los Andes.  
<https://cesed.uniandes.edu.co/los-cultivos-de-coca-causan-deforestacion-en-colombia/>.
- Vélez Escobar, Norberto (2020): “Deforestación: una vía para privatizar las tierras baldías de Colombia”, in: *Revista Ambiental ÉOLO*: 14 (19), 241-243.
- Vélez, Juanita (2021): Deforestación en Colombia: gobierno insiste en operaciones militares sin llegar a los principales responsables.  
<https://es.mongabay.com/2021/03/deforestacion-colombia-insiste-en-las-operaciones-militares-mientras-la-titulacion-de-la-tierra-va-a-paso-lento/>
- Vilela, Thais et al, (2020). “A better Amazon Road network for people and the environment”. *PNAS* March 31, 2020, 117 (13) 7095-7102; March 16, 2020; <https://doi.org/10.1073/pnas.1910853117>.
- Watson, Cynthia, Hurtado-Gonzales, Jorge, Chin, Christopher and Persaud, Juliana (2020). “Survey of Methylmercury Exposures and Risk Factors Among Indigenous Communities in Guyana, South America”. In: *Journal of Health & Pollution*.  
<<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC7269323>>.
- Worldometers. 2021. Guyana Population. Available at: <https://www.worldometers.info/world-population/guyana-population/>
- World Resources Institute, CAIT Climate Data Explorer. 2020. Washington, DC: World Resources Institute.  
<http://cait.wri.org>.
- World Resources Institute. Global Forest Watch (2021). <https://www.globalforestwatch.org/>.
- Wunder, Sven (2000). *The Economics of Deforestation: The Example of Ecuador*. London: MacMillan Press.
- WWF, (2016). *Amazonía viva, informe 2016. Un enfoque regional para la conservación de la Amazonía*.  
[http://awsassets.panda.org/downloads/amazon\\_\\_spanish.pdf](http://awsassets.panda.org/downloads/amazon__spanish.pdf).
- WWF (2018). *Wildlife in a Warming World. The effects of climate change on biodiversity in WWF’s Priority Places*. March 2018. <[www.wwf.org.uk/wildlife-warming-world](http://www.wwf.org.uk/wildlife-warming-world)>.
- WWF (2021). *A Dangerous Climate: Deforestation, climate change and violence against environmental defenders in the Colombian Amazon*. Berlin: WWF Germany.

18.10 Anexo al el Capítulo 18

**Tabla 18.1B** Tasas de crecimiento promedio anual del PIB de Ecuador por periodos (1950-2019)

Período	Tasa de crecimiento
1950-1965	2.14
1966-1972	2.42
1973-1981	4.23
1982-1990	-3.31
1990-1999	-1.29
2000-2004	6.31
2005-2014	5.40
2015-2020	-1.99

Nota: Las tasas de crecimiento se estimaron a partir de una regresión torcida, controlada por autocorrelación de primer orden, utilizando modelos de Prais-Winsten y Cochrane-Orcutt.

Fuente: Estimaciones del autor basadas en PENN World Table, 10.0

**Tabla 18.2B** Población de Ecuador por región: 1950-2010

Región y área	1950	1962	1974	1982	1990	2001	2010
Quito:	209932	354746	599828	866472	1201954	1621646	1979831
Tierras altas urbanas restantes	191111	325261	537834	785349	1079922	1520092	1960146
Tierras altas rurales	1453909	1591338	2008903	2150018	2117137	2319000	2509378
Tierras altas totales	1854952	2271345	3146565	3801839	4399013	5460738	6449355
Guayaquil	258966	510804	823219	1119344	1535393	2007892	2307587
Costa urbana restante	133072	334231	703649	1161982	1678402	2266478	2987451
Costa Rural	910059	1290559	1670771	1707631	1653063	1854439	1974168
Costa total	1302098	2135594	3197639	3988957	4866858	6128809	7269206
Amazonía urbana	0	0	0	32763	59575	152696	241236
Amazonía rural	46471	74913	173469	224915	312958	395723	498578
Amazonía total	46471	74913	173469	257678	372533	548419	739814
Galápagos Urbano	698	1165	2381	4493	8013	14142	18085
Galápagos rural	648	1226	1656	1626	1772	4498	7039
Galápagos total	1346	2391	4037	6119	9785	18640	25124
<b>Total Urbano</b>	<b>793779</b>	<b>1526207</b>	<b>2666910</b>	<b>3970403</b>	<b>5563259</b>	<b>7582946</b>	<b>9494336</b>
<b>Total Rural</b>	<b>2411087</b>	<b>2958036</b>	<b>3854800</b>	<b>4084190</b>	<b>4084930</b>	<b>4573660</b>	<b>4989163</b>
<b>Total Nacional</b>	<b>3204867</b>	<b>4484243</b>	<b>6521710</b>	<b>8054593</b>	<b>9648189</b>	<b>1215660</b>	<b>1448349</b>
						<b>6</b>	<b>9</b>

Fuentes: INEC. Censos de población.

**Tabla 18.3B** Indicadores sociales seleccionados en la extracción de petróleo y resto de regiones amazónicas, 2010

Subregión	Área	Años de escolaridad	Proporción de mortalidad infantil	Índice de Desarrollo Social
Región amazónica de extracción de petróleo	Rural	6.7	0.057	48.7
	Urbano	8.6	0.044	64.1
	Total	7.7	0.050	56.8
Región amazónica extractiva de petróleo	Rural	7.1	0.047	50.8
	Urbano	9.8	0.034	72.9
	Total	8.2	0.042	58.7
Total nacional	Rural	5.9	0.046	51.9
	Urbano	9.5	0.032	73.1
	Total	8.7	0.035	68.1

Fuentes: UASB-UISA, basado en: INEC, Censos de Población y Vivienda, 1990, 2001, 2010.

#### NOTAS METODOLÓGICAS PARA LA SECCIÓN DE ECUADOR

**El índice de desarrollo social (IDS).** El Índice de Desarrollo Social se estimó a partir de 19 indicadores de las bases de datos del censo ecuatoriano de 1990, 2001 y 2010, desagregados por parroquias del área rural y municipios del área urbana. Seis indicadores tratan de educación, 2 de salud, 3 de diferencias de género en educación y empleo, y 8 de vivienda. Las parroquias son la división administrativa más pequeña del Ecuador, y el país estaba dividido en 1024 circunscripciones locales. El IDS se estimó como primer componente mediante análisis de componentes principales, maximizando su representatividad estadística, y explicó el 50,5% de la varianza total de sus 19 componentes.

Los indicadores de educación fueron: 1. Años de escolaridad promedio de la población mayor de 23 años (ESCOL). 2. Proporción de alfabetización en la población mayor de 14 años (ALFAB). 3. Tasa neta de asistencia a la educación primaria (TPRIM). 4. Tasa neta de asistencia a la educación secundaria (TSECUN). 5. Tasa neta de asistencia para la educación superior (TSUP). 6. Proporción de población mayor de 23 años con acceso a la educación superior (TACSUP).

Los indicadores de salud fueron: 7. Personal de salud ponderado por cada 10.000 habitantes (PERSAL). 8. Proporción de hijos e hijas muertos de madres de 15 a 49 años (PNINMUER).

Los indicadores de género fueron: 9. Diferencia entre las tasas de alfabetización de hombres y mujeres (DISEXAL). 10. Diferencia entre escolaridad masculina y femenina (DISEXESCOL). 11. Proporción femenina en la población económicamente activa (PFEMPEA).

Los indicadores de vivienda fueron: 12. Proporción de viviendas con acceso a agua entubada dentro de la casa (PAGUA). 13. Proporción de viviendas con alcantarillado (PALCAN). 14. Proporción de viviendas con servicio de recolección de basura (PBASURA). 15. Proporción de viviendas con energía eléctrica (PELEC). 16. Proporción de viviendas con paredes adecuadas (PPARED). 17. Proporción de viviendas con piso adecuado (PPISO). 18. Proporción de hogares con menos de 3 personas por habitación. 19. Proporción de viviendas con baño dentro de la casa (PSSH).

El IDS fue reescalado a un intervalo entre 0 y 100 puntos. Su fórmula es:

$$\begin{aligned} \text{SDI} = & 0.904 * \text{ESCOL24} + 0.707 * \text{ALFAB15} + 0.604 * \text{TPRIM} + 0.859 * \text{TSECUN} + 0.822 * \text{TSUP} \\ & + 0.771 * \text{TACSUP} - 0.452 * \text{DISEXAL} + -0.299 * \text{DISEXESCOL} + 0.714 * \text{PERSAL} - 0.722 * \\ & \text{PNINMUER} + 0.233 * \text{PFEMPEA} + 0.802 * \text{PAGUA} + 0.749 * \text{PALCAN} + 0.848 * \text{PBASURA} + \\ & 0.734 * \text{PELECT} + 0.693 * \text{PPARED} + 0.602 * \text{PPISO} + 0.716 * \text{PPERCUA} + 0.839 * \text{PSSH} \end{aligned}$$

(Larrea et al 2013).

El análisis inicial desagregó el IDE por área de residencia (urbana y rural) y región natural (Costa, Sierra, Amazonía y Galápagos). El área urbana incluye todas las ciudades y pueblos con poblaciones superiores a 10.000 habitantes. La región amazónica se dividió además en una subregión extractiva de petróleo y la parte restante. La subregión extractiva petrolera estuvo integrada por las parroquias o municipios que contienen bloques petroleros en producción en 2017.

El modelo de regresión múltiple espacialmente autorregresivo. En el análisis de regresión se utilizó como variable dependiente el IDS, desagregando el Censo 2010 por tramos censales (sectores). Ecuador se dividió en 40.640 pistas censales en 2010. El modelo incluyó 2.408 pistas censales en la región amazónica con datos válidos (se excluyeron 145 pistas por falta de valores). La región amazónica se definió como la inclusión de las seis provincias regionales, que incorporan no solo las tierras bajas dominantes sino también las estribaciones de las montañas andinas, donde se originan muchas cabeceras amazónicas.

Dado que la información se define espacialmente, los modelos de regresión OLS pueden tener un sesgo debido a la autocorrelación espacial, debido a las influencias entre pistas vecinas o más cercanas. Para controlar la autocorrelación espacial, se utilizó un modelo espacialmente autorregresivo, con un retraso de variable dependiente y una matriz de distancia inversa entre pistas.

### **Variables independientes en el modelo de regresión**

**Índice de proximidad a pozos petroleros.** Definido como la suma de las distancias inversas entre el centroide de cada pista censal y los pozos de petróleo circundantes. Se utilizó el mapa PRAS (2013) para identificar los pozos. Se utilizó un radio de 50 km desde el centroide para identificar los pozos de petróleo circundantes. La variable se incluyó para identificar los efectos de la extracción local de petróleo en las condiciones sociales.

**Índice de fertilidad del suelo.** Definido como el porcentaje de área con al menos una fertilidad del suelo media en cada tramo censal. La fuente es el mapa de aptitud agrícola de suelos del programa MAGAP-SIGTIERRAS (2015) del Ministerio de Agricultura de Ecuador, el cual identifica cuatro categorías de fertilidad: muy baja, baja, media y alta. La variable pretende evaluar los efectos de la calidad del suelo local sobre las condiciones de vida.

**Proporción de áreas intervenidas.** Definida como la proporción de áreas modificadas artificialmente sobre el área total de cada tramo censal, excluyendo los cuerpos de agua naturales. Las áreas modificadas incluyen tierras de cultivo, pastizales, cuerpos de agua artificiales, asentamientos humanos, infraestructura y áreas sin cobertura forestal. La fuente es el mapa de usos del suelo de 2016 del Ministerio de Medio Ambiente. Esta variable se incluyó en el modelo de regresión en forma cuadrática parabólica. La variable pretende medir el efecto de la deforestación en las condiciones sociales locales.

**Tiempo de desplazamiento al mercado agrícola más cercano.** Definido como el número de horas requeridas para viajar desde el centroide de cada pista censal hasta el mercado agrícola más cercano. Se espera que la variable evalúe la contribución social del acceso al mercado.

**Dummy rural.** Variable dicotómica incluida para diferenciar los sectores rurales de los pueblos pequeños, los asentamientos concentrados (bloqueados) y las ciudades.

Además, se incluyeron 3 indicadores locales de empleo en el modelo de regresión para capturar el efecto potencial de la diversificación económica y la expansión de las relaciones capitalistas en la fuerza laboral. La información se obtuvo del censo de población de 2010.

**Proporción de la agricultura en la población económicamente activa (PEA).** Incluido como indicador de diversificación económica de la agricultura, el sector tradicionalmente dominante.

**Proporción de asalariados en la PEA.** Se espera capturar la influencia de las relaciones sociales de producción capitalistas, en contraposición a las formas tradicionales de producción familiar o independiente, que prevalecen entre los campesinos y pequeños productores urbanos.

**Proporción de hoteles, hospedajes, restaurantes y servicios de alimentación en la PEA.** Se espera capturar la extensión del turismo en el empleo.

Para diferenciar entre la deforestación que conduce a la expansión de la frontera agrícola y la deforestación que conduce a la expansión urbana, también se incluyó un término de interacción (Dummy rural) \* (Proporción de áreas intervenidas).

Los resultados del modelo se presentan en la **Tabla 18.4B**. Sus principales hallazgos se pueden resumir de la siguiente manera:

1. Todas las variables independientes tienen coeficientes de regresión significativos al menos al nivel del 5%, y la mayoría de ellos fueron significativos al nivel del 1%.
2. El coeficiente de regresión de la proximidad a los pozos petroleros es negativo y estadísticamente significativo al nivel del 1%. El resultado es consistente con el efecto negativo de la extracción de petróleo en IDS presentado en la Tabla 7 del Anexo, y sugiere fuertemente que, después de controlar otros factores observables que influyen en las condiciones sociales, como la fertilidad del suelo, el acceso a los mercados, la proporción de tierra deforestada y estructura y diversificación del empleo, la proximidad o presencia local de la extracción de petróleo tiene un efecto negativo neto sobre la satisfacción de las necesidades básicas.
3. El índice de fertilidad del suelo captura las diferencias espaciales en la aptitud de la tierra para la agricultura y tiene el coeficiente de regresión positivo esperado con un nivel de significancia del 5%. El tiempo de viaje a los mercados captura los costos de transporte de los productos agrícolas y tiene la asociación negativa y significativa esperada con IDS. Dummy rural captura las diferencias en las condiciones de vida entre las ciudades y el campo, que son altas en Ecuador. Su coeficiente de regresión es negativo y estadísticamente significativo. El resto de variables se refieren a la estructura del empleo. Como una alta proporción de la agricultura en la fuerza laboral implica una baja diversificación, su efecto esperado en IDS es negativo. La proporción de asalariados, indicador de expansión de las relaciones capitalistas, tiene una influencia positiva esperada. Finalmente, la proporción de servicios de tala y alimentación, como indicador del turismo, tiene un fuerte coeficiente positivo con una significación del 1%, como se esperaba. Su alto valor sugiere un importante efecto socialmente distributivo del turismo en la Amazonía ecuatoriana.



4. La proporción de áreas deforestadas, presentada en forma cuadrática, tiene un efecto sobre el IDS con rendimientos decrecientes y ganancias iniciales bajas, después de controlar por las variables restantes, lo que sugiere una asociación débil y de corta duración entre la deforestación y las condiciones de vida locales.

**Resultados del modelo de regresión múltiple espacialmente autorregresivo**

**Tabla 18.4B** Modelo espacial autorregresivo sobre factores que influyen en el desarrollo social local en la Amazonía ecuatoriana, 2010

Variable dependiente: Índice de Desarrollo Social (IDS)

Número de observaciones = 2408

Estimaciones de máxima probabilidad:

Wald chi2 (11) = 8894.03

Prob > chi2 <= 0.0001

Logaritmo de probabilidad = - 7016.191

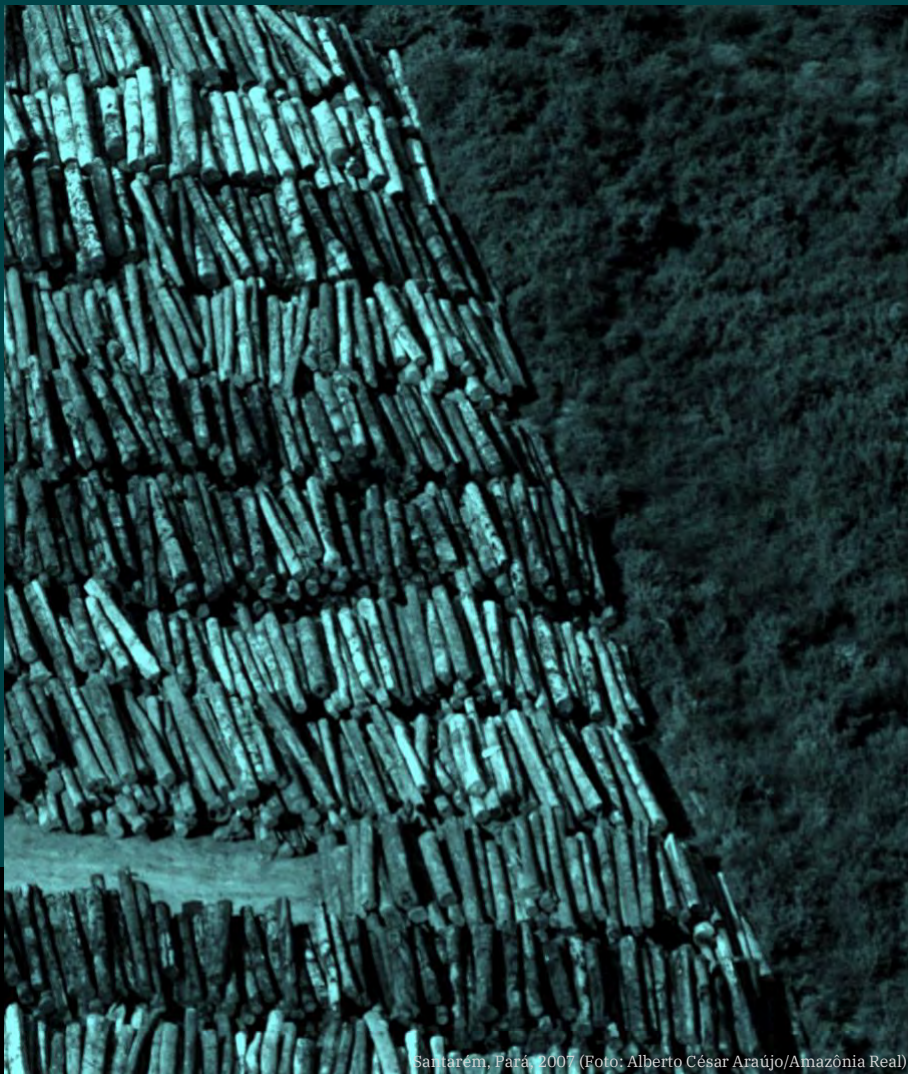
Pseudo R2 = 0.7842

InDesSoc100	Coefficiente	Estándar Error	z	P> z	[95% Interv. de conf.]	
					Mínimo	Máximo
<b>Índice de proximidad a pozos petroleros</b>	-0.261	0.026312	-9.93	<0.001	-0.313	-0.210
<b>Índice de fertilidad del suelo</b>	0.854	0.4222169	2.02	0.043	0.026	1.681
<b>Prop. de áreas intervenidas</b>	20.506	2.231269	9.19	<0.001	16.133	24.880
<b>Prop. de áreas intervenidas<sup>2</sup></b>	-10.879	1.392222	-7.81	<0.001	-13.607	-8.150
<b>Tiempo de desplazamiento a los mercados.</b>	-0.482	0.0688226	-7	<0.001	-0.616	-0.347
<b>Prop. de Agricultura en la PEA</b>	-5.042	0.6216075	-8.11	<0.001	-6.260	-3.823
<b>Prop. de Asalariados en la PEA</b>	7.233	0.6529073	11.08	<0.001	5.953	8.512
<b>Prop. de tala en la PEA</b>	22.438	3.684288	6.09	<0.001	15.217	29.659
<b>Dummy rural</b>	-2.675	1.202942	-2.22	0.026	-5.033	-0.318
<b>DRural*PropIntAreas</b>	-2.666	1.328097	-2.01	0.045	-5.269	-0.063
<b>Constante</b>	35.197	1.363232	25.82	<0.001	32.525	37.869
Matriz de distancia Wdist2						
InDesSoc100	0.077	0.009	9.05	<0.001	0.061	0.094
var(e.InDesSoc100)	19.876	0.573			18.784	21.031

Nota: Para controlar la autocorrelación espacial, se utilizó un modelo espacialmente autorregresivo, con un retraso de variable dependiente y una matriz de distancia inversa entre pistas. El modelo se corrió con el software estadístico Stata (versión 15).

## **Capítulo 19**

### Impulsores e impactos ecológicos de la deforestación y la degradación forestal



Sanarém, Pará, 2007 (Foto: Alberto César Araújo/Amazônia Real)

## ÍNDICE

<b>RESUMEN GRÁFICO .....</b>	<b>19.2</b>
<b>MENSAJES CLAVE.....</b>	<b>19.3</b>
<b>RESUMEN.....</b>	<b>19.3</b>
<b>19.1 INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>19.4</b>
<b>19.2 DEFORESTACIÓN: UNA DESCRIPCIÓN GENERAL DE LOS FACTORES E IMPACTOS DIRECTOS .....</b>	<b>19.5</b>
<b>19.3 PRINCIPALES IMPULSORES DE LA DEFORESTACIÓN Y SUS IMPACTOS ASOCIADOS .....</b>	<b>19.11</b>
19.3.1 EXPANSIÓN AGRÍCOLA.....	19.11
19.3.2. INFRAESTRUCTURA.....	19.13
19.3.2.1. Carreteras .....	19.13
19.3.2.2 Presas hidroeléctricas.....	19.16
19.3.2.3 Urbanización.....	19.19
19.3.2.4 Ferrocarriles y vías navegables.....	19.20
19.3.3. MINERÍA.....	19.20
19.3.3.1 Minerales.....	19.20
19.3.3.2 Petróleo y gas.....	19.22
<b>19.4 DEGRADACIÓN: UNA DESCRIPCIÓN GENERAL DE LOS FACTORES E IMPACTOS DIRECTOS .....</b>	<b>19.24</b>
19.4.1 INCENDIOS DE SOTOBOSQUE .....	19.26
19.4.2 EFECTOS DE BORDE.....	19.29
19.4.3 TALA .....	19.30
19.4.4 CAZA .....	19.31
<b>19.7 CONCLUSIONES .....</b>	<b>19.32</b>
<b>19.8 RECOMENDACIONES.....</b>	<b>19.33</b>
<b>19.9 REFERENCIAS .....</b>	<b>19.33</b>

Resumen Gráfico

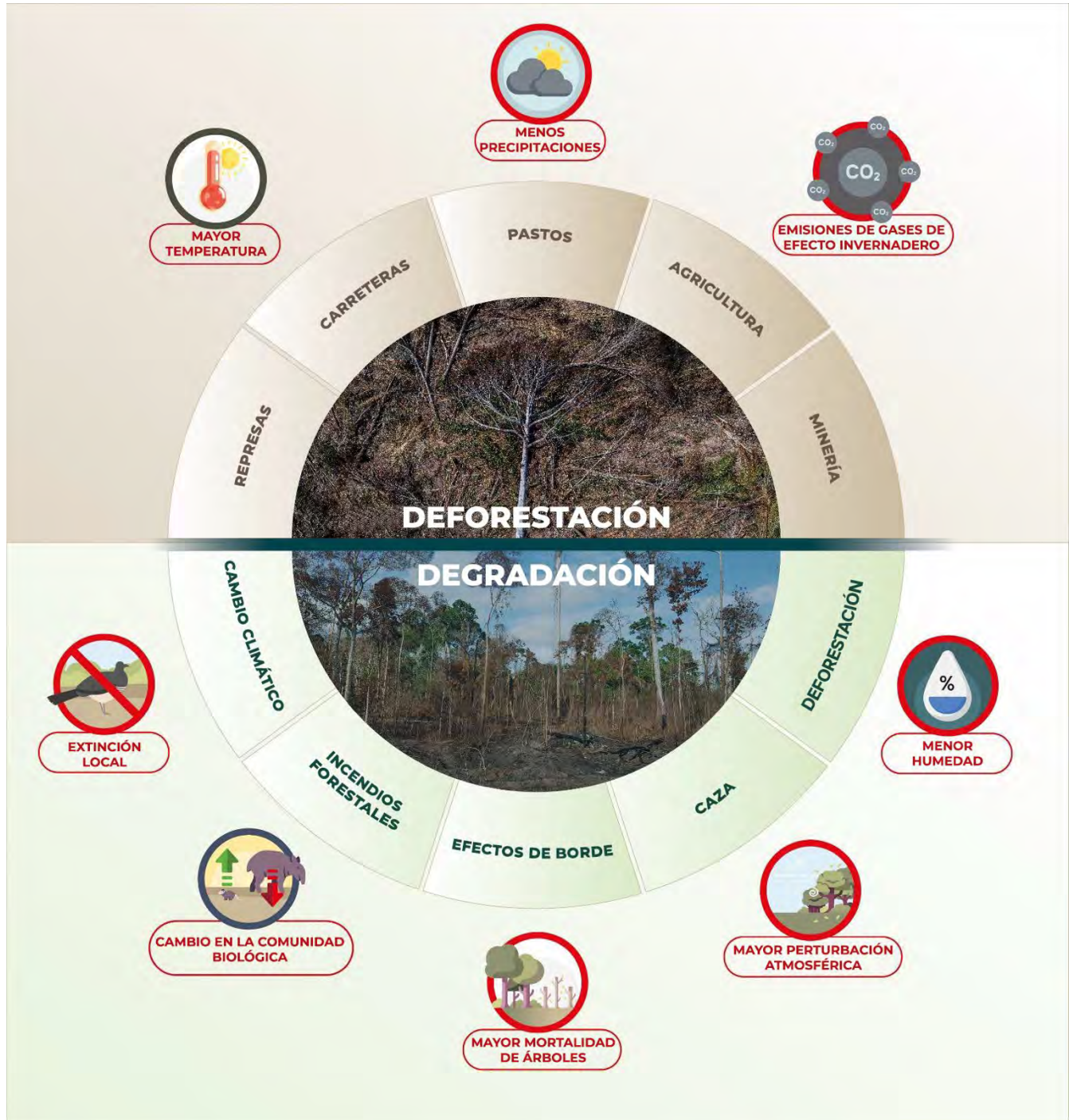


Figure 19.A Resumen gráfico

## Impulsores e impactos ecológicos de la deforestación y la degradación forestal

*Erika Berenguer<sup>1,2</sup>, Dolores Armenteras<sup>3</sup>, Alexander C. Lees<sup>4</sup>, Charlotte C. Smith<sup>b</sup>, Philip Fearnside<sup>5</sup>, Nathália Nascimento<sup>6</sup>, Ane Alencar<sup>7</sup>, Cláudio Almeida<sup>8</sup>, Luiz Aragão<sup>h</sup>, Jos Barlow<sup>b</sup>, Bibiana Bilbao<sup>9</sup>, Paulo Brando<sup>g,10,11</sup>, Paulette Bynoe<sup>12</sup>, Matt Finer<sup>13</sup>, Bernardo M. Flores<sup>14</sup>, Clinton N. Jenkins<sup>15</sup>, Celso H. L. Silva Junior<sup>h</sup>, Carlos Souza<sup>16</sup>, Roosevelt García-Villacorta<sup>17</sup>*

### Mensajes Clave

- Para 2018, la Amazonía perdió aproximadamente 870.000 km<sup>2</sup> de bosques primarios.
- Existen al menos 1.036.080 km<sup>2</sup> de bosques amazónicos degradados.
- La expansión agrícola, principalmente la ganadería, es el mayor impulsor de la deforestación en la Amazonía.
- La deforestación genera impactos locales, regionales y globales.
- La degradación forestal abarca cambios significativos en la estructura forestal, el microclima y la biodiversidad.
- La deforestación y la degradación forestal son responsables de enormes cantidades de emisiones de CO<sub>2</sub>.

### Resumen

La deforestación (la eliminación completa de la cubierta forestal de un área) y la degradación forestal (la pérdida significativa de estructura, funciones y procesos forestales), son el resultado de la interacción entre varios impulsores directos que a menudo operan en tándem. Para 2018, el bioma amazónico había perdido aproximadamente 870.000 km<sup>2</sup> de su cobertura forestal original, principalmente debido a la expansión agrícola (pastizales y tierras de cultivo). Otros impulsores directos de la pérdida de bosques incluyen la apertura de nuevas carreteras, la construcción de represas hidroeléctricas, la explotación de minerales y petróleo y la urbanización. Los impactos de la deforestación varían de locales a globales, in-

<sup>1</sup> Instituto de Cambio Ambiental, Facultad de Geografía y Medio Ambiente, Universidad de Oxford, South Parks Road, Oxford OX1 3QY, Reino Unido, erika.berenguer@ouce.ox.ac.uk

<sup>2</sup> Centro Ambiental de Lancaster, Universidad de Lancaster, LA1 4YQ, Lancaster, Reino Unido

<sup>3</sup> Ecología del Paisaje y Modelación de Ecosistemas ECOLMOD, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Cra 45 #2685, Bogotá, Colombia, darmenterasp@unal.edu.co

<sup>4</sup> Universidad Metropolitana de Manchester, Edificio John Dalton, Manchester M1 5GD, Reino Unido

<sup>5</sup> Departamento de Dinámica Ambiental, Instituto Nacional de Investigaciones en la Amazonia (INPA) André Araújo, 2936, Petrópolis, Manaus AM 69067-375, Brasil

<sup>6</sup> Universidade Federal do Espírito Santo - UFES, Instituto de Estudos Climáticos, Vitória, Espírito Santo, Brazil.

<sup>7</sup> Instituto de Investigaciones Ambientales de la Amazonía, Brasilia DF 70863-520, Brasil.

<sup>8</sup> Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Avenida dos Astronautas 1758, Jd. Granja 12227-010 São José dos Campos SP, Brasil

<sup>9</sup> Universidad Simón Bolívar, Apartado 89000, Caracas 1080, Venezuela.

<sup>10</sup> Departamento de Ciencias del Sistema Terrestre, Universidad de California, Croul Hall, Irvine CA 92697-3100, EE. UU.

<sup>11</sup> Centro de Investigación Climática Woodwell, 149 Woods Hole Road, Falmouth MA 02540, EE. UU.

<sup>12</sup> Universidad de Guyana, campus de Turkeyen, Greater Georgetown, Guyana

<sup>13</sup> Amazon Conservation Association, 1012 14th Street NW, Suite 625, Washington, DC 20005, EE.UU.

<sup>14</sup> Universidad Federal de Santa Catarina, Campus Universitário Reitor João David Ferreira Lima, s/n. Trindade 88040-900, Florianópolis, Brasil.

<sup>15</sup> Florida International University, Department of Earth and Environment & Kimberly Green Latin American and Caribbean Center, Miami, FL 33199, USA.

<sup>16</sup> Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (IMAZON), Trav. Dom Romualdo de Seixas 1698, Edifício Zion Business Piso 11, Bairro Umarizal 66055-200, Belém, PA, Brazil.

<sup>17</sup> Universidad de Cornell, E145 Corson Hall, Ithaca, Nueva York 14853, EE. UU.

cluyendo los cambios locales en la configuración del paisaje, el clima y la biodiversidad, los impactos regionales en los ciclos hidrológicos, y el aumento global de las emisiones de gases de efecto invernadero. De los bosques amazónicos remanentes, el 17% está degradado, lo que corresponde a aproximadamente 1.036.080 km<sup>2</sup>. Varios impulsores antropogénicos, incluyendo los incendios forestales, los efectos de borde, la tala selectiva, la caza y el cambio climático pueden causar la degradación de los bosques. Los bosques degradados tienen una estructura, un microclima y una biodiversidad significativamente diferentes en comparación con los bosques no perturbados. Estos bosques tienden a tener una mayor mortalidad de árboles, menores reservas de carbono, más apertura en el dosel, temperaturas más altas, menor humedad, mayor exposición al viento y exhiben cambios funcionales y de composición tanto en la fauna como en la flora. Los bosques degradados pueden llegar a parecerse a sus contrapartes no perturbados, pero esto depende del tipo, la duración, la intensidad y la frecuencia del evento de perturbación. En algunos casos, esto puede impedir el regreso a una línea de base histórica. Evitar una mayor pérdida y degradación de los bosques amazónicos es crucial para garantizar que continúen brindando servicios ecosistémicos valiosos y que sustenten la vida.

*Palabras clave: Deforestación, degradación forestal, ganadería, agricultura, minería, incendios forestales, efectos de borde, tala selectiva, caza, pérdida de biodiversidad, emisiones de CO<sub>2</sub>.*

### 19.1 Introducción

En toda la Amazonía, la deforestación y la degradación forestal son el resultado de la interacción entre varios impulsores subyacentes y directos que actúan a escala global, regional y local (Armenteras *et. al* 2017; Barona *et. al* 2010; Clerici *et. al* 2020; Rudel *et. al* 2009). Los impulsores subyacentes son factores que afectan las acciones humanas (IPBES 2019), como la falta de gobernanza y la variación tanto en el precio de los productos básicos como en el precio de la tierra (Brandão *et. al* 2020; Garrett *et. al* 2013; Nepstad *et. al* 2014). Por el contrario, los impulsores directos representan las acciones humanas que impactan la naturaleza (IPBES 2019), incluyendo la expansión de pastos y tierras de cultivo, la apertura de nuevas carreteras, la construcción de represas hidroeléctricas o la explotación de minerales y petróleo (Fearnside 2016; Ometto *et. al* 2011; Sonter *et. al* 2017). Los impulsores a menudo actúan simultáneamente, lo que hace muy difícil cuantificar sus impactos individuales. Por ejemplo, la construcción y pavimentación de caminos conduce a la creación de nuevos centros urbanos y al avance de la frontera agrícola (Fernández-Llamazares *et. al* 2018; Nascimento *et. al* 2021). Aunque cada uno de estos impulsores (construcción de carreteras, urbanización y expansión agrícola) aumentará las tasas de deforestación, es muy difícil

estimar sus impactos aislados en los procesos y funciones de los ecosistemas.

Los impactos de la deforestación y la degradación forestal pueden ser directos o indirectos y tener consecuencias locales, regionales o globales (Davidson *et. al* 2012; Magalhães *et. al* 2019; Spracklen y García-Carreras 2015). El impacto directo más obvio de la deforestación es la pérdida de biodiversidad: las áreas boscosas ricas en especies se convierten en tierras agrícolas pobres en especies. Sin embargo, hay impactos más crípticos como resultado de la deforestación y la degradación de los bosques, como cambios en las temperaturas locales y regímenes regionales de precipitación o mayores emisiones globales de gases de efecto invernadero (Longo *et. al* 2020; Mollinari *et. al* 2019). Estos impactos pueden interactuar con otros, amplificando sus efectos individuales. Por ejemplo, los cambios en los patrones de precipitación pueden aumentar la mortalidad de las plantas, lo que genera más emisiones de gases de efecto invernadero, lo que a su vez contribuye a cambios adicionales en el clima (Esquivel-Muelbert *et. al* 2020; Nepstad *et. al* 2007).

Aunque tanto los impulsores directos como los impactos de la deforestación y la degradación forestal no ocurren necesariamente de manera aislada, los

analizaremos por separado en este capítulo, tratando de reconocer el papel de los diferentes impulsores en la Amazonía, así como sus variados impactos. Comenzamos presentando una discusión general sobre la deforestación, seguida de una presentación detallada de sus principales impulsores, a saber, la expansión agrícola (que incluye tanto pastos como tierras de cultivo), infraestructura y minería. Siempre que sea posible, también tratamos de cuantificar los impactos directos e indirectos de cada impulsor individual. Luego presentamos un marco general de degradación de los bosques amazónicos, discutiendo en más detalle sus principales impulsores, incluyendo los incendios del sotobosque, los efectos de borde, la tala selectiva y la caza. Los impactos cuantificables de cada uno de estos impulsores se analizan en sus secciones individuales. A pesar de los estrechos vínculos entre los impulsores directos y subyacentes de la deforestación y la degradación forestal, el primero no se trata en este capítulo, sino en los Capítulos 14 a 18. Finalmente, aunque los impulsores directos de la deforestación y la degradación forestal también afectan los ecosistemas acuáticos y el bienestar humano, estos se analizan en los Capítulos 20 y 21, respectivamente.

En este capítulo nos enfocamos solo en el bioma amazónico (Figura 19.1), por lo tanto, usamos un límite geográfico diferente al usado en capítulos anteriores; sin embargo, la mayoría de los mapas presentarán ambos límites para referencia del lector.

### 19.2 Deforestación: Una descripción general de los factores e impactos directos

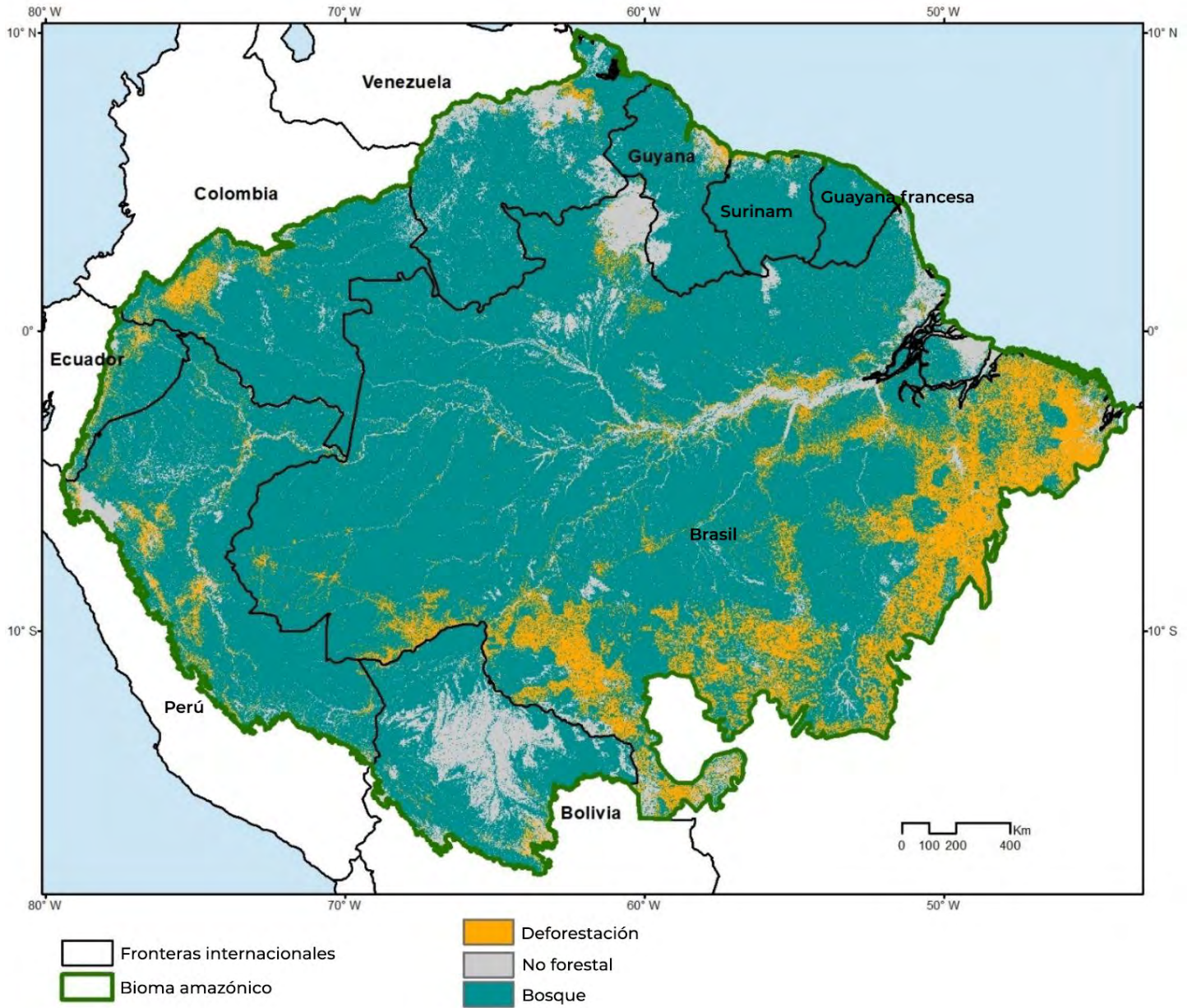
La deforestación se define como la eliminación total de la cubierta forestal de un área (Putz y Redford 2010). En la Amazonía se habían deforestado 867.675 km<sup>2</sup> hasta 2018 (MapBiomias 2020), equivalente al 14% de su superficie boscosa original (Fig. 19.1). La mayor parte de la deforestación se ha concentrado en Brasil, que perdió aproximadamente 741 759 km<sup>2</sup> de sus bosques (MapBiomias 2020; Smith *et. al* 2021), un área 15 veces mayor que la pérdida por Perú, el país con la segunda mayor área deforestada (Fig. 19.2a). En términos rela-

tivos, el país que perdió la mayor parte de su bioma Amazónico fue Brasil (19%), seguido de Ecuador (13%). Hasta la fecha, Guayana Francesa, Surinam y Venezuela tienen la mayor proporción de cobertura vegetal original, 99,85%, 97,92% y 97,89%, respectivamente (Fig. 19.2b).

La deforestación varía no solo en el espacio, sino también en el tiempo. Entre 1991 y 2006, la deforestación anual estuvo consistentemente por encima de los 20 000 km<sup>2</sup>, alcanzando su punto máximo en 2003 cuando se perdieron 31.828 km<sup>2</sup> de bosques (MapBiomias 2020). La deforestación anual en la región desde 2007 hasta 2018 fue mucho menor, oscilando entre 9.918 km<sup>2</sup> y 17.695 km<sup>2</sup> (Fig. 19.3). Para 1990, solo se había perdido el 5% de los bosques de la cuenca. Sin embargo, esta cifra alcanzó el 9% en 2000 y el 12% en 2010 (MapBiomias 2020; Smith *et. al* 2021). Referirse al Anexo I para ver una serie temporal de pérdida de bosques en cada país amazónico.

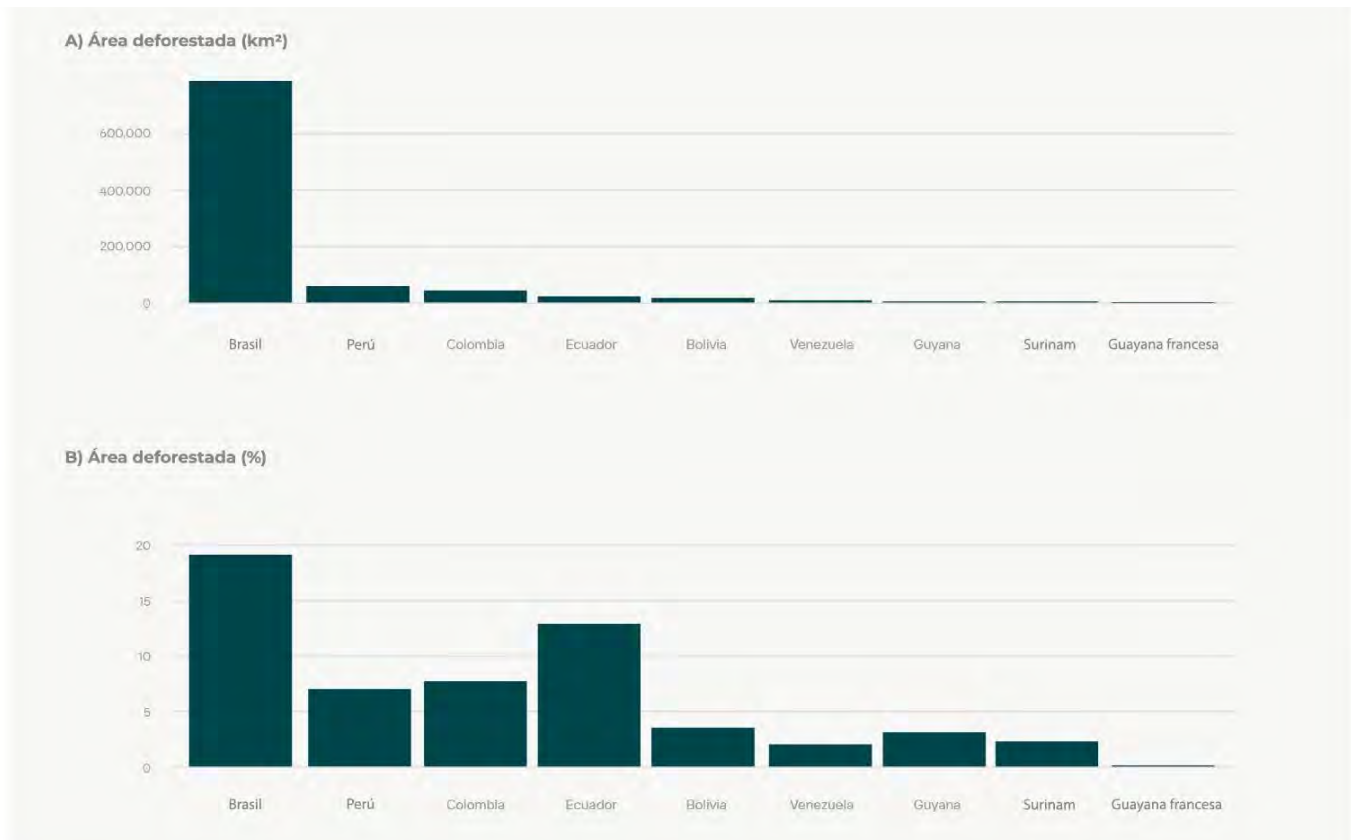
La deforestación amazónica ha sido impulsada principalmente por la expansión agrícola (que incluye pastizales y tierras de cultivo), aunque también contribuyen otros factores, como la minería y el desarrollo de infraestructura, incluyendo la urbanización y la construcción de carreteras, vías férreas, vías fluviales y represas hidroeléctricas a gran escala (Fig. 19.4).

Estos impulsores a menudo actúan en conjunto, creando comentarios positivos. Por ejemplo, después de la construcción de grandes carreteras que cruzan la Amazonía brasileña, hubo una afluencia de inmigrantes a la región, creando nuevas ciudades y ampliando las existentes. En las áreas rurales, los colonos agrícolas construyeron numerosas carreteras secundarias que se ramificaban desde la carretera principal, lo que llevó al conocido patrón de deforestación en forma de espina de pescado (Fig. 19.5). En las siguientes secciones, discutimos cada impulsor directo de la deforestación individualmente, destacando, siempre que sea posible, cómo su importancia relativa difiere entre los países amazónicos.

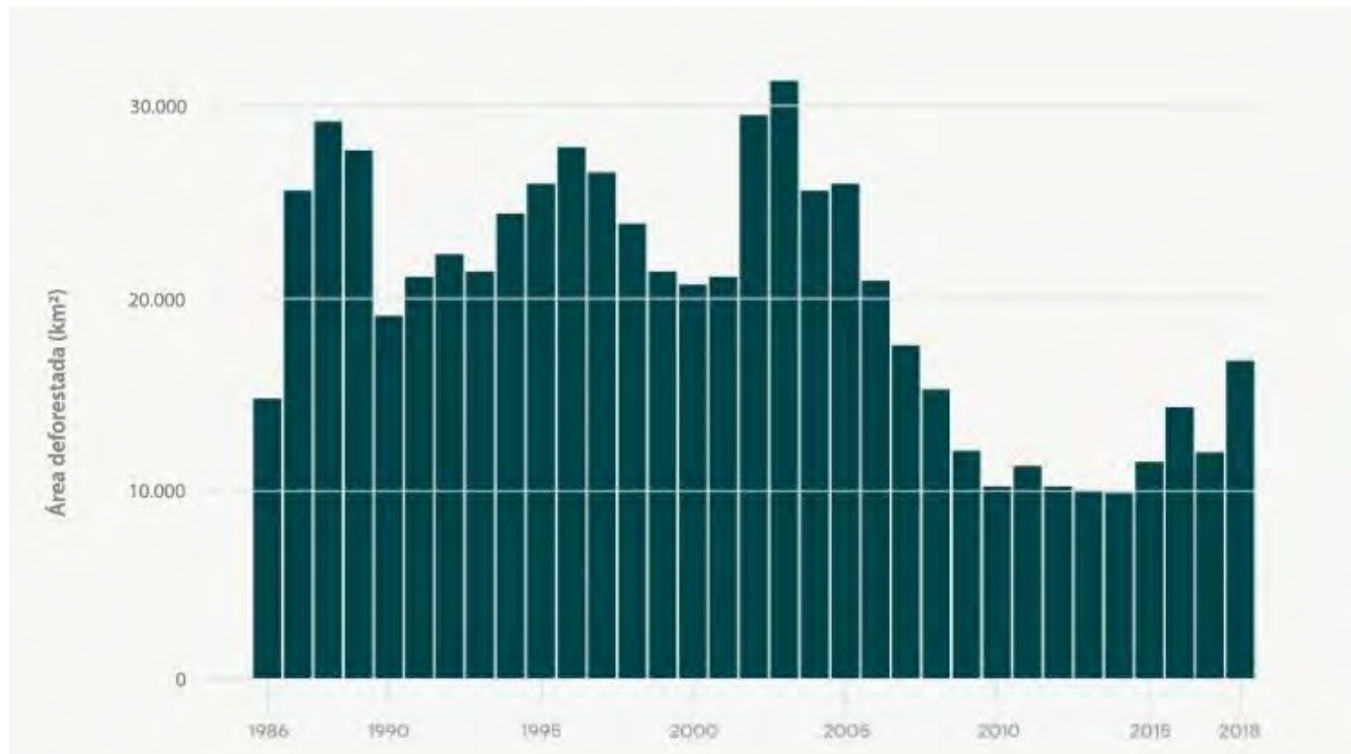


**Figura 19.1** Tierra actual ocupada por vegetación natural o pastos y agricultura en el bioma amazónico. Se muestran datos de deforestación acumulada hasta 2018 (MapBiomias 2020) y analizados según (Smith et al. 2021).





**Figura 19.2** Deforestación a nivel de país en el bioma Amazónico. A) Deforestación acumulada hasta 2018. B) Porcentaje del bioma deforestado en cada país o territorio amazónico. Datos obtenidos de MapBiomias 2020 y analizados según Smith et al. 2021.



**Figura 19.3** Deforestación anual en el bioma Amazónico. Los datos de deforestación comprenden el período de 1986 hasta 2018 (MapBiomias 2020).



Figura 19.4 Los impulsores directos de la deforestación y sus impactos directos a escala local, regional y mundial



Figura 19.5 Deforestación impulsada por la construcción de carreteras, la urbanización y la expansión agrícola, lo que resulta en un patrón de espina de pescado de la deforestación. Imágenes de la Carretera BR-163 y la Carretera Transamazónica en la Amazonía brasileña.

La deforestación puede conducir a una amplia gama de impactos ecológicos directos, que son relevantes a nivel local, regional y mundial. De los impactos locales, la pérdida de biodiversidad es extremadamente preocupante, con varias especies de árboles, mamíferos, aves, reptiles, anfibios e invertebrados terrestres clasificados como amenazados a nivel mundial (IUCN 2021). El número de especies amenazadas amazónicas es muy conservador, ya que el estatus de la mayoría de las especies amazónicas ni siquiera ha sido evaluado (Cuadro 19.1). Aunque a la fecha no hay registro de una extinción regional, es posible que ya hayan ocurrido algunas, especialmente en plantas e invertebrados, dada la gran cantidad de especies aún por describir en estos taxones (Lees y Pimm 2015; Stork 2018; ter Steege *et. al* 2013). El endemismo a pequeña escala también puede contribuir a extinciones no detectadas, ya que muchas especies pueden tener distribuciones geográficas muy restringidas (Fernandes 2013), apareciendo en áreas muy pequeñas (Cuadro 19.2).

La fragmentación de los bosques, o la subdivisión de la cubierta forestal remanente en parches de bosque de tamaño variable, es otro impacto local de la deforestación que remodela la configuración del paisaje. Un aumento en la fragmentación de los bosques es causado por la deforestación continua (Armenteras Barreto *et. al* 2017; Broadbent *et. al* 2008; Laurance *et. al* 2018; Numata *et. al* 2017). Entre 1999 y 2002, se crearon aproximadamente 5000 nuevos fragmentos anualmente debido a la deforestación en la Amazonía brasileña (Broadbent *et. al* 2008). Aunque la mayoría de los bosques amazónicos permanecen en grandes bloques contiguos, hay más de 50.000 fragmentos entre 1-100 ha (Haddad *et. al* 2015).

La distribución de pequeños fragmentos de bosque en la Amazonía no es uniforme; más bien, la fragmentación se concentra a lo largo de los bordes sur y este del bioma, a lo largo de las principales carreteras y ríos, y alrededor de los centros urbanos (Montibeller *et. al* 2020; Vedovato *et. al* 2016). La deforestación también promueve el aislamiento de fragmentos, con parches de bosque cada vez más

distantes entre sí, así como de grandes áreas boscosas contiguas (de Almeida *et. al* 2020). Mientras que el tamaño del fragmento afecta el mantenimiento de poblaciones viables tanto de animales como de plantas, el aislamiento de los fragmentos interrumpe la dispersión y el movimiento. Cuanto más pequeño sea el fragmento, menores serán sus posibilidades de sustentar el grupo original de especies forestales (Laurance *et. al* 2011; Michalski *et. al* 2007; Michalski y Peres, 2005), siendo particularmente afectados los animales de gran tamaño y aquellos que dependen en gran medida del hábitat forestal (Lees y Peres 2008; Michalski y Peres 2007). El aislamiento de fragmentos es más dañino para las especies con poca movilidad, que no pueden cruzar matrices abiertas no forestales (Lees y Peres 2009; Palmeirim *et. al* 2020). Hasta la fecha, se han detectado impactos negativos del tamaño de fragmentos y/o aislamiento en toda la Amazonía, afectando a briófitos de hojas, árboles, palmeras, aves, carnívoros y primates (Laurance *et. al* 2011; Michalski y Peres 2007). Los fragmentos de bosque también experimentan toda una gama de efectos de borde, que conducen a su degradación (ver la Sección 19.4.2).

La temperatura local y la precipitación también se ven afectadas por la deforestación. La temperatura de la superficie terrestre es de 1,05 a 3,06°C más alta en los pastizales y las tierras de cultivo que en los bosques cercanos, y esta diferencia se vuelve más pronunciada durante la estación seca (Maeda *et. al* 2021). Además, a medida que la cubierta forestal disminuye a escala de paisaje, más cálido se vuelve el paisaje, de modo que los paisajes con un menor número de parches de bosque restantes pueden ser hasta 2,5°C más cálidos que aquellos con mayor cubierta forestal (Silvério *et. al* 2015). La pérdida de bosques también conduce a una reducción de las precipitaciones (Spracklen *et. al* 2012; Werth 2002), ya que el 25-50% de la lluvia amazónica se recicla de los bosques (Eltahir y Bras 1994). Por lo tanto, la pérdida de bosques acumula una disminución de las precipitaciones, lo que aumenta el riesgo de muerte regresiva de los bosques a gran escala (ver los Capítulos 22 a 24). Se estima que la deforestación ya ha disminuido la precipi-

### Cuadro 19.1 Por qué los recuentos actuales de especies amenazadas en la Amazonía son subestimaciones flagrantes

Para comprender cuántas especies amazónicas están amenazadas, primero debemos saber cuántas especies hay en el bioma. Se estima que el 86% de las especies existentes en la Tierra y el 91% de las especies en el océano aún esperan una descripción científica formal; hasta la fecha solo se han catalogado 1,7 millones de especies (Mora *et al.* 2011). Se espera que la mayor parte de esta diversidad no descubierta se encuentre en bosques tropicales como el Amazonas. Dar el primer paso y poner nombre a la vida en la Tierra es el mayor impedimento para entender cuánto de esa vida está amenazada de extinción. Las estimaciones globales de más de un millón de especies amenazadas (por ejemplo, IPBES 2019) se derivan de estimaciones del número total de especies que pueden existir combinadas con proporciones de cuántas especies descritas están amenazadas. Por ejemplo, se sabe que alrededor del 10% de los insectos descritos están en peligro de extinción.

El número de especies catalogadas oficialmente como amenazadas en la Amazonía es bajo por una variedad de razones. En primer lugar, es poco probable que hayamos descrito más del 10% de todas las especies del bioma. En segundo lugar, incluso para aquellas especies que han sido nombradas, el proceso de la Lista Roja cubre de manera desproporcionada especies de vertebrados y no otras especies en el árbol evolutivo de la vida. Incluso muchas especies de vertebrados que han sido evaluadas oficialmente han sido clasificadas como 'Datos Insuficientes', lo que significa que no hay suficiente información disponible para aplicar los criterios y evaluar su estado de conservación. La gran mayoría de las especies descritas no han sido evaluadas, ya sea por falta de información sobre su distribución geográfica, respuestas al cambio global o tendencias poblacionales, sumado a la falta de recursos humanos para llevar a cabo la tarea de evaluación y verificación (IPBES 2019). En tercer lugar, la taxonomía es un proceso iterativo y los datos genéticos apuntan cada vez más hacia una mala medición de la diversidad taxonómica amazónica al descubrir múltiples linajes dentro de las especies descritas que no han compartido genes durante un período de tiempo muy largo (hasta millones de años), y que podrían ser mejor tratado a nivel de especie. Esta inflación taxonómica (Isaac *et al.* 2004) tiende a producir más especies 'nuevas' de área de distribución restringida, que por lo tanto tienen más probabilidades de cumplir con los criterios de la Lista Roja si sus áreas de distribución han sufrido una pérdida intensiva de hábitat.

El bajo nivel actual de especies 'oficialmente' amenazadas es principalmente producto de la falta de conocimiento sobre cuántas especies habitan el bioma amazónico y qué proporción de esta biodiversidad 'desconocida' está amenazada. En segundo lugar, también refleja las deficiencias en nuestro conocimiento de la respuesta de las especies 'conocidas' a la pérdida, fragmentación y perturbación del hábitat, y cómo sus rangos geográficos se superponen con las regiones expuestas a factores estresantes. En resumen, actualmente aún no sabemos cuántas especies amazónicas están amenazadas.

tación en un 1,8% en la Amazonía (Spracklen y García-Carreras 2015), aunque los cambios en los patrones de lluvia varían a lo largo de la cuenca y entre las estaciones húmeda y seca (Bagley *et al.* 2014; Costa y Pires 2010). Además, la deforestación

generalizada influye negativamente en las precipitaciones fuera de la cuenca del Amazonas, lo que influye en los ciclos hidrológicos regionales. Un estudio de modelación sugiere que el 70% de la precipitación en la Cuenca del Plata; ubicados en Ar-

**Tabla 19.1** Pérdida anual estimada de carbono por deforestación en la Amazonía entre 1980-2010 (Phillips et al., 2017)

País	Pérdida de carbono (Tg C año <sup>-1</sup> )
Bolivia	28,6
Brasil	223,9
Colombia	6,5
Ecuador	2,5
Guayana Francesa	1
Guayana	1
Perú	17,9
Surinam	1
Venezuela	1

gentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay; depende de la humedad reciclada sobre el Amazonas (Van Der Ent *et. al* 2010).

A nivel regional, la deforestación amazónica tiene impactos sorprendentes y muy diversos, como la aceleración del derretimiento de los glaciares en los Andes y la contribución a la proliferación de sargazos en el Caribe. La quema de bosques talados recientemente como parte del proceso de deforestación (Cuadro 19.3) libera carbono negro a la atmósfera. Luego, las columnas de humo transportan el carbono negro a los Andes, donde puede depositarse sobre los glaciares, lo que acelera el derretimiento de los glaciares. Este proceso es altamente estacional, alcanzando su punto máximo durante los meses de fuego alto (Magalhães *et. al* 2019). A miles de kilómetros de distancia, en el Mar Caribe, es probable que las recientes floraciones de sargazo estén influenciadas por aportes anómalos de nutrientes al Atlántico como resultado de la deforestación amazónica (Wang *et. al* 2019). Las floraciones de sargazo tienen un impacto negativo en el turismo y la pesca, y provocan cambios en las comunidades de las praderas de pastos marinos y un aumento de la mortalidad de los corales (Tussenbroek *et. al* 2017).

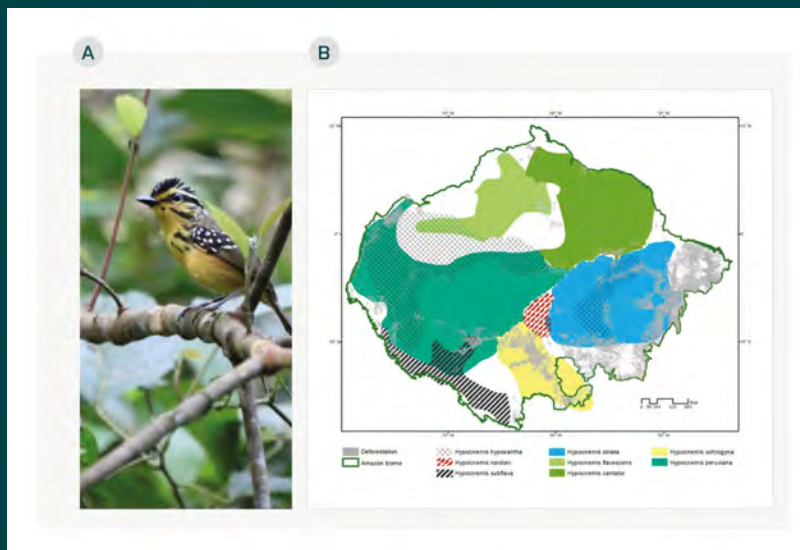
A escala global, las emisiones de gases de efecto invernadero son el impacto más pronunciado de la pérdida de bosques en la Amazonía. Entre 1980 y 2010, la Amazonía perdió un estimado de 283,4 Tg C anuales debido a la deforestación, lo que resultó en emisiones anuales de 1040,8 Tg CO<sub>2</sub> (Phillips et al. 2017). Las emisiones relacionadas con la deforestación no son homogéneas en el espacio ni en el tiempo. Por ejemplo, las emisiones anuales de Brasil por la deforestación amazónica son ocho veces mayores que las de Bolivia, el segundo mayor emisor de la cuenca entre 1980 y 2010 (Tabla 19.1). En general, las emisiones han disminuido en la región, siendo más altas en la década de 1980 que en la década de 2000 (Phillips et al. 2017).

### 19.3 Principales impulsores de la deforestación y sus impactos asociados

#### 19.3.1 Expansión agrícola

En toda la Amazonía, la deforestación ha sido impulsada principalmente por la expansión agrícola, en particular la ganadería (Nepstad et al. 2009), debido a varias políticas públicas (ver los Capítulos 14 y 15). Solo en la Amazonía brasileña, se estima que el 80% de las áreas deforestadas están ocupadas por pastos (Ministério do Meio Ambiente 2018). A principios de la década de 2000, la expansión de las tierras de cultivo a gran escala, principalmente de soya, se volvió cada vez más importante como impulsor de la deforestación. Este patrón se invirtió (Macedo et al. 2012) debido a las amplias políticas de conservación, incluyendo la moratoria de la soya, y la creación de una serie de áreas protegidas en las regiones de Brasil donde se estaba produciendo la mayor parte de la deforestación relacionada con la soya (Nepstad et al. 2014; Soares-Filho et al. 2010). Actualmente, la expansión de la soya en la Amazonía brasileña ocurre principalmente en áreas que antes eran pastizales, en lugar de reemplazar directamente a los bosques (Song et al. 2021). En Bolivia, sin embargo, la soya sigue en expansión; la región de Santa Cruz ha sido identifi-

**Cuadro 19.2 El endemismo a pequeña escala de las aves amazónicas revela amenazas de deforestación**



**Figura 19.B2** Hay dos subespecies de hormiguero cejiamarillo (*Hypocnemis hypoxantha*) que tienen distribuciones amazónicas separadas. Esta es la subespecie orientalochraceiventris y es probable que esta especie esté sujeta a una revisión taxonómica en el futuro. Foto tomada en Belterra, en la Amazonía brasileña, por Alexander Lees.

La biodiversidad amazónica no se distribuye aleatoriamente a lo largo de la cuenca, con discontinuidades geográficas como grandes ríos anchos que conspiran junto con la heterogeneidad topográfica, la variación climática y las interacciones biológicas para delimitar los rangos de especies. Durante mucho tiempo se ha reconocido que muchas especies de vertebrados están restringidas a las "áreas de endemismo" amazónicas delimitadas por ríos principales; con diferentes 'especies de reemplazo' presentes a ambos lados de estas barreras fluviales. Estas áreas de endemismo a menudo se consideran unidades de planificación para la conservación, incluyendo la designación de áreas protegidas (da Silva et al. 2005). Sin embargo, la comprensión de los patrones de endemismo depende tanto de cuán completos sean nuestros inventarios de biodiversidad como de cuán refinada sea nuestra taxonomía de los diferentes grupos. Por ejemplo, una revolución en la taxonomía aviar impulsada por el uso de conjuntos de herramientas moleculares junto con caracteres vocales ha revelado una diversidad críptica de escala fina no reconocida anteriormente. Esto apuntaba hacia una medida errónea de la diversidad de aves amazónicas debido a la dependencia de los caracteres morfológicos para definir los límites de las especies, caracteres que pueden estar altamente conservados en algunos linajes de aves de la selva tropical (Fernandes 2013, Pulido-Santacruz et al. 2018). El impacto del uso de nuevos criterios cuantitativos para el diagnóstico de especies ha sido un aumento en el número total de especies de aves en la Amazonía y un aumento en el número de especies amenazadas, ya que las 'divisiones' que afectan a las especies 'padres' que anteriormente tenían una amplia distribución crean múltiples especies 'hijas' con tamaños de rango más pequeños. Por ejemplo, una revisión taxonómica del complejo de especies *Hypocnemis cantator* (Thamnophilidae) 'Warbling Antbird' realizada por Isler et al. (2007) elevó seis poblaciones (dos de las cuales incluso ocurren en simpatria) -consideradas entonces subespecies- al estado de especie basado en diferencias vocales. Esta decisión taxonómica fue posteriormente reforzada por datos moleculares (Tobias et al. 2008) y más tarde otro miembro de este complejo de especies - *Hypocnemis rondoni* fue descrito más tarde con un pequeño rango en el interfluvio Aripuanã-Machado dentro del área de endemismo de Rondonia (Whitney et al. 2013). Estos descubrimientos y reordenamientos taxonómicos significan que varias especies en este complejo tienen áreas de distribución restringidas que se superponen al Arco de Deforestación Amazónica y, por lo tanto, están amenazadas de extinción global, por ejemplo, la *Hypocnemis ochrogyna* Vulnerable. Es probable que este endemismo a pequeña escala sea un fenómeno biogeográfico amazónico común que amerita una consideración urgente en los esfuerzos sistemáticos de planificación de la conservación (Fernandes 2013).

cada como el foco de mayor deforestación en la Amazonía, principalmente debido a la conversión de bosques a campos de soya (Kalamandeen et al. 2018; Redo et al. 2011). Desde mediados de la década de 2000, el aceite de palma se ha convertido en una amenaza creciente para los bosques amazónicos, especialmente en Colombia, Ecuador, Perú y la parte oriental de la Amazonía brasileña (Furumo y Aide, 2017). Aunque las plantaciones de aceite de palma a menudo reemplazan otros usos agrícolas de la tierra, especialmente la ganadería, se ha documentado que reemplaza directamente a los bosques primarios (Castiblanco et al. 2013; de Almeida et al. 2020; Gutiérrez-Vélez y DeFries 2013). Por ejemplo, entre 2007 y 2013, el 11% de la deforestación en la Amazonía peruana fue impulsada por las plantaciones de palma aceitera (Vijay et al. 2018). Los cultivos ilícitos, más específicamente la coca, también son un motor de la deforestación, particularmente en Colombia, pero también en Bolivia, Ecuador y Perú (Armenteras et al. 2006; Dávalos et al. 2016). Sin embargo, su impacto en la pérdida de bosques es mucho menor que el causado por las materias primas lícitas (Armenteras Rodríguez et al. 2013). Desde 2016, luego del acuerdo de paz entre el gobierno colombiano y las Fuerzas Armadas Revolucionarias de Colombia (FARC), el papel de la deforestación provocada por la coca ha disminuido, con áreas previamente en conflicto deforestadas para pastos, incluso dentro de áreas protegidas (Clerici et al. 2020; Prem et al. 2020).

### *Impactos directos*

Aunque las tierras de cultivo y los pastos albergan algunas especies animales, las comunidades ecológicas en estas áreas son dramáticamente diferentes de las de los bosques, tanto en términos de composición taxonómica como funcional (Barlow et al. 2007; Bregman et al. 2016); con la desaparición de casi todas las especies dependientes de los bosques. Entre los usos agrícolas de la tierra, los pastos tienen una diversidad taxonómica significativamente mayor que las áreas de agricultura mecanizada (por ejemplo, campos de soya) para varios taxones (Solar et al. 2015). Las plantaciones de

árboles también albergan un subconjunto empobrecido de especies forestales. Por ejemplo, en una plantación de palma aceitera en Perú, <5% de las especies de aves también se encontraron en los bosques (Srinivas y Koh 2016). En resumen, la contribución de las tierras agrícolas a la conservación de la biodiversidad amazónica es insignificante (Moura et al. 2013), destacando el valor insustituible de los bosques (Barlow et al. 2007).

### *Impactos indirectos*

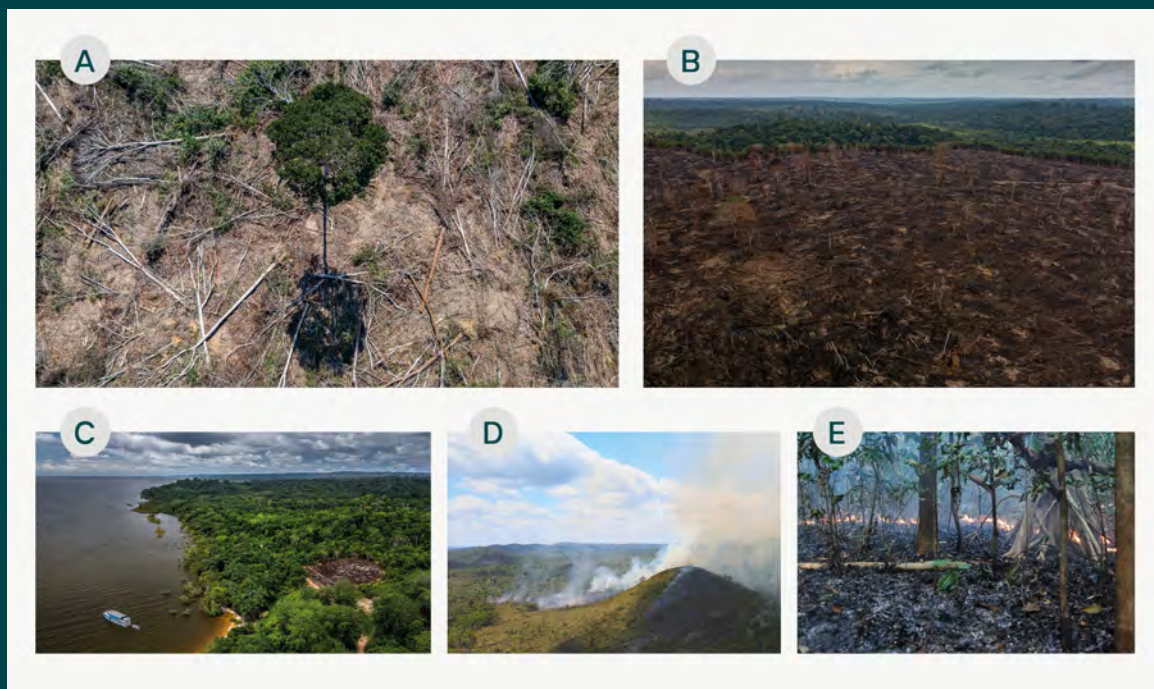
Además de las emisiones de GEI durante el proceso de deforestación, los pastos contribuyen aún más a las emisiones debido a la quema regular (Cuadro 19.3) y la fermentación entérica bovina (Bustamante et al. 2012). Cambios significativos en las propiedades físicas y químicas del suelo, como la compactación del suelo y cambios en la concentración de nutrientes (Souza Braz et al. 2013; Fujisaki et al. 2015; Melo et al. 2017), también son el resultado de la conversión de bosques a pastos y tierras de cultivo en la Amazonía. El uso de plaguicidas y herbicidas en los sistemas agrícolas suele ser excesivo en la región (Bogaerts et al. 2017; Schiesari et al. 2013), pero los impactos de esto en los ecosistemas terrestres no han sido descritos ni cuantificados.

## **19.3.2. Infraestructura**

### *19.3.2.1. Carreteras*

Los principales caminos y carreteras oficiales, es decir, los construidos por el gobierno, se extienden profundamente en el Amazonas; sólo la parte occidental de la cuenca está en gran parte libre de vías (Figura 19.6). Las vías oficiales, aunque no estén pavimentadas, a menudo generan redes de caminos no oficiales, es decir, aquellos construidos por actores locales, que brindan un mayor acceso a bosques previamente inaccesibles, lo que resulta en el patrón clásico de 'deforestación de espina de pescado' (Figura 19.5). En términos de longitud total, la red de carreteras no oficiales es tan extensa como para superar a las oficiales (Nascimento et al. 2021).

**Cuadro 19.3 Los incendios, la deforestación y la sequía provocan la degradación de los bosques**



**Figura 19.B3** A) Un área recientemente deforestada (Foto de Marizilda Cruppe/Rede Amazônia Sustentável; B) Una gran área deforestada recientemente quemada (Foto de Flávio Forner/Rede Amazônia Sustentável); C) Pequeña área deforestada y quemada para la agricultura de subsistencia (Foto de Marizilda Cruppe/Rede Amazônia Sustentável; D) Fuego en pastizales (Foto de André Muggiati); E) Sotobosque (Foto de Erika Berenguer).

Los incendios son una parte intrínseca del proceso de deforestación en la Amazonía (Barlow *et al.* 2020). Primero se despeja la tierra y se pueden talar los árboles usando una variedad de métodos, desde motosierras hasta excavadoras. Luego, la vegetación talada se deja secar durante un período de unas pocas semanas a unos pocos meses en la estación seca. Cuando la vegetación talada está seca, se le prende fuego, transformando la mayor parte de la biomasa en cenizas. La tierra está entonces lista para ser plantada. Los incendios también se utilizan en la agricultura de subsistencia, que a menudo se denomina tala y quema. Utilizado tradicionalmente por pueblos indígenas y pequeños propietarios, el fuego se utiliza para quemar una pequeña porción de tierra que ha sido deforestada recientemente. Después de algunos años de uso agrícola, esta área se abandonará y se dejará en barbecho, ya que el agricultor rotará la producción agrícola a otro barbecho. Finalmente, los incendios también se utilizan como una herramienta de manejo común en los pastos, para eliminar malezas y árboles pequeños y aumentar la productividad. Sin embargo, los incendios de la deforestación, la agricultura de subsistencia o los pastos pueden escapar a las áreas agrícolas circundantes, lo que genera pérdidas económicas a medida que se queman los cultivos, las cercas y los edificios (Cammelli *et al.* 2019). También pueden escapar a los bosques circundantes si es un año seco, ya que la hojarasca con menos del 23% de humedad puede provocar un incendio (Ray *et al.* 2005). Los incendios en los bosques amazónicos, o incendios de sotobosque, tienden a ser de baja intensidad, con alturas de llama que oscilan entre 10 y 50 cm, y de movimiento lento, quemando 300 m por día (Cochrane *et al.* 1999; Ray *et al.* 2005). Los incendios del sotobosque pueden ser bloqueados por el dosel y difíciles de detectar mediante enfoques de teledetección (Pessôa *et al.* 2020). Sin embargo, los desarrollos tecnológicos recientes, como el conjunto de radiómetros de imágenes infrarrojas visibles (VIIRS) y la detección de degradación continua (CODED), han sido fundamentales para mapear los incendios del sotobosque en la Amazonía, ayudando así a revelar el verdadero alcance de los incendios y la degradación forestal en general (Bullock *et al.* 2020; Oliva y Schroeder 2015; Schroeder *et al.* 2014).





**Figura 19.6** Carreteras planeadas (amarillas), pavimentadas (rojas) y sin pavimentar (marrones) a través del Amazonas, así como vías férreas existentes (negras) y planeadas (moradas). El bioma amazónico está delineado en verde, mientras que la cuenca del Amazonas (el límite utilizado en otros capítulos de este informe) está delineada en azul.

### *Impactos directos*

Los impactos de las carreteras sobre la fauna silvestre terrestre en la Amazonía son diversos y multifacéticos (Laurance et al. 2009). Sus efectos directos se ven eclipsados por sus impactos indirectos, pero no obstante siguen siendo importantes. En primer lugar, las carreteras conducen a altos niveles de mortalidad por atropellos. Por ejemplo, en el transcurso de 50 días de monitoreo de un tramo de carretera de 15,9 km en Napo (en el Amazonas occidental), se mataron 593 animales, incluyendo reptiles, anfibios, aves y mamíferos (Filius et al. 2020). Ocasionalmente, los animales atropellados incluyen especies amenazadas, como águilas arpías, osos hormigueros gigantes, armadillos gigantes, nutrias gigantes, monos araña de cara roja, tapires de tierras bajas y tucanes de pico rojo (de Freitas et al. 2017; Medeiros 2019). Dados los aproximadamente 40.000 km de caminos oficiales a través del Amazonas, los atropellos son muy poco reportados y estudiados. En segundo lugar, las carreteras pueden actuar como impulsores directos de la fragmentación del hábitat, aislando a las poblaciones a ambos lados (Lees y Peres 2009). Anchos de solo 12-25 m pueden restringir los movimientos de especies de aves adaptadas al sotobosque del bosque (Laurance et al. 2004; Laurance et al. 2009).

### *Impactos indirectos*

Los mayores impactos de las carreteras son indirectos. La construcción de carreteras oficiales y, posteriormente, no oficiales alrededor de estas, aumenta el valor de la tierra, ya que hace más rentable la agricultura y la ganadería, al hacer que los productos puedan ser transportados a los centros urbanos y puertos (Perz et al. 2008). A su vez, los precios más altos de la tierra conducen a la especulación de la tierra que motiva la deforestación para asegurar la posesión de la tierra (Fearnside 2005). Las carreteras también inducen a la migración, lo que lleva a invasiones y asentamientos (Mäki et al. 2001; Perz et al. 2007). Como resultado, la presencia de carreteras está fuertemente asociada con la deforestación en la Amazonía Bra-

si-lera (Laurance et al. 2002; Pfaff et al. 2007), peruana (Bax et al. 2016; Chávez Michaelsen et al. 2013; Naughton-Treves 2004), y ecuatoriana. Sin embargo, en el caso de Ecuador la construcción de carreteras está ligada a concesiones petroleras (Mena et al. 2006; Sierra 2000). La pavimentación de caminos oficiales provoca deforestación directa a lo largo de las carreteras (Fearnside 2007; Asner et al. 2010) e induce la deforestación desplazada. Los pastizales a menudo se venden para convertirlos en tierras de cultivo más rentables, como la soya, y los ganaderos que han vendido sus tierras se trasladan a áreas de selva tropical para establecer nuevos ranchos (Arima et al. 2011; Richards et al. 2014).

### *19.3.2.2 Presas hidroeléctricas*

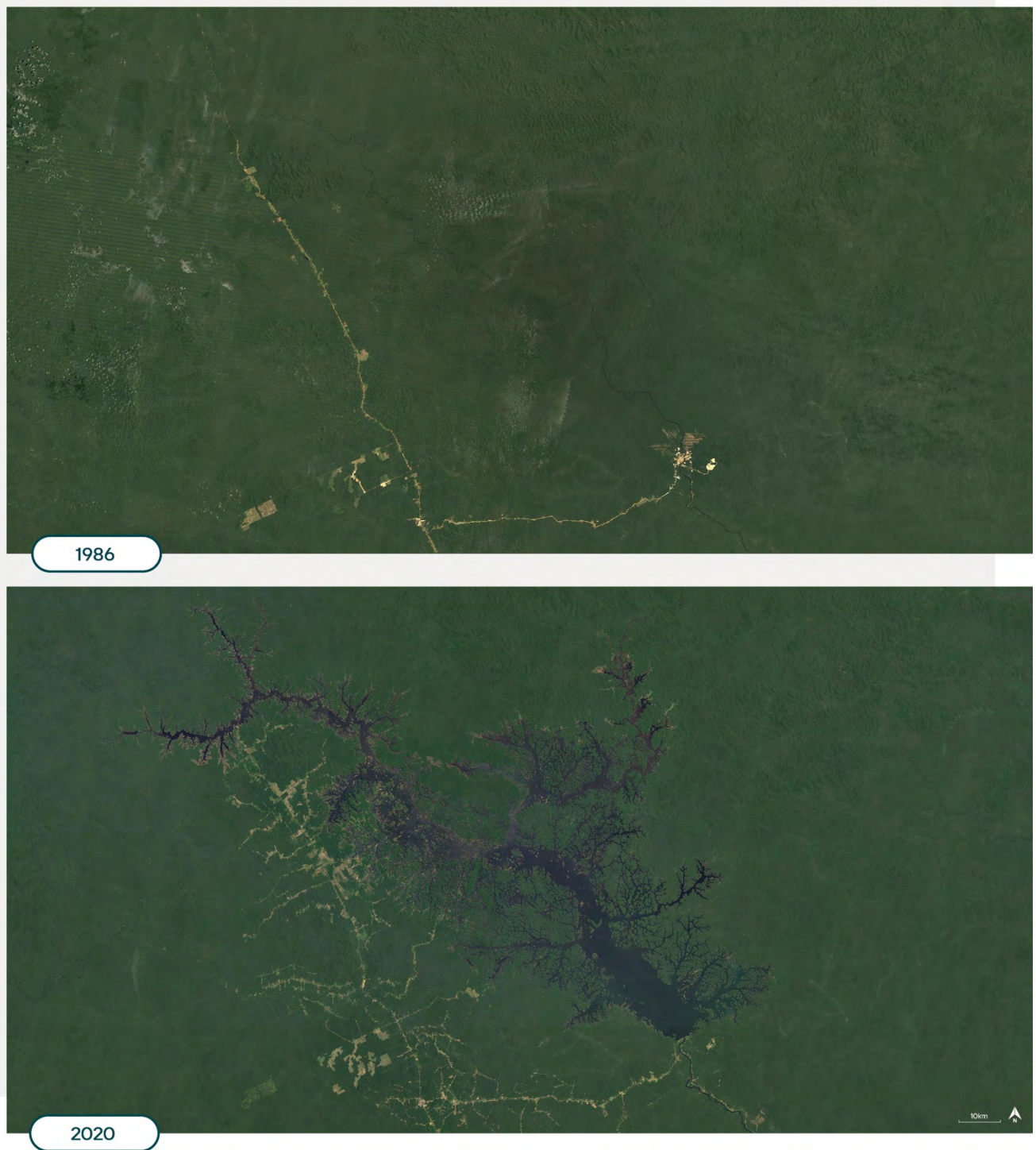
Existen recursos energéticos sustanciales en la Amazonía, algunos explotados activamente y otros como reservas potenciales (Ferreira *et al.* 2014). Actualmente hay 307 represas hidroeléctricas en operación o en construcción, con propuestas para al menos 239 más (Figura 19.7). De estas, algunas son consideradas mega-represas, de >1 GW de capacidad. Las represas hidroeléctricas no solo alteran los ecosistemas acuáticos (Capítulo 20), sino que también tienen graves consecuencias para los terrestres.

### *Impactos directos*

La mayoría de las represas hidroeléctricas requieren que se inunde un área que actúe como reservorio. Tanto los bosques de las llanuras aluviales (*várzea*) como los de las tierras altas (*tierra firme*) mueren a causa de las inundaciones de los embalses (Lees *et al.* 2016), lo que resulta en altos niveles de emisiones de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> debido a la descomposición de árboles sumergidos (Figura 19.8; ver el Capítulo 20). Aunque los bosques inundados estacionalmente pueden sobrevivir varios meses bajo el agua, mueren si se inundan todo el año. Los bosques que bordean el embalse también sufren estrés, incluyendo reducciones en las tasas de fotosíntesis de los árboles (dos Santos Junior *et al.* 2015). Dependiendo de la topografía local, después



**Figura 19.7** Represas hidroeléctricas y vías fluviales planificadas y activas en el bioma amazónico. El bioma amazónico está delineado en verde, mientras que la cuenca amazónica (utilizada en otros capítulos de este informe) está delineada en azul. Fuentes: WCS Venticinque 2016; RAISG 2020.



**Figura 19.8** Inundación del embalse de la represa Balbina en Brasil. a) Antes (1986) y b) después (2020) de la inundación. Fuente Google Earth.

de una inundación se pueden formar islas que contienen bosques de tierras altas. Las islas recién formadas sufren efectos de borde y fragmentación, ya que han quedado aisladas del resto del bosque contiguo anterior. Las islas del embalse tienen una composición de especies significativamente diferente tanto de fauna como de flora que las áreas continentales adyacentes (Tourinho 2020, Benchimol y Peres 2015), un patrón particularmente pronunciado en las islas pequeñas, donde la fauna de gran tamaño se extingue (Benchimol y Peres 2020). Los invertebrados también se ven afectados negativamente por las inundaciones; un estudio encontró que treinta años después de que se llenara el embalse, varias islas carecían por completo de especies de escarabajos coprófagos (Storck-Tonon *et al.* 2020). Las represas también afectan los bosques río abajo; los regímenes de inundación alterados pueden incluso impactar bosques a 125 km de distancia del embalse (Schongart *et al.* 2021), causando la mortalidad de árboles a gran escala (Asahira *et al.* 2017), lo que lleva a la pérdida de un hábitat crucial para una variedad de organismos (p. ej., mamíferos arbóreos, aves y plantas) que pueden extinguirse localmente (Lees *et al.* 2016). Finalmente, las represas también pueden afectar el estado de las áreas protegidas; por ejemplo, la represa São Luiz do Tapajós planificada dio como resultado que parte del Parque Nacional Amazonia fuera descatalogado en Brasil (Fearnside 2015a).

### *Impactos indirectos*

La construcción de represas hidroeléctricas también genera impactos indirectos; por ejemplo, la población atraída a la región aumenta la deforestación en el área que rodea la represa (Jiang *et al.* 2018; Velastegui-Montoya *et al.* 2020). Además, la construcción de represas a menudo genera problemas socioeconómicos, como el aumento de la violencia y la anarquía, y el desplazamiento y la destrucción de los medios de vida de las comunidades indígenas y no indígenas (Athayde *et al.* 2019; Castro-Díaz *et al.* 2018; Moran 2020; Randell 2017).

#### *19.3.2.3 Urbanización*

Aproximadamente el 70% de los amazónicos viven en centros urbanos (Padoch, C. *et al.* 2008; Parry *et al.* 2014), con la ciudad más grande, Manaus, con más de 2,2 millones de habitantes (IBGE 2021). La expansión urbana se concentra actualmente en ciudades pequeñas y medianas (Richards y VanWey 2015; Tritsch y Le Tourneau 2016) y es el resultado de varios procesos, desde la migración rural-urbana y urbana-urbana hasta el desplazamiento debido al conflicto armado y el crecimiento demográfico intrínseco (Camargo *et al.* 2020; Perz *et al.* 2010; Randell y VanWey 2014; Rudel *et al.* 2002). Ver el Capítulo 14 para obtener más detalles sobre la migración histórica a las ciudades amazónicas.

### *Impactos directos*

La expansión urbana y suburbana aumenta la deforestación (Jorge *et al.* 2020), especialmente en asentamientos fronterizos. La biodiversidad urbana amazónica está poco estudiada, pero generalmente está taxonómicamente empobrecida y típicamente dominada por un pequeño subconjunto de especies comunes que se encuentran en hábitats secundarios (Lees y Moura 2017; Rico-Silva *et al.* 2021). Como se ha observado en otros lugares, la urbanización también influye en el clima local, que se vuelve más cálido (de Oliveira *et al.* 2020; Souza *et al.* 2016).

### *Impactos indirectos*

Muchos migrantes de las zonas rurales a las urbanas siguen consumiendo los recursos forestales y, por lo tanto, desempeñan un papel en las decisiones sobre el uso de los bosques (Chaves *et al.* 2021; Padoch, C. *et al.* 2008). Por ejemplo, las encuestas de dos ciudades amazónicas en el río Madeira mostraron que el 79% de los hogares urbanos consumían carne de animales silvestres, incluyendo mamíferos terrestres y aves (Parry *et al.* 2014).

Los animales cazados para el consumo urbano pueden obtenerse de bosques ubicados a una distancia de hasta 800 kilómetros y con frecuencia incluyen especies amenazadas, como paujil negro,

armadillo gigante, tinamú gris, mono araña de cara roja, tapir de tierras bajas, tucán de pico rojo y Pecarí de labio blanco (Bodmer y Lozano 2001; Bizri *et al.* 2020; IUCN 2021; Parry *et al.* 2010, 2014).

### 19.3.2.4 Ferrocarriles y vías navegables

En todo el Amazonas, la densidad de vías férreas y vías fluviales es mucho menor que la de las carreteras (Figuras 19.6 y 19.7). Como resultado, existen pocos estudios sobre los impactos de estas formas de infraestructura en los ecosistemas terrestres (ver el Capítulo 20 para conocer los impactos de las vías fluviales en los ecosistemas acuáticos).

#### *Impactos directos*

La apertura de vías férreas en el Amazonas da como resultado la deforestación y la fragmentación del bosque cortado por la vía férrea, lo que afecta el movimiento de animales que no pueden cruzar ni siquiera los claros estrechos (Laurance *et al.* 2009). Actualmente no hay ninguna investigación publicada sobre los impactos directos de los cursos de agua en los bosques amazónicos.

#### *Impactos indirectos*

El movimiento limitado de pasajeros a lo largo de las vías férreas significa que los niveles de deforestación adyacentes son mucho más bajos en relación con las carreteras. Sin embargo, los ferrocarriles aún pueden inducir indirectamente la deforestación. Por ejemplo, entre 1984 y 2014 se perdieron aproximadamente 30.000 km<sup>2</sup> de bosques en el área de influencia del Ferrocarril Carajás en la Amazonía brasileña (Santos *et al.* 2020). Sin embargo, algunos de estos impactos son difíciles de separar de los de las carreteras construidas cerca de algunas de las estaciones de tren.

Los ferrocarriles presentan riesgos importantes para el futuro de la Amazonía. El Ferrocarril “Ferro Grão”, también ubicado en la Amazonía brasileña, uniría las áreas sojeras de Mato Grosso (la Amazonía meridional) con el puerto de Miritituba en el bajo río Tapajós, con acceso al río Amazonas (Fi-

gura 19.6). Se puede esperar que los menores costos de flete de la soya de Mato Grosso transportada por el Ferrocarril Ferro Grão contribuyan a la conversión de pasturas en soya, lo que posiblemente lleve a la deforestación desplazada, como se vio en otros lugares cuando se pavimentaron las carreteras (Fearnside y Figureido 2016). Otro ferrocarril propuesto conectaría Mato Grosso con el puerto de Bayóvar en el estado peruano de Piura (Dourojeanni 2015). Este ferrocarril, conocido como el “Ferrocarril del Pacífico” en Perú, también podría contribuir a la expansión de la soya y al desplazamiento de la deforestación en Brasil. Se espera el mismo patrón de deforestación desplazada como resultado de las vías fluviales propuestas de Tapajós y Tocantins, que estimularían la conversión de pastos en grandes tierras de cultivo (Fearnside 2001).

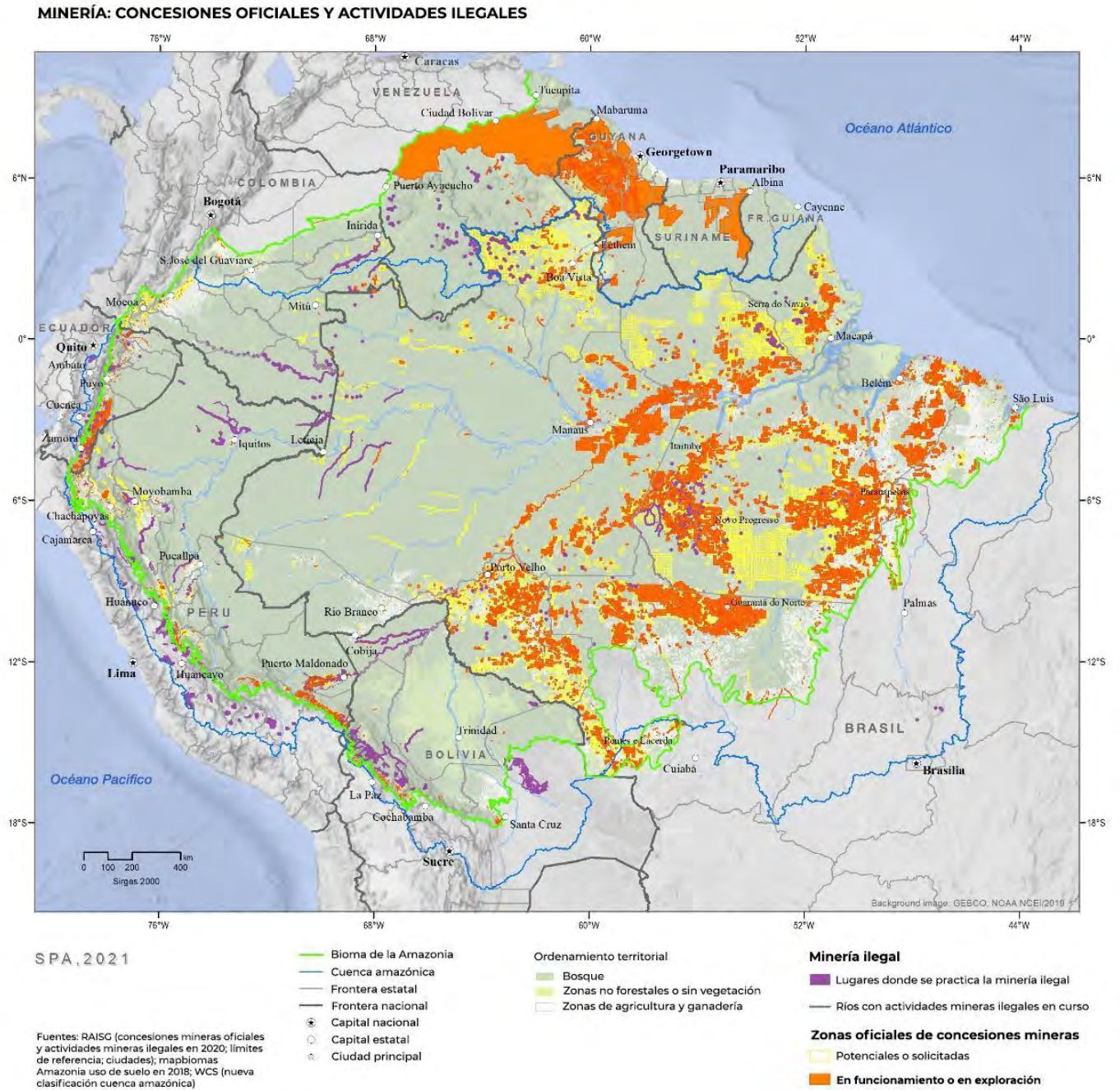
### 19.3.3. Minería

#### 19.3.3.1 Minerales

La minería es una fuente importante de impactos ambientales en la Amazonía, con 45.065 concesiones mineras en operación o en espera de aprobación, de las cuales 21.536 se superponen con áreas protegidas y tierras indígenas (Figura 19.9). Mientras que algunos minerales; como bauxita, cobre y mineral de hierro (Souza-Filho *et al.* 2021), se extraen a través de operaciones legales realizadas por grandes corporaciones (Sonter *et al.* 2017), la minería de oro es en gran medida ilegal (Asner y Tupayachi 2017; Sousa *et al.* 2011). A pesar de su ilegalidad, la minería de oro ha dejado de ser artesanal y ahora es una actividad semi mecanizada que emplea maquinaria grande y costosa, como perforadoras de prospección y excavadoras hidráulicas (Massaro y de Theije 2018; Springer *et al.* 2020; Tedesco 2013).

#### *Impactos directos*

En general, la extensión de la deforestación impulsada por la minería es mucho menor que la causada por la expansión agrícola (ver la Sección 19.3.1). Sin embargo, todavía representa el princi-



**Figura 19.9** Minería ilegal (púrpura) y legal que está planificada (amarillo) o en producción (naranja) en toda la Amazonía. El bioma de la Amazonía está delineado en verde, mientras que la cuenca del Amazonas (usada en otros capítulos) está delineada en azul. Fuentes: WCS-Venticinque 2016; RAISG 2020.

pal impulsor de la pérdida de bosques en la Guayana Francesa, Guyana, Surinam y partes de Perú (Dezécache *et al.* 2017; Caballero-Espejo *et al.* 2018). Por ejemplo, en Guyana, la minería condujo a la pérdida de c. 89.000 ha de bosques entre 1990 y 2019, un área 18 veces mayor que la pérdida por la expansión agrícola en el mismo período (Guyana Forestry Commission 2020). En Surinam, el 71% de la deforestación se atribuye a la minería (República de Surinam 2019).

En el sureste de la Amazonía peruana, aproximadamente 96 000 ha fueron deforestadas debido a la minería entre 1985 y 2017 (Caballero-Espejo *et al.* 2018), incluyendo áreas dentro de la Reserva Nacional Tambopata y su zona de amortiguamiento (Asner y Tupayachi 2017). En un solo año, la deforestación por la minería aurífera en la región de Madre de Dios resultó en la pérdida directa de c. 1,12 Tg C (Csillik y Asner 2020).

Otro impacto directo de la minería es la pérdida potencial de biodiversidad en uno de los ecosistemas más pequeños de la Amazonía, las cangas. Este es un ecosistema similar a una sabana ferruginosa asociado con afloramientos de piedra de hierro en el este del Amazonas (Skiryicz *et al.* 2014). Originalmente ocupaba un área de 144 km<sup>2</sup>, pero el 20% de esta área se ha perdido debido a la extracción de mineral de hierro (Souza-Filho *et al.* 2019). A pesar de la pequeña área ocupada, las cangas amazónicas tienen 38 plantas vasculares endémicas, 24 de las cuales son consideradas raras (Giulietti *et al.* 2019). Las cangas también son ricas en fauna cavernícola endémica (Giupponi y Miranda 2016; Jaffé *et al.* 2018). Poco se sabe sobre los impactos de la minería en este ecosistema único. Los impactos directos e indirectos de la minería en los ecosistemas acuáticos y el bienestar humano se abordan en los Capítulos 20 y 21, respectivamente.

### *Impactos indirectos*

Los impactos indirectos de las actividades mineras suelen ser mayores que los directos. En Brasil, por ejemplo, la minería fue responsable de la pérdida de 11.670 km<sup>2</sup> de bosques amazónicos entre 2000

y 2015, lo que corresponde al 9% de toda la deforestación en ese período (Sonter *et al.* 2017), con efectos que se extienden 70 km más allá de los límites de las concesiones mineras. La minería también estimula la pérdida de bosques al motivar la construcción de carreteras y otras infraestructuras de transporte que conducen a altos niveles de migración humana y la consiguiente deforestación (Fearnside 2019; Sonter *et al.* 2017). El Ferrocarril de Carajás, en la Amazonía brasileña, es un ejemplo de ello (ver la Sección 19.3.2.4). Finalmente, la minería puede conducir a un aumento de la tala y la deforestación para la producción de carbón vegetal, especialmente para ser utilizado en la producción de arrabio (Sonter *et al.* 2015).

### 19.3.3.2 Petróleo y gas

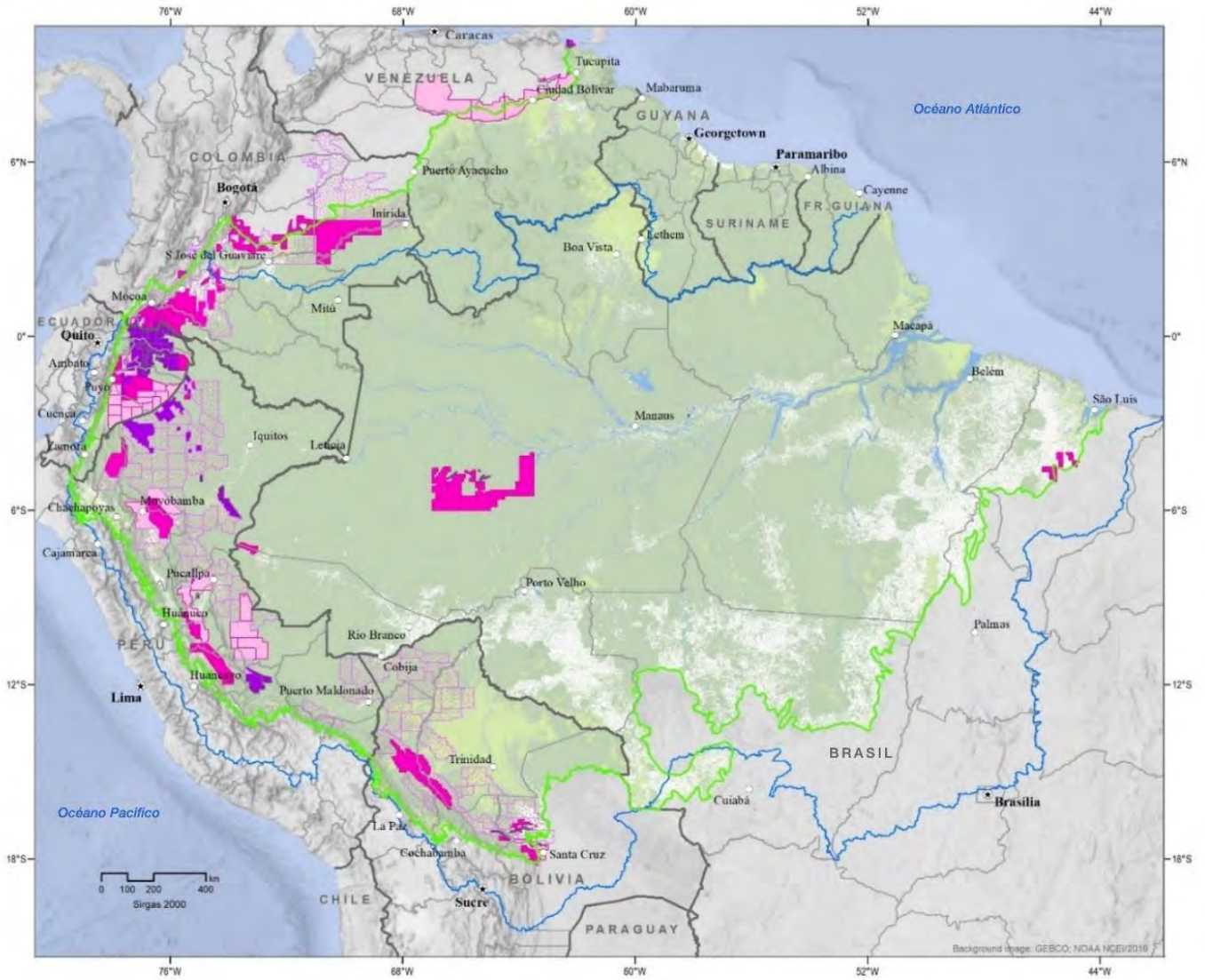
La explotación de petróleo y gas ocurre principalmente en la Amazonía occidental, donde la explotación de petróleo crudo comenzó en la década de 1940 y creció sustancialmente a partir de la década de 1970 (Finer *et al.* 2009; San Sebastián y Hurtig 2004). Actualmente, 192 concesiones de petróleo y gas están en producción y 33 en exploración; algunos de estos se superponen con áreas protegidas y tierras indígenas (Figura 19.10).

### *Impactos directos*

Las principales amenazas del desarrollo de hidrocarburos incluyen la deforestación y los derrames de petróleo, como ha ocurrido en numerosas ocasiones en Colombia, Ecuador y Perú (Cardona 2020; San Sebastián y Hurtig 2004; Vargas-Cuentas y González 2019). Por ejemplo, en el nororiente amazónico ecuatoriano se produjeron 464 derrames de petróleo entre 2001 y 2011, por un total de 10.000 toneladas métricas de crudo vertidas al medio ambiente (Durango-Cordero *et al.* 2018). Esto corresponde a aproximadamente el 25% de la cantidad filtrada en el derrame de petróleo de Exxon Valdez. Sin embargo, la cantidad de derrames de petróleo en la Amazonía se subestima en gran medida (Orta-Martínez *et al.* 2007). Los impactos de los derrames de petróleo en los ecosistemas terrestres siguen siendo poco conocidos. Sin embargo, se ha



**OIL AND GAS LEASES ACROSS AMAZON**



SPA, 2021

- Bioma de la Amazonia
- Cuenca del Amazonas
- Frontera estatal
- Frontera nacional
- Capital estatal/nacional

- Ordenamiento territorial**
- Bosque
  - Zonas no forestales o sin vegetación
  - Áreas de agricultura y ganadería

**Bloques de petróleo y Gas**

- Produciendo
- Proyectados
- Solicitados
- Potencial

Fuentes: RAISG (bloques de gas y petróleo en 2020; límites de referencia; ciudades); mapbiomas Amazonia (uso del suelo en 2018); WCS (nueva clasificación cuenca amazónica)

**Figura 19.10** Arrendamientos de petróleo y gas en la Amazonía. El bioma amazónico está delineado en verde, mientras que la cuenca amazónica (utilizada en otros capítulos de este informe) está delineada en azul. Fuentes: WCS-Venticinque 2016; RAISG 2020.

reportado que tapires de tierras bajas, pacas, pecaríes de collar y venados colorados consumen suelo y agua contaminados por petróleo derramado de tanques de petróleo y pozos abandonados (Orta-Martínez *et al.* 2018). No está claro cómo este consumo puede afectar a las poblaciones animales.

### *Impactos indirectos*

Como es el caso de la explotación de minerales, los efectos indirectos de la explotación de petróleo y gas en los ecosistemas terrestres eclipsan a los directos. La construcción de una gran red de carreteras para acceder a los campos petroleros ha llevado a la colonización de áreas previamente remotas, especialmente en Ecuador, lo que ha resultado en una mayor deforestación (Bilsborrow *et al.* 2004). Las poblaciones de animales alrededor de estos caminos se ven afectadas negativamente (Zapata-Ríos *et al.* 2006), con un descenso del 80% en mamíferos grandes y medianos y aves de caza (Suárez *et al.* 2013). Algunos de estos caminos penetran en áreas protegidas y tierras indígenas, donde han provocado deforestación, fragmentación de hábitats, tala, caza excesiva, colisiones entre vehículos y vida silvestre y erosión del suelo (Finer *et al.* 2009).

### **19.4 Degradación: Una descripción general de los factores e impactos directos**

La degradación forestal se define como la reducción de la capacidad general de un bosque para suministrar bienes y servicios (Parrotta *et al.* 2012), lo que representa una pérdida de valor ecológico del área afectada (Putz y Redford 2010). Si bien la deforestación es binaria (es decir, el bosque está presente o ausente), la degradación forestal se caracteriza por un gradiente de impacto, que va desde bosques con una pérdida de valor ecológico pequeña, aunque significativa, hasta aquellos que sufren una alteración grave de las funciones y procesos de los ecosistemas (Barreto *et al.* 2021; Berenguer *et al.* 2014; Longo *et al.* 2020). En total, c. 1 millón de km<sup>2</sup> de bosques amazónicos se degradaron para 2017 (Figura 19.11), equivalente al 17% del bioma, principalmente en Brasil (Bullock, Wood-

cock, Souza, *et al.* 2020). Estos bosques degradados son una parte persistente del paisaje, ya que solo el 14% de ellos fueron deforestados posteriormente (Bullock, Woodcock, Souza, *et al.* 2020).

Varias perturbaciones antropogénicas actúan como impulsores directos de la degradación forestal en la Amazonía (Figura 19.12), como los incendios del sotobosque, la tala selectiva, los efectos de borde, la caza y el cambio climático (Andrade *et al.* 2017; Barlow *et al.* 2016; Bustamante *et al.* 2016; Phillips *et al.* 2017). Un bosque puede degradarse por la ocurrencia de una o varias perturbaciones (Michalski y Peres 2017; Nepstad *et al.* 1999). Por ejemplo, un fragmento de bosque que experimenta efectos de borde también puede ser talado y/o quemado (Figura 19.13). Entre 1995 y 2017, el 29% de los bosques degradados en todo el bioma experimentaron múltiples perturbaciones (Bullock, Woodcock, Souza, *et al.* 2020). Además, el cambio climático es un factor omnipresente de degradación que afecta a todos los bosques amazónicos, estén o no degradados (ver el Capítulo 24).

Un bosque amazónico perturbado puede caracterizarse como degradado debido a cambios significativos en su estructura, microclima y biodiversidad, todos los cuales impactan las funciones y procesos del ecosistema. Por ejemplo, los incendios del sotobosque, la tala selectiva y los efectos de borde pueden provocar una mortalidad elevada de los árboles, una mayor dominancia de las lianas, una mayor presencia de claros en el dosel, una disminución del área basal del bosque y las reservas de carbono, cambios en la densidad de los tallos y una disminución de la presencia de árboles grandes, acompañado de un aumento en la ocurrencia de individuos de pequeño diámetro (Alencar *et al.* 2015; Balch *et al.* 2011; Barlow y Peres 2008; Berenguer *et al.* 2014; Brando *et al.* 2014; Laurance *et al.* 2006, 2011; Pereira *et al.* 2002; Schulze y Zweede 2006; Silva *et al.* 2018; Uhl y Vieira 1989). Estos cambios estructurales pueden dar como resultado una intensidad de luz, una temperatura, una exposición al viento y un déficit de presión de vapor significativamente mayores, así como una menor humedad del aire y del suelo (Balch *et al.* 2008; Kapos 1989;



**Figura 19.11** Bosques degradados (rojo) y deforestado (blanco) en la cuenca del Amazonas. El bioma del Amazonas está delineado en verde, mientras que los límites amazónicos utilizados en otros capítulos de este informe están delineados en azul. Fuentes: Bullock, Woodcock, Souza, et al., 2020; Mappbiomas 2020.

Laurance *et al.* 2011; Mollinari *et al.* 2019).

Estos cambios abióticos y afectan la biodiversidad, que se ve afectada aún más por la caza. Las comunidades tanto de fauna como de flora experimentarán cambios en su composición y funcionalidad, y algunas especies disminuirán severamente, lo que conducirá a extinciones locales (Barlow *et al.* 2016; de Andrade *et al.* 2014; Miranda *et al.* 2020; Paolucci *et al.* 2016; Zapata-Ríos *et al.* 2009). La duración de los impactos de las perturbaciones antropogénicas en los bosques amazónicos varía según la naturaleza, frecuencia e intensidad de la perturbación; mientras que los bosques explotados pueden volver a las reservas de carbono de referencia en unas pocas décadas (Rutishauser *et al.* 2015), es posible que los bosques quemados nunca recuperen sus existencias originales (Silva *et al.* 2018). La recuperación de bosques degradados también depende de su contexto paisajístico, es decir, si hay bosques cercanos que puedan actuar como fuentes de sem-

illas y animales, acelerando así la recuperación.

Hay una gran brecha en nuestra comprensión de los impactos regionales de la degradación forestal; una brecha de conocimiento con una necesidad urgente de ser llenada. A nivel mundial, el principal impacto de la degradación forestal es un aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero debido a la pérdida de carbono (Aguiar *et al.* 2016). Se estima que las emisiones de CO<sub>2</sub> resultantes de la degradación forestal ya superan a las de la deforestación (Baccini *et al.* 2017; Qin *et al.* 2021).

### 19.4.1 Incendios de sotobosque

En la mayoría de los años, y en la mayoría de los bosques no perturbados, la alta carga de humedad en el sotobosque de los bosques primarios amazónicos mantiene los niveles de inflamabilidad cerca de cero (Nepstad *et al.* 2004, Ray *et al.* 2005, 2010).



Figura 19.12 Impulsores directos de la degradación forestal en la Amazonía, así como sus impactos directos a escala local y global.



**Figura 19.13** Un pequeño fragmento de bosque, rodeado de campos de soya, que ha sido talado selectivamente y luego quemado durante El Niño de 2015, en Belterra, Brasil. Foto: Marizilda Cruppe/Rede Amazônia Sustentável.

Sin embargo, cada año se queman miles de hectáreas de bosques en la cuenca (Aragão *et al.* 2018; Withey *et al.* 2018). Estos incendios de sotobosque, también llamados incendios forestales o incendios forestales se propagan lentamente, tienen llamas de 10-50 cm de altura y liberan poca energía ( $\leq 250$  kW/m) (Brando *et al.* 2014, Cochrane 2003). Sin embargo, sus impactos pueden ser enormes ya que los bosques amazónicos no han evolucionado junto con los incendios.

#### *Impactos Indirectos*

Los incendios del sotobosque causan importantes impactos ecológicos a largo plazo. Provocan altos niveles de mortalidad de tallos, afectando negativamente las reservas de carbono (Barlow *et al.* 2003; Berenguer *et al.* 2014; Brando *et al.* 2019), y los bosques tardan muchos años en recuperarse. Un estudio realizado en la Amazonía estimó que los bosques quemados tienen reservas de carbono un 25% más bajas de lo esperado 30 años después de los incendios, con dinámicas de crecimiento y mortalidad que sugieren que la recuperación se ha estancado (Silva *et al.* 2018). Los impactos de los incendios también varían regionalmente. Las tasas de mortalidad tienden a ser más bajas en los bosques de las regiones más secas de la Amazonía, lo que podría reflejar la variación regional en el gro-

so de la corteza (Staver *et al.* 2020). Los impactos son mucho mayores en bosques inundados que en *tierra firme* (Cuadro 19.4). En el sur de la cuenca, en el ecotono entre la Amazonía y el Cerrado, se han observado especies de gramíneas nativas y exóticas que invaden los bosques quemados (Silvério 2013); un patrón no registrado en ninguna otra parte de la región. En el suroeste de la cuenca, los bosques quemados han experimentado un aumento de la dominancia de las especies nativas de bambú (Silva *et al.* 2021). Tanto la invasión de pasto como la de bambú aumentan significativamente la inflamabilidad de estos bosques ya quemados (Dalgagnol *et al.* 2018; Silverio *et al.* 2013).

La alta mortalidad de los árboles causada por los incendios del sotobosque conduce a cambios taxonómicos y funcionales significativos en la comunidad vegetal, que pierde especies clímax de alta densidad de madera y ve un predominio de las pioneras de madera ligera (Barlow *et al.* 2012; Berenguer *et al.* 2018). Actualmente se desconoce si los bosques quemados finalmente volverán a su composición original de comunidad de plantas. Debido a los cambios en la estructura del bosque y en la abundancia de árboles frutales, la fauna también se ve afectada por los incendios del sotobosque. Por ejemplo, los incendios extirpan muchas aves y mamíferos especialistas en bosques, al tiempo que favorecen a las especies que se encuentran en los bordes de los bosques y en los bosques secundarios (Barlow y Peres 2004, 2006). Además, los incendios del sotobosque afectan negativamente la abundancia de varios órdenes de invertebrados de la hojarasca, como Coleoptera, Collembola, Dermaptera, Diptera, Formicidae, Isoptera, Hemiptera y Orthoptera (França *et al.* 2020; Silveira *et al.* 2010). Estos cambios son duraderos incluso en bosques continuos donde no debería haber barreras para la recolonización (Mestre *et al.* 2013). Todos estos impactos directos de un bosque secundario joven, con un dosel abierto y pocos árboles grandes (Barlow y Peres 2008).

### Cuadro 19.4 Impactos de los incendios forestales en los bosques de llanuras aluviales

Aunque los bosques de las llanuras aluviales amazónicas se inundan durante varios meses cada año, son notablemente inflamables en comparación con los bosques de *tierra firme*, particularmente en los ríos de aguas negras (Flores *et al.* 2014, 2017; Resende *et al.* 2014; Nogueira *et al.* 2019). Debido a las inundaciones, la hojarasca del bosque tarda más en descomponerse y acumularse, formando una estera de raíces (raíces finas y humus) en la capa superior del suelo que puede propagar incendios latentes durante sequías extremas (dos Santos y Nelson 2013, Flores *et al.* 2014). En comparación con los bosques de *tierra firme*, el sotobosque de los bosques de planicies aluviales también es un poco más abierto, lo que permite que el combustible se seque más rápido (Almeida *et al.* 2016). Como resultado, cuando los incendios forestales se propagan, pueden ser intensos y matar hasta el 90% de todos los árboles por sus sistemas de raíces (Flores *et al.* 2014; Resende *et al.* 2014). Después de un solo incendio, los bosques aún pueden recuperarse lentamente, pero siguen siendo vulnerables a los incendios recurrentes durante décadas. A lo largo del Río Negro medio, por ejemplo, la mitad de todos los bosques quemados fueron afectados por otro incendio, lo que provocó que quedaran atrapados en un estado de vegetación abierta (Flores *et al.* 2016). La evidencia reciente revela que después de un primer incendio, la capa superior del suelo de los bosques inundables comienza a perder nutrientes y sedimentos finos y a ganar arena. Al mismo tiempo, la composición de los árboles cambia, y las especies típicas de las sabanas de arena blanca se vuelven dominantes, junto con las plantas herbáceas nativas. En solo 40 años, los bosques de suelo arcilloso son reemplazados por sabanas de arena blanca debido a los repetidos incendios forestales (Flores *et al.* 2021). Los bosques de llanuras aluviales son, por lo tanto, ecosistemas frágiles e inflamables, y debido a que están muy extendidos por toda la Amazonía, pueden potencialmente propagar incendios en regiones remotas (Flores *et al.* 2017) que podría acelerar los puntos de inflexión a gran escala (ver el Capítulo 24). Los planes para manejar los incendios en la Amazonía deben tener en cuenta la existencia de estos ecosistemas de llanuras aluviales inflamables, para evitar que los incendios se propaguen cuando ocurra la próxima gran sequía.

#### *Futuro de los incendios y sus impactos*

Las interacciones entre el cambio climático y el uso de la tierra en la Amazonía pueden crear las condiciones necesarias para incendios más extensos e intensos (Malhi *et al.* 2008, de Faria *et al.* 2017, Brando *et al.* 2019). A medida que cambia el clima, esperamos observar una mayor frecuencia de eventos climáticos extremos y condiciones climáticas más cálidas (Le Page *et al.* 2017, de Faria *et al.* 2017, Fonseca *et al.* 2019). Al mismo tiempo, la deforestación continúa promoviendo la fragmentación de los bosques y los efectos de borde asociados son mucho mayores en los bosques que se han quemado varias veces, en los que la estructura se parece más a eso (Alencar *et al.* 2006, Armenteras *et al.* 2017). En algunas regiones de la Amazonía, ya podemos observar cómo las interacciones entre ta-

les factores han contribuido a incendios de sotobosque mayores y más frecuentes que han quemado cerca de 85.000 km<sup>2</sup> de bosques primarios en el sur de la Amazonía durante la década de 2000 (Morton *et al.* 2013, Aragão *et al.* 2018). A medida que los cambios en el clima y el uso de la tierra continúen en un futuro cercano, pueden desencadenar incendios que quemen áreas aún más grandes (Le Page *et al.* 2017, Brando *et al.* 2020). En consecuencia, los incendios podrían convertirse en la principal fuente de emisiones de carbono en la Amazonía, superando a las asociadas a la deforestación (Aragão *et al.* 2018, Brando *et al.* 2020).

Un motivo importante de preocupación es que las transformaciones actuales en los bosques causadas por el cambio climático y del uso de la tierra no solo quemarán grandes áreas, sino que también

matarán más árboles de los que matan actualmente. En el sureste de la Amazonía, para un aumento de 100 kW/m en la intensidad de la línea de fuego, la mortalidad de los árboles aumentó en un 10% (Brando *et al.* 2014). Con más bordes y condiciones climáticas más secas, esperamos que la intensidad de la línea de fuego aumente considerablemente, lo que podría causar la muerte de muchos más árboles y, posteriormente, generar aún más emisiones de CO<sub>2</sub>. Además, algunas proyecciones apuntan a una posible expansión de la geografía del fuego a áreas históricamente más húmedas, un efecto probable de la combinación del cambio climático y del uso de la tierra.

### 19.4.2 Efectos de borde

Entre 2001 y 2015, se crearon alrededor de 180.000 km<sup>2</sup> de bordes de bosque en la Amazonía (Silva Junior *et al.* 2020). La proliferación resultante en el hábitat de borde, a menudo sin un "núcleo" de hábitat, es omnipresente en los paisajes de frontera agrícola en la Amazonía Brasileña (Broadbent *et al.* 2008; Fearnside 2005; Numata *et al.* 2017; C. H. L. Silva *et al.* 2018), boliviana (Paneque-Gálvez *et al.* 2013), colombiana, ecuatoriana y peruana (Armenteras y Barreto *et al.* 2017).

#### *Impactos directos*

A escala local, los aumentos en la intensidad de la luz, la temperatura del aire, el déficit de presión de vapor y la exposición al viento, acompañados de disminuciones en la humedad del aire y del suelo, dan como resultado la desecación alrededor de los bordes (Broadbent *et al.* 2008; Kapos 1989; Laurance *et al.* 2018), que puede extenderse cientos de metros hacia los bosques adyacentes (Briant *et al.* 2010). Este cambio en el microclima contribuye a una elevada mortalidad de los árboles, lo que a su vez conduce al colapso de la biomasa, especialmente dentro de los primeros 100 m del borde del bosque (Laurance *et al.* 1997; Numata *et al.* 2011). En toda la Amazonía, se perdieron 947 Tg C entre 2001 y 2015 debido a efectos de borde, lo que representa un tercio de las pérdidas por deforestación en el mismo período (Silva Junior *et al.* 2020).

Las pérdidas de carbono no se compensan con el crecimiento o el reclutamiento de árboles; Los bordes de los bosques sufren un cambio drástico en la composición de especies, siendo dominados por lianas y árboles de menor tamaño y con menor densidad de madera, que almacenan menos carbono (Laurance *et al.* 2006; Michalski *et al.* 2007). En última instancia, la proliferación de árboles pioneros hace que los bosques cercanos a los bordes presenten densidades de árboles más altas que los más alejados (Laurance *et al.* 2011).

No es solo la flora la que se ve directamente afectada por los efectos de borde; Tanto la fauna de vertebrados como la de invertebrados también experimentan cambios considerables en su composición y funcionalidad, con algunas especies prosperando mientras que otras decaen (Bitencourt *et al.* 2020; Santos-Filho *et al.* 2012). En general, las especies generalistas se ven favorecidas por los hábitats de borde, mientras que las especies especialistas quedan restringidas al núcleo del bosque. Esto puede llevar a la extinción local de especies especializadas incapaces de adaptarse a nuevas condiciones alteradas, favoreciendo especies especializadas en bordes y claros o incluso facilitando la colonización y la expansión del área de distribución de especies no forestales (Palmeirim *et al.* 2020; Mahood, Lees y Peres 2012; Rutt *et al.* 2019). Por ejemplo, los ungulados evitan los bordes de los bosques, mientras que los roedores tienen abundancias similares en los bordes o núcleos de los bosques (Norris *et al.* 2008). Entre los invertebrados, un ejemplo llamativo es el de las hormigas cortadoras de hojas; Dentro de los primeros 50 m del borde de un bosque, la densidad de colonias aumenta casi 20 veces en comparación con el interior del bosque (Dohm *et al.* 2011).

#### *Impactos indirectos*

Los bordes de los bosques son más susceptibles a otros tipos de perturbaciones (Brando *et al.* 2019), especialmente incendios de sotobosque (Armenteras, González, *et al.* 2013; Devisscher *et al.* 2016; C. H. L. Silva *et al.* 2018). Esto está mediado por cambios en la estructura y composición de la vegeta-

ción, además de las alteraciones microclimáticas que ocurren cuando se crea un borde (Cochrane 2003), las cuales son exacerbadas por el cambio climático (Cochrane y Laurance 2008; Cochrane y Barber 2009). Las regiones de bosques fragmentados en la cuenca experimentan una mayor frecuencia de incendios forestales, incluyendo Bolivia (Maillard *et al.* 2020), Brasil (Silva *et al.* 2018; S. S. da Silva *et al.* 2018; Silvério *et al.* 2018), y Colombia (Armenteras, Barreto, *et al.* 2017; Armenteras, González, *et al.* 2013).

### 19.4.3 Tala

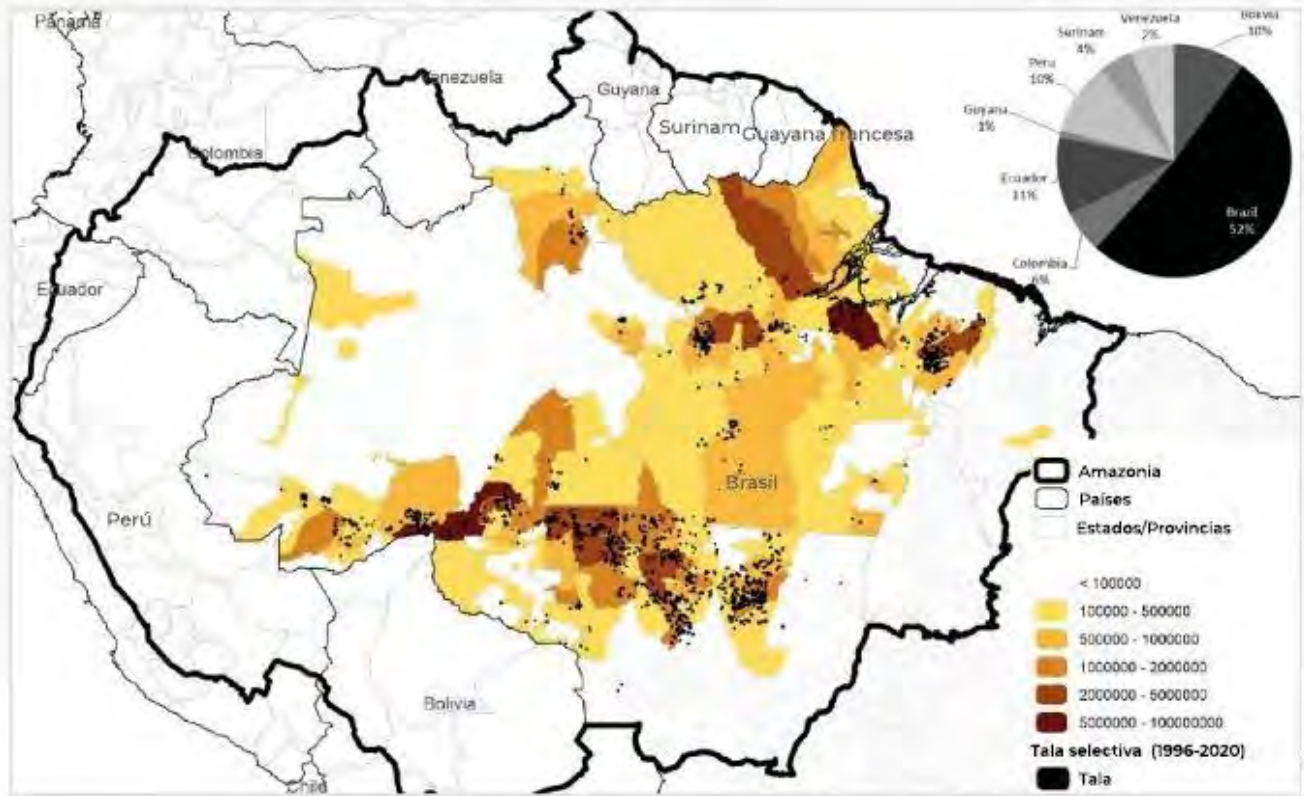
La producción de madera a través de la tala selectiva es una de las actividades más importantes en las áreas de bosques tropicales (Edwards *et al.* 2014). Los países Panamazónicos representan el 13% de la producción de madera aserrada tropical, donde solo Brasil es responsable de más de la mitad (52%) de la producción seguido por Ecuador (11%), Perú (10%) y Bolivia (10%). Venezuela, Colombia, Surinam y Guyana representan el 17% restante (OIMT 2020) (Figura 19.14). El alcance de las actividades madereras en los países amazónicos también es grande. En la Amazonía brasileña, la tala selectiva afecta un área tan grande como la deforestada anualmente (Asner *et al.* 2005, 2009; Matricardi *et al.* 2020), concentrada principalmente a lo largo de la frontera de deforestación y los principales centros madereros circundantes (SFB e IMAZON 2010). La tala selectiva es el segundo impulsor más común de la degradación forestal en la Amazonía brasileña, solo detrás de los efectos de borde (Matricardi *et al.* 2020).

#### *Impactos directos*

La ilegalidad de la tala en los países de la cuenca amazónica se asocia comúnmente con las prácticas de tala convencional, que difieren de la tala de impacto reducido (TIR). La tala convencional extrae una mayor cantidad de madera por hectárea (por ejemplo, volumen y número de especies) y no sigue un plan de extracción de infraestructura coherente que permitiría un menor impacto para

la cosecha futura (es decir, menos caminos y plataformas de tala) (Lima *et al.* 2020; Sist y Ferreira 2007). Las prácticas de tala convencionales aumentan la compactación del suelo debido a las pistas de arrastre no planificadas (DeArmond *et al.* 2019), y tienen un mayor impacto en la reducción de las reservas de carbono (Sasaki *et al.* 2016), aumentando la necro masa y la caída de árboles (Palace *et al.* 2007; Schulze y Zweede 2006), y aumentando las emisiones de CO<sub>2</sub> (hasta un 30%) en comparación con los bosques no explotados (Blanc *et al.* 2009; Pearson *et al.* 2014). Además, las prácticas convencionales de tala tienen mayores impactos sobre la biodiversidad en comparación con la TIR, incluyendo la reducción de la abundancia, riqueza y diversidad filogenética y funcional de las especies, principalmente durante los primeros años después de la tala (Azevedo-Ramos *et al.* 2006; Jacob *et al.* 2021; Mestre *et al.* 2020; Montejo-Kovacevich *et al.* 2018). Los cambios en la riqueza y abundancia de especies pueden explicarse en parte por los aumentos posteriores a la tala en el estrés fisiológico de los individuos (França *et al.* 2016). En última instancia, estos conducen a impactos posteriores en los procesos del ecosistema; por ejemplo, en la Amazonía brasileña, la tala selectiva condujo a la disminución de la riqueza de escarabajos coprófagos y cambió significativamente la composición de su comunidad, lo que a su vez disminuyó las tasas de bioturbación del suelo, una función realizada por estos animales (França *et al.* 2017). Las distintas prácticas de tala también afectan la dinámica y los servicios de los ecosistemas en los bosques talados en la Amazonía. La tala afecta los flujos de energía y agua debido a los cambios en el albedo y la rugosidad de la superficie causados por los altos niveles de apertura del dosel, principalmente a corto plazo (1 a 3 años) (Huang *et al.* 2020). Estas prácticas también promueven temperaturas más cálidas dentro del bosque (Mollinari *et al.* 2019), y dependiendo de la intensidad de extracción, se compromete la recuperación de biomasa para posteriores ciclos de corta.





**Figura 19.14** Tala selectiva en la Amazonía. Gráfico circular: distribución de la producción de madera en los países amazónicos (OIMT 2021). Mapa - producción de madera legal por municipio brasileño de 2010 a 2019 (IBGE 2020).

### Impactos indirectos

La red de carreteras creada por la tala selectiva brinda acceso a nuevos cotos de caza (Robinson *et al.* 1999), lo que puede conducir a la disminución de las poblaciones animales. La tala también facilita la ocurrencia de incendios de sotobosque; El intenso daño del dosel causado por las actividades de tala conduce a cambios en el microclima en los primeros dos años posteriores a las operaciones de tala (Mollinari *et al.* 2019). Por lo tanto, es más probable que los bosques más cálidos y secos sufran incendios de sotobosque (Uhl y Vieira, 1989).

#### 19.4.4 Caza

Actualmente, hay una disminución continua de la población de muchas especies de mamíferos, reptiles y aves asociadas con la sobreexplotación, que

está sesgada hacia las especies de cuerpo grande. Los resultados de esta defaunación pueden tener profundas consecuencias para la composición de especies, la biomasa de la población, los procesos del ecosistema y el bienestar humano en los paisajes amazónicos sobreexplotados.

La explotación comercial de pieles de animales en el siglo XX fue intensa; Entre 1904 y 1969, se estima que 23,3 millones de mamíferos y reptiles salvajes de al menos 20 especies fueron cazados comercialmente por sus pieles (Antunes *et al.* 2016). Esta explotación comercial ahora se ha reducido mucho, aunque anualmente se exportan aproximadamente 41.000 pieles de pecarí (principalmente pecarí de collar, *Pecari tajacu*) para la industria de la moda (Sinovas *et al.* 2017). La explotación ahora es predominantemente para la alimentación, y Peres *et al.* (2016) estima que la caza afecta el 32% de los

bosques remanentes en la Amazonía brasileña (~1M km<sup>2</sup>), con un fuerte agotamiento de grandes poblaciones de vertebrados en las cercanías de asentamientos, caminos y ríos (Peres y Lake 2003).

### *Impactos directos*

Los impactos varían entre especies dependiendo de sus características de historia de vida; Los taxones que suelen ser longevos, con bajas tasas de natalidad y generaciones largas son más vulnerables a la extinción local (Bodmer *et al.* 1997). Por ejemplo, en el sureste de Perú, la cacería resultó en la extirpación local de especies de primates grandes y redujo las poblaciones de primates medianos en un 80% (Núñez-Iturri y Howe 2007). La vulnerabilidad a la caza también puede verse exacerbada por peculiaridades biogeográficas, ya que la caza representa una gran amenaza para las especies micro endémicas como el trompetista de alas negras (*Psophia obscura*) o las especies terrestres restringidas a hábitats específicos que son más accesibles como el paujil barbudo (*Crax globulosa*), que se encuentra solo a lo largo de bosques ribereños más accesibles. La pérdida de hábitat, la fragmentación y las perturbaciones provocadas por el hombre, como la tala y los incendios forestales, interactúan de manera sinérgica con la caza al reducir y aislar a las poblaciones que no utilizan la matriz del hábitat no forestal, lo que inhibe los "efectos de rescate" de los bosques vecinos y, por lo tanto, la dinámica fuente-sumidero. (Peres 2001). Además, hay evidencia de impactos subletales de la caza en vertebrados amazónicos, encontrándose plomo en los hígados de especies de caza amazónicas (Cartró-Sabaté *et al.* 2019).

Aunque la caza representa el principal impulsor de la defaunación directa, existen otros impulsores de pérdida, incluyendo los conflictos entre humanos y vida silvestre que surgen de la depredación del ganado por parte del jaguar (*Panthera onca*) (Michalski *et al.* 2006) y las águilas arpías (*Harpia harpyja*) (Trinca *et al.* 2008). El comercio de vida silvestre también afecta a un conjunto diverso de taxones; por ejemplo, las exportaciones de loros vivos promedian 12.000 aves al año, en su mayoría

individuos capturados en la naturaleza de Guyana, Perú y Surinam (Sinovas *et al.* 2017) y se estimó que ~4000 monos nocturnos (*Aotus* sp.) fueron vendidos a un laboratorio biomédico en el lado colombiano de la región de la triple frontera del noroeste de la Amazonía (Maldonado *et al.* 2009). El agotamiento directo para el comercio de mascotas tiene una larga historia y probablemente provocó la extinción regional de especies como el periquito dorado (*Guaruba guarouba*) desde mediados del siglo XIX (Moura *et al.* 2014). Aunque el comercio se ha reducido mediante estrategias efectivas de comando y control, sigue siendo la principal amenaza para las especies en peligro crítico de la región, como el pinzón de semillas de pico grande (*Sporophila maximiliani*) (Ubaid *et al.* 2018).

### *Impactos indirectos*

La caza excesiva puede tener impactos generalizados en los bosques amazónicos al interrumpir o eliminar por completo el control 'descendientes' en los ecosistemas que están mediados por depredadores y herbívoros de cuerpo grande, lo que lleva a una alteración generalizada y potencialmente irreversible del ecosistema y a la pérdida de resiliencia y función (Ripple *et al.* 2016). La caza excesiva interrumpe las interacciones ecológicas entre las plantas y sus dispersores de semillas, ya que algunos mamíferos grandes realizan servicios de dispersión de semillas no redundantes (Ripple *et al.* 2016). Como consecuencia, hay un cambio en los patrones de reclutamiento de árboles jóvenes en áreas de caza intensa (Bagchi *et al.* 2018), con un aumento de especies dispersadas por el viento y de semillas pequeñas (Terborgh *et al.* 2008). Esto, a su vez, podría conducir a una disminución de las futuras reservas de carbono de los bosques, ya que las especies favorecidas en los bosques cazados tienden a tener una menor capacidad de almacenamiento de carbono (Peres *et al.* 2016).

## **19.7 Conclusiones**

Al 2018, aproximadamente el 14% del bioma amazónico había sido deforestado, principalmente por la sustitución de bosques por pastizales. La pér-

didada de bosques afecta la temperatura y las precipitaciones locales, con aumentos en las temperaturas de la superficie terrestre y reducciones en las precipitaciones de hasta un 1,8% en toda la Amazonía. Las extinciones locales también son un resultado directo de la deforestación. El hecho de que no haya un registro oficial de la extinción de una especie regional o global en la Amazonía no debería traer consuelo, ya que queda una gran cantidad de especies por describir por la ciencia; es posible, e incluso probable, que las especies estén desapareciendo antes de ser conocidas. Los incendios forestales, la tala selectiva, los efectos de borde y la caza ejercen una presión adicional sobre la biodiversidad, lo que contribuye a cambios severos en la composición de los bosques restantes. Las interacciones entre los múltiples impulsores de la deforestación y la degradación forestal amplifican sus efectos individuales. Es necesario detener de inmediato las causas de la deforestación y la degradación de los bosques para evitar más emisiones de gases de efecto invernadero y pérdida de biodiversidad.

### 19.8 Recomendaciones

- Los gobiernos, el sector privado y la sociedad civil deben tomar medidas urgentes para evitar una mayor deforestación en la Amazonía, en particular de los bosques primarios. Evitar la pérdida de bosques primarios es, con mucho, la máxima prioridad para evitar las emisiones de carbono, la pérdida de biodiversidad y los cambios hidrológicos regionales.
- Los gobiernos deben cerrar los mercados de productos ilegales (por ejemplo, madera, oro y carne de monte).
- Implementar un sistema de monitoreo integrado para la deforestación y la degradación forestal en toda la cuenca con conjuntos de datos comparables, transparentes y accesibles. Los conjuntos de datos se pueden generar a través de asociaciones entre los gobiernos y la comunidad científica. Ya no es aceptable que la deforestación sea el único enfoque del monitoreo forestal.
- Desarrollar evaluaciones de impacto ambiental en toda la cuenca para la infraestructura, como carreteras, vías fluviales y represas, ya que sus impactos no son solo locales. La planificación debe tener en cuenta los impactos indirectos de la infraestructura en los ecosistemas circundantes, ya que estos pueden superar los impactos directos.
- Las licencias, concesiones y permisos para la conversión forestal y el desarrollo de infraestructura deben ser accesibles en toda la cuenca del Amazonas para respaldar la integración con sistemas de monitoreo terrestres y satelitales, lo que permite la trazabilidad de la cadena de suministro y la evaluación de riesgos de las inversiones.
- La urbanización necesita planificación para reemplazar el actual modo de invasión orgánica.
- Desarrollar un sistema de monitoreo del riesgo de incendios y un sistema de alerta temprana para prevenir y combatir los incendios forestales, especialmente en años de sequía extrema cuando es más probable que los incendios escapen de usos de la tierra no forestales. Estos deben ir acompañados de programas que estimulen técnicas alternativas de gestión de la tierra que no utilicen el fuego.
- Restringir las concesiones madereras a empresas que empleen técnicas madereras de impacto reducido, a fin de disminuir la inflamabilidad de los bosques y promover una economía sostenible basada en los bosques. Es crucial que las concesiones madereras reserven parte de su territorio para que actúe como fuente de recolonización de las áreas explotadas.

### 19.9 Referencias

- Aguiar APD, Vieira ICG, Assis TO, *et al.* 2016. Escenarios de emisiones por cambios en el uso del suelo: anticipando un proceso de transición forestal en la Amazonía brasileña. *Glob Chang Biol* **22**: 1821-40.
- Alencar A, Nepstad D y Díaz MCV. 2006. Incendios de sotobosque en la Amazonía brasileña en años ENSO y no ENSS: área quemada y emisiones de carbono comprometidas. *Earth Interact* **10**: 1-17.
- Alencar A, Nepstad D y Díaz MCV. 2006. Incendios de sotobosque en la Amazonía brasileña en años ENSO y no ENSS: área

- quemada y emisiones de carbono comprometidas. *Earth Interact* 10: 1-17.
- Alencar AA, Brando PM, Asner GP y Putz FE. 2015. Fragmentación del paisaje, sequía severa y el nuevo régimen de incendios forestales amazónicos. *Ecol Appl* 25: 1493-505.
- Alencar AAC, Solórzano LA, y epstad DC. 2004. Incendios en el sotobosque del bosque modelado en un paisaje amazónico oriental. *Ecol Appl* 14: 139-49.
- Antunes AP, Fewster RM, Venticinque EM, et al. 2016. ¿Bosque vacío o ríos vacíos? Un siglo de caza comercial en la Amazonía. *Sci Adv* 2: e1600936.
- Antunes AP, Fewster RM, Venticinque EM, et al. 2016. ¿Bosque vacío o ríos vacíos? Un siglo de caza comercial en la Amazonía. *Sci Adv* 2: e1600936.
- Aragão LEOC, Anderson LO, Fonseca MG, et al. 2018. Los incendios relacionados con la sequía del siglo XXI contrarrestan la disminución de las emisiones de carbono de la deforestación amazónica. *Nat Commun* 9: 536.
- Arima EY, Richards P, Walker R y Caldas MM. 2011. Confirmación estadística del cambio indirecto del uso del suelo en la Amazonía brasileña. *Environ Res Lett* 6: 24010.
- Arima EY, Richards P, Walker R y Caldas MM. 2011. Confirmación estadística del cambio indirecto del uso del suelo en la Amazonía brasileña. *Environ Res Lett* 6: 24010.
- Armenteras D y Retana J. 2012. Dinámica, Patrones y Causas de los Incendios en el Noroeste de la Amazonía (B Bond-Lamberty, Ed). *PLoS One* 7: e35288.
- Armenteras D, Barreto JS, Tabor K, et al. 2017. Cambios en los patrones de ocurrencia de incendios en la proximidad de los bordes de los bosques, caminos y ríos entre los países del noroeste amazónico. *Biogeosciences* 14: 2755-65.
- Armenteras D, Cabrera E, Rodríguez N, y Retana J. 2013. Determinantes nacionales y regionales de la deforestación tropical en Colombia. *Reg Environ Chang* 13: 1181-93.
- Armenteras D, Espelta JM, Rodríguez N, y Retana J. 2017. Dinámica y factores impulsores de la deforestación en diferentes tipos de bosques en América Latina: Tres décadas de estudios (1980-2010). *Glob Environ Chang* 46: 139-47.
- Armenteras D, González TM, y Retana J. 2013. La fragmentación forestal y la influencia de los bordes en la ocurrencia e intensidad de incendios bajo diferentes tipos de manejo en los bosques amazónicos. *Biol Conserv* 159: 73-9.
- Armenteras D, González TM, Retana J, y Espelta JM. 2016. Degradación de bosques en Latinoamérica. Síntesis conceptual, metodologías de evaluación y casos de estudio nacionales.
- Armenteras D, Rodríguez N y Retana J. 2013. Dinámicas del Paisaje en la Amazonía Noroccidental: Una evaluación de pastos, incendios y cultivos ilícitos como impulsores de la deforestación tropical (DQ Fuller, Ed). *PLoS One* 8: e54310.
- Armenteras D, Rudas G, Rodríguez N, et al. 2006. Patrones y causas de la deforestación en la Amazonía colombiana. *Ecol Indic* 6: 353-68.
- Asner GP y Tupayachi R. 2016. Pérdidas aceleradas de bosques protegidos por la minería aurífera en la Amazonía peruana. *Environ Res Lett* 12: 094004.
- Asner GP y Tupayachi R. 2016. Pérdidas aceleradas de bosques protegidos por la minería aurífera en la Amazonía peruana. *Environ Res Lett* 12: 094004.
- Asner GP, Broadbent EN, Oliveira PJC, et al. 2006. Condición y destino de los bosques explotados en la Amazonía brasileña. *Proc Natl Acad Sci* 103: 12947-50.
- Asner GP, Broadbent EN, Oliveira PJC, et al. 2006. Condición y destino de los bosques explotados en la Amazonía brasileña. *Proc Natl Acad Sci* 103: 12947-50.
- Asner GP, Knapp DE, Broadbent EN, et al. 2005. Tala Seleccionada en la Amazonía Brasileña: *Science* 310: 480-2.
- Asner GP, Llactayo W, Tupayachi R, y Luna ER. 2013. Tasas elevadas de extracción de oro en la Amazonía reveladas a través de monitoreo de alta resolución. *Proc Natl Acad Sci* 110: 18454-9.
- Asner GP, Powell GVN, Mascaro J, et al. 2010. Reservas y emisiones de carbono forestal de alta resolución en la Amazonía. *Proc Natl Acad Sci* 107: 16738-42.
- Asner GP. 2009. Mapeo automatizado de la deforestación tropical y la degradación forestal: CLASlite. *J Appl Remote Sens* 3: 033543.
- Asner RSDJAFGP. 2004. Equilibrar las necesidades humanas y la función del ecosistema RS DeFries et al. *Front Ecol Environ* 2: 249-57.
- Assahira C, Piedade MTF, Trumbore SE, et al. 2017. Mortalidad de árboles de una especie adaptada a las inundaciones en respuesta a los cambios hidrográficos causados por una represa en el río Amazonas. *For Ecol Manage* 396: 113-23.
- Assahira C, Piedade MTF, Trumbore SE, et al. 2017. Mortalidad de árboles de una especie adaptada a las inundaciones en respuesta a los cambios hidrográficos causados por una represa en el río Amazonas. *For Ecol Manage* 396: 113-23.
- Athayde S, Mathews M, Bohlman S, et al. 2019. Mapeo de la investigación sobre energía hidroeléctrica y sostenibilidad en la Amazonía brasileña: avances, lagunas en el conocimiento y direcciones futuras. *Curr Opin Environ Sustain* 37: 50-69.
- Azevedo-Ramos C, Carvalho O y Amaral BD do. 2006. Efectos a corto plazo de la tala de impacto reducido en la fauna amazónica oriental. *For Ecol Manage* 232: 26-35.
- Baccini A, Walker W, Carvalho L, et al. 2017. Los bosques tropicales son una fuente neta de carbono basada en mediciones sobre el suelo de ganancias y pérdidas. *Science* 358: 230-4.
- Bagchi R, Swamy V, Latorre Farfan J, et al. 2018. La defaunación aumenta el agrupamiento espacial de las comunidades arbóreas de las tierras bajas de la Amazonía occidental (G Durigan, Ed). *J Ecol* 106: 1470-82.
- Bagley JE, Desai AR, Harding KJ, et al. 2014. Sequía y Deforestación: ¿Ha influido el cambio de la cobertura terrestre en las recientes precipitaciones extremas en la Amazonía? *J Clim* 27: 345-61.
- Balch JK, Nepstad DC, Brando PM, et al. 2008. Retroalimentación negativa del fuego en un bosque de transición del sureste de la Amazonía. *Glob Chang Biol* 14: 2276-87.
- Balch JK, Nepstad DC, Curran LM, et al. 2011. El tamaño, la especie y el comportamiento del fuego predicen la mortalidad de árboles y lianas por quemas experimentales en la Amazonía brasileña. *For Ecol Manage* 261: 68-77.
- Barlow J y Peres CA. 2004. Respuestas de la avifauna a incendios forestales únicos y recurrentes en los bosques amazónicos. *Ecol Appl* 14: 1358-73.

- Barlow J y Peres CA. 2004. Respuestas ecológicas a los incendios superficiales inducidos por El Niño en la Amazonía central de Brasil: implicaciones de gestión para los bosques tropicales inflamables (Y Malhi y OL Phillips, Eds). *Philos Trans R Soc London Ser B Biol Sci* **359**: 367-80.
- Barlow J y Peres CA. 2006. Efectos de incendios forestales únicos y recurrentes sobre la producción de frutas y la abundancia de vertebrados grandes en un bosque amazónico central. *Biodivers Conserv* **15**: 985-1012.
- Barlow J y Peres CA. 2008. Muerte regresiva mediada por incendios y cascada compositiva en un bosque amazónico. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **363**: 1787-94.
- Barlow J, Berenguer E, Carmenta R, y França F. 2020. Esclareciendo la crisis candente de la Amazonía. *Glob Chang Biol* **26**: 319-21.
- Barlow J, França F, Gardner TA, et al. 2018. El futuro de los ecosistemas tropicales hiperdiversos. *Nature* **559**: 517-26.
- Barlow J, Gardner TA, Araujo IS, et al. 2007. Cuantificación del valor de la biodiversidad de los bosques tropicales primarios, secundarios y de plantación. *Proc Natl Acad Sci* **104**: 18555-60.
- Barlow J, Lennox GD, Ferreira J, et al. 2016. La perturbación antropogénica en los bosques tropicales puede duplicar la pérdida de biodiversidad por la deforestación. *Nature* **535**: 144-7.
- Barlow J, Overal WL, Araujo IS, et al. 2007. El valor de los bosques primarios, secundarios y de plantaciones para las mariposas frugívoras en la Amazonía brasileña. *J Appl Ecol* **44**: 1001-12.
- Barlow J, Peres CA, Lagan BO, y Haugaasen T. 2002. Mortalidad de grandes árboles y disminución de la biomasa forestal después de los incendios forestales amazónicos. *Ecol Lett* **6**: 6-8.
- Barlow J, Silveira JM, Mestre LAM, et al. 2012. Incendios forestales en bosques amazónicos dominados por el bambú: Impactos sobre la biomasa y la biodiversidad sobre el suelo (B Bond-Lamberty, Ed). *PLoS One* **7**: e33373.
- Barona E, Ramankutty N, Hyman G y Coomes OT. 2010. El papel de los pastos y la soya en la deforestación de la Amazonía brasileña. *Environ Res Lett* **5**: 024002.
- Barreto JR, Berenguer E, Ferreira J, et al. 2021. Evaluación de la herbivoría de invertebrados en el dosel de bosques tropicales modificados por humanos. *Ecol Evol* **11**: 4012-22.
- Bax V, Francesconi W y Quintero M. 2016. Modelación espacial de los procesos de deforestación en la Amazonía central peruana. *J Nat Conserv* **29**: 79-88.
- Berenguer E, Ferreira J, Gardner TA, et al. 2014. Una evaluación de campo a gran escala de las reservas de carbono en los bosques tropicales modificados por el hombre. *Glob Chang Biol* **20**: 3713-26.
- Berenguer E, Gardner TA, Ferreira J, et al. 2018. Ver el bosque a través de los árboles jóvenes: Uso de la densidad de la madera para evaluar la recuperación de los bosques amazónicos modificados por el hombre (GB Nardoto, Ed). *J Ecol* **106**: 2190-203.
- Bilborrow RE, Barbieri AF y Pan W. 2004. Cambios en la población y el uso del suelo a lo largo del tiempo en la Amazonía ecuatoriana. *Acta Amaz* **34**: 635-47.
- Bird JP, Buchanan GM, Lees AC, et al. 2012. Integración de proyecciones de hábitat espacialmente explícitas en las evaluaciones de riesgo de extinción: una reevaluación de la avifauna amazónica que incorpora la deforestación proyectada. *Divers Distrib* **18**: 273-81.
- Bitencourt BS, Dimas TM, Silva PG Da y Morato EF. 2020. La complejidad del bosque impulsa los ensamblajes de escarabajos peloteros a lo largo de un borde-gradiente interior en la selva amazónica del suroeste. *Ecol Entomol* **45**: 259-68.
- Bizri HR El, Morcatty TQ, Valsecchi J, et al. 2020. Consumo y comercio urbano de carne de monte en la Amazonía central. *Conserv Biol* **34**: 438-48.
- Blanc L, Echard M, Hérault B, et al. 2009. Dinámica de las existencias de carbono sobre el suelo en un bosque tropical talado selectivamente. *Ecol Appl* **19**: 1397-404.
- Bodmer RE y Lozano EP. 2001. Desarrollo Rural y Aprovechamiento Sostenible de la Vida Silvestre en el Perú. *Conserv Biol* **15**: 1163-70.
- Bodmer RE, Eisenberg JF, y Redford KH. 1997. La caza y la probabilidad de extinción de los mamíferos amazónicos: Caza y Probabilidad de Extinción de Mamíferos Amazónicos. *Conserv Biol* **11**: 460-6.
- Bodmer RE, Eisenberg JF, y Redford KH. 1997. La caza y la probabilidad de extinción de los mamíferos amazónicos: Caza y Probabilidad de Extinción de Mamíferos Amazónicos. *Conserv Biol* **11**: 460-6.
- Bogaerts M, Cirhigiri L, Robinson I, et al. 2017. Mitigación del cambio climático a través del manejo intensivo de pastos: Estimación de las emisiones de gases de efecto invernadero en las explotaciones ganaderas de la Amazonía brasileña. *J Clean Prod* **162**: 1539-50.
- Brandão F, Piketty M-G, Pocard-Chapuis R, et al. 2020. Lecciones para enfoques jurisdiccionales a partir de iniciativas a nivel municipal para detener la deforestación en la Amazonía brasileña. *Front For Glob Chang* **3**.
- Brando P, Macedo M, Silvério D, et al. 2020. Incendios en la Amazonía: Escenas de un desastre previsible. *Flora* **268**: 151609.
- Brando PM, Balch JK, Nepstad DC, et al. 2014. Aumentos abruptos en la mortalidad de los árboles amazónicos debido a las interacciones sequía-incendio. *Proc Natl Acad Sci* **111**: 6347-52.
- Brando PM, Silvério D, Maracahipes-Santos L, et al. 2019. Degradación prolongada de los bosques tropicales debido a perturbaciones compuestas: Implicaciones para los flujos de CO2 y H2O. *Glob Chang Biol* **25**: 2855-68.
- Brando PM, Soares-Filho B, Rodrigues L, et al. 2020. La creciente tormenta de fuego en el sur de la Amazonía. *Sci Adv* **6**: eaay1632.
- Brando PM, Soares-Filho B, Rodrigues L, et al. 2020. La creciente tormenta de fuego en el sur de la Amazonía. *Sci Adv* **6**: eaay1632.
- Bregman TP, Lees AC, MacGregor HEA, et al. 2016. Uso de rasgos funcionales de aves para evaluar el impacto del cambio de la cobertura terrestre en los procesos del ecosistema vinculados a la resiliencia en los bosques tropicales. *Proc R Soc B Biol Sci* **283**: 20161289.
- Briant G, Gond V y Laurance SGW. 2010. Fragmentación del hábitat y desecación de las copas de los bosques: Un estudio de caso de la Amazonía oriental. *Biol Conserv* **143**: 2763-9.

- Broadbent EN, Asner GP, Keller M, *et al.* 2008. Fragmentación forestal y efectos de borde por deforestación y tala selectiva en la Amazonía brasileña. *Biol Conserv* **141**: 1745-57.
- Bullock EL, Woodcock CE y Olofsson P. 2020. Monitoreo de la degradación de los bosques tropicales mediante análisis de series de tiempo de Landsat y desmezcla espectral. *Remote Sens Environ* **238**: 110968.
- Bullock EL, Woodcock CE, Souza C, y Olofsson P. 2020. Las estimaciones basadas en satélites revelan una degradación forestal generalizada en la Amazonía. *Glob Chang Biol* **26**: 2956-69.
- Bustamante MMC, Nobre CA, Smeraldi R, *et al.* 2012. Estimación de las emisiones de gases de efecto invernadero de la ganadería en Brasil. *Clim Change* **115**: 559-77.
- Bustamante MMC, Roitman I, Aide TM, *et al.* 2016. Hacia un marco de monitoreo integrado para evaluar los efectos de la degradación y recuperación de los bosques tropicales en las reservas de carbono y la biodiversidad. *Glob Chang Biol* **22**: 92-109.
- Caballero Espejo J, Messinger M, Román-Dañobeytia F, *et al.* 2018. Deforestación y degradación forestal por minería aurífera en la Amazonía peruana: Una perspectiva de 34 años. *Remote Sens* **10**: 1903.
- Camargo G, Sampayo AM, Peña Galindo A, *et al.* 2020. Explorando la dinámica de la migración, el conflicto armado, la urbanización y el cambio antropogénico en Colombia (B Xue, Ed). *PLoS One* **15**: e0242266.
- Cammelli F, Coudel E y Freitas Navegantes Alves L de. 2019. Percepciones de los pequeños agricultores sobre los incendios en la Amazonía brasileña: Explorando las Implicaciones para los Acuerdos de Gobernanza. *Hum Ecol* **47**: 601-12.
- Cartró-Sabaté M, Mayor P, Orta-Martínez M, and Rosell-Melé A. 2019. Plomo antropogénico en la fauna amazónica. *Nat Sustain* **2**: 702-9.
- Cartró-Sabaté M, Mayor P, Orta-Martínez M, and Rosell-Melé A. 2019. Plomo antropogénico en la fauna amazónica. *Nat Sustain* **2**: 702-9.
- Castiblanco C, Etter A y Aide TM. 2013. Plantaciones de palma aceitera en Colombia: un modelo de futura expansión. *Environ Sci Policy* **27**: 172-83.
- Castro-Díaz L, López MC y Moran E. 2018. Impactos diferenciados por género de la represa hidroeléctrica de Belo Monte en los pescadores río abajo en la Amazonía brasileña. *Hum Ecol* **46**: 411-22.
- Chaves WA, Valle D, Tavares AS, *et al.* 2021. Impactos de la migración rural a urbana, la urbanización y el cambio generacional en el consumo de animales silvestres en la Amazonía. *Conserv Biol* **35**: 1186-97.
- Chávez Michaelsen A, Huamani Briceño L, Fernandez Menis R, *et al.* 2013. Tendencias regionales de la deforestación dentro de las realidades locales: Cambio de cobertura del suelo en el sureste de Perú 1996-2011. *Land* **2**: 131-57.
- Clerici N, Armenteras D, Kareiva P, *et al.* 2020. La deforestación en las áreas protegidas de Colombia aumentó durante los períodos de posconflicto. *Sci Rep* **10**: 4971.
- Cochrane MA y Barber CP. 2009. Cambio climático, uso humano de la tierra y futuros incendios en la Amazonía. *Glob Chang Biol* **15**: 601-12.
- Cochrane MA y Laurance WF. 2008. Sinergismos entre fuego, uso de la tierra y cambio climático en la Amazonía. *AMBIO A J Hum Environ* **37**: 522-7.
- Cochrane MA, Alencar A, Schulze MD, *et al.* 1999. Retroalimentaciones positivas en la dinámica del fuego en bosques tropicales de dosel cerrado. *Science* **284**: 1832-5.
- Cochrane MA. 2003. Ciencia del fuego para las selvas tropicales. *Nature* **421**: 913-9.
- Costa MH y Pires GF. 2010. Efectos de los escenarios de deforestación de Amazonia y Brasil Central sobre la duración de la estación seca en el arco de deforestación. *Int J Climatol* **30**: 1970-9.
- Csillik O y Asner GP. 2020. Emisiones de carbono sobre el suelo de la minería aurífera en la Amazonía peruana. *Environ Res Lett* **15**: 014006.
- Da Silva, JMC, Rylands, AB y Da Fonseca, GA, 2005. El destino de las Áreas de Endemismo Amazónico. *Conservation Biology*, **19**(3), pp.689-694.
- Dalagnol R, Wagner FH, Galvão LS, *et al.* 2018. Ciclo de vida del bambú en el sudoeste amazónico y su relación con los incendios. *Biogeosciences* **15**: 6087-104.
- Dávalos LM, Sanchez KM, y Armenteras D. 2016. Deforestación y cultivo de coca enraizados en proyectos de desarrollo del siglo XX. *Bioscience* **66**: 974-82.
- Davidson EA, Araújo AC de, Artaxo P, *et al.* 2012. La cuenca del Amazonas en transición. *Nature* **481**: 321-8.
- de Almeida AS de, Vieira ICG y Ferraz SFB. 2020. Evaluación a largo plazo de la expansión de la palma aceitera y el cambio del paisaje en el este de la Amazonía brasileña. *Land use policy* **90**: 104321.
- de Andrade RB de, Balch JK, Parsons AL, *et al.* 2017. Escenarios en la degradación de bosques tropicales: trayectorias de reservas de carbono para REDD+. *Carbon Balance Manag* **12**: 6.
- de Andrade RB de, Barlow J, Louzada J, *et al.* 2014. Incendios forestales tropicales y biodiversidad: comunidad de escarabajos peloteros y respuestas de biomasa en un bosque amazónico del norte de Brasil. *J Insect Conserv* **18**: 1097-104.
- de Freitas MA De, Printes RC, Motoyama EK, *et al.* 2017. Registros de animales atropellados del Tapir de Tierras Bajas Tapirus terrestres (Mammalia: Perisodáctilo: Tapiridae) entre los kilómetros 06 y 76 de la carretera BR-163, estado de Pará, Brasil. *J Threat Taxa* **9**: 10948.
- de Moraes KF de, Santos MPD, Gonçalves GSR, *et al.* 2020. Cambio climático y extinción de aves en la Amazonía (D de P Silva, Ed). *PLoS One* **15**: e0236103.
- de Oliveira JV de, Cohen JCP, Pimentel M, *et al.* 2020. Clima urbano y percepción ambiental sobre el cambio climático en Belém, Pará, Brasil. *Urban Clim* **31**: 100579.
- de Souza Braz AM de, Fernandes AR y Alleoni LRF. 2013. Atributos del suelo después de la conversión de bosque a pastizal en la Amazonía. *L Degrad Dev* **24**: 33-8.
- DeArmond D, Emmert F, Lima AJN y Higuchi N. 2019. Los impactos de la compactación del suelo persisten 30 años después de las operaciones de tala en la cuenca del Amazonas. *Soil Tillage Res* **189**: 207-16.
- Devisscher T, Malhi Y, Rojas Landívar VD y Oliveras I. 2016. Comprender las transiciones ecológicas bajo incendios fores-

- tales recurrentes: Un estudio de caso en los bosques tropicales estacionalmente secos de la Chiquitania, Bolivia. *For Ecol Manage* **360**: 273-86.
- Dezêcache C, Faure E, Gond V, *et al.* 2017. "Fiebre del oro en un El Dorado boscoso: fugas de deforestación y la necesidad de cooperación regional". *Environ Res Lett* **12**: 034013.
- Dohm C, Leal IR, Tabarelli M, *et al.* 2011. Las hormigas cortadoras de hojas proliferan en la Amazonía: ¿una respuesta esperada al borde del bosque? *J Trop Ecol* **27**: 645-9.
- dos Santos AR dos y Nelson BW. 2013. Descomposición de hojas y combustibles finos en bosques inundables del Río Negro en la Amazonía brasileña. *J Trop Ecol* **29**: 455-8.
- dos Santos Junior UM dos, Gonçalves JF de C, Strasser RJ y Fearnside PM. 2015. Inundación de bosques tropicales en la Amazonía central: ¿qué nos dicen los efectos sobre el aparato fotosintético de los árboles sobre la idoneidad de las especies para la reforestación en ambientes extremos creados por represas hidroeléctricas? *Acta Physiol Plant* **37**: 166.
- Doughty CE, Wolf A, Morueta-Holme N, *et al.* 2016. Extinción de megafauna, reducción del rango de especies de árboles y almacenamiento de carbono en los bosques amazónicos. *Ecography (Cop)* **39**: 194-203.
- Doughty CE, Wolf A, Morueta-Holme N, *et al.* 2016. Extinción de megafauna, reducción del rango de especies de árboles y almacenamiento de carbono en los bosques amazónicos. *Ecography (Cop)* **39**: 194-203.
- Durango-Cordero J, Saqalli M, Laplanche C, *et al.* 2018. Análisis espacial de derrames accidentales de petróleo utilizando datos heterogéneos: Un estudio de caso de la Amazonía nororiental ecuatoriana. *Sustainability* **10**: 4719.
- Edwards DP, Tobias JA, Sheil D, *et al.* 2014. Mantenimiento de la función y los servicios de los ecosistemas en los bosques tropicales explotados. *Trends Ecol Evol* **29**: 511-20.
- Eltahir EAB y Bras RL. 1994. Reciclaje de precipitaciones en la cuenca amazónica. *Q J R Meteorol Soc* **120**: 861-80.
- Esquivel-Muelbert A, Phillips OL, Brienen RJW, *et al.* 2020. Modo arbóreo de muerte y factores de riesgo de mortalidad en los bosques amazónicos. *Nat Commun* **11**: 5515.
- Fearnside PM. 2001. El cultivo de soja como amenaza para el medio ambiente en Brasil. *Environ Conserv* **28**: 23-38.
- Fearnside PM. 2005. Deforestación en la Amazonía brasileña: Historia, Tarifas y Consecuencias. *Conserv Biol* **19**: 680-8.
- Fearnside PM. 2007. Carretera Brasileña Cuiabá-Santarém (BR-163): El costo ambiental de pavimentar un corredor de soja a través de la Amazonía. *Environ Manage* **39**: 601.
- Fearnside PM. 2007. Carretera Brasileña Cuiabá-Santarém (BR-163): El costo ambiental de pavimentar un corredor de soja a través de la Amazonía. *Environ Manage* **39**: 601.
- Fearnside PM. 2016. Impactos Ambientales y Sociales de las Represas Hidroeléctricas en la Amazonía Brasileña: Implicaciones para la Industria del Aluminio. *World Dev* **77**: 48-65.
- Fernandes AM. 2013. Endemismo a pequeña escala de aves amazónicas en un paisaje amenazado. *Biodivers Conserv* **22**: 2683-94.
- Fernandes, A.M., 2013. Endemismo a pequeña escala de aves amazónicas en un paisaje amenazado. *Biodiversity and conservation*, 22(11), pp.2683-2694.
- Fernández-Llamazares Á, Helle J, Eklund J, *et al.* 2018. Nueva ley pone a zona crítica de biodiversidad boliviana en camino a la deforestación. *Curr Biol* **28**: R15-6.
- Ferreira J, Aragão LEOC, Barlow J, *et al.* 2014. El liderazgo ambiental de Brasil en riesgo. *Science* **346**: 706-7.
- Filius J, Hoek Y, Jarrin-V P, y Hoof P. 2020. Patrones de animales atropellados en un paisaje fragmentado de la Amazonía occidental. *Ecol Evol* **10**: 6623-35.
- Finer M, Vijay V, Ponce F, *et al.* 2009. Reserva de la Biosfera Yasuní de Ecuador: una breve historia moderna y desafíos de conservación. *Environ Res Lett* **4**: 034005.
- Flores BM y Holmgren M. 2021. Las sabanas de arena blanca se expanden en el centro del Amazonas después de los incendios forestales. *Ecosystems*.
- Flores BM, Holmgren M, Xu C, *et al.* 2017. Las llanuras aluviales como talón de Aquiles de la resiliencia de los bosques amazónicos. *Proc Natl Acad Sci* **114**: 4442-6.
- Flores BM, Piedade M-TF y Nelson BW. 2014. Perturbación por incendios en bosques amazónicos de llanuras aluviales de aguas negras. *Plant Ecol Divers* **7**: 319-27.
- Fonseca LDM, Dalagnol R, Malhi Y, *et al.* 2019. Fenología y productividad ecosistémica estacional en un bosque inundable amazónico. *Remote Sens* **11**: 1530.
- Fonseca LDM, Dalagnol R, Malhi Y, *et al.* 2019. Fenología y productividad ecosistémica estacional en un bosque inundable amazónico. *Remote Sens* **11**: 1530.
- França F, Barlow J, Araújo B y Louzada J. 2016. ¿La tala selectiva estresa a los invertebrados de los bosques tropicales? Uso de depósitos de grasa para examinar respuestas subletales en escarabajos coprófagos. *Ecol Evol* **6**: 8526-33.
- França FM, Ferreira J, Vaz-de-Mello FZ, *et al.* 2020. Impactos de El Niño en los bosques tropicales modificados por el hombre: Consecuencias para la diversidad de escarabajos coprófagos y los procesos ecológicos asociados. *Biotropica* **52**: 252-62.
- França FM, Frazão FS, Korasaki V, *et al.* 2017. Identificar umbrales de intensidad de tala en las comunidades de escarabajos coprófagos para mejorar la gestión sostenible de los bosques tropicales amazónicos. *Biol Conserv* **216**: 115-22.
- Fujisaki K, Perrin A-S, Desjardins T, *et al.* 2015. Del bosque a los sistemas de tierras de cultivo y pastos: una revisión crítica de los cambios en las reservas de carbono orgánico del suelo en la Amazonía. *Glob Chang Biol* **21**: 2773-86.
- Furumo PR y Aide TM. 2017. Caracterización de la expansión comercial de la palma aceitera en América Latina: cambio de uso de suelo y comercio. *Environ Res Lett* **12**: 024008.
- Garrett RD, Lambin EF, y Naylor RL. 2013. La nueva geografía económica del cambio de uso del suelo: Configuraciones de la cadena de suministro y uso de la tierra en la Amazonía brasileña. *Land use policy* **34**: 265-75.
- Giulietti AM, Giannini TC, Mota NFO, *et al.* 2019. Endemismo edáfico en la Amazonía: Plantas vasculares de la canga de Carajás, Brasil. *Bot Rev* **85**: 357-83.
- Giupponi AP de L y Miranda GS de. 2016. Ocho nuevas especies de Charinus Simon, 1892 (Arachnida: Amblypygio: Charinidae) Endémica de la Amazonía brasileña, con notas sobre su estado de conservación (C Wicker-Thomas, Ed). *PLoS One* **11**: e0148277.

- Gomes VHF, Vieira ICG, Salomão RP y Steege H ter. 2019. Especies arbóreas amazónicas amenazadas por la deforestación y el cambio climático. *Nat Clim Chang* **9**: 547-53.
- Gutiérrez-Vélez VH y DeFries R. 2013. Detección anual multiresolución de conversión de cobertura terrestre a palma aceitera en la Amazonía peruana. *Remote Sens Environ* **129**: 154-67.
- Gutiérrez-Vélez VH y MacDicken K. 2008. Cuantificación de los costos sociales y gubernamentales directos de la tala ilegal en la Amazonía boliviana, brasileña y peruana. *For Policy Econ* **10**: 248-56.
- Comisión Forestal de Guyana e Indufor. 2013. Sistema de Monitoreo, Reporte y Verificación (MRVS) de REDD+ de Guyana. Informe de medidas provisionales del año 3. [http://www.there-dddesk.org/sites/default/files/resources/pdf/2011/guyana\\_mrvs\\_interim\\_measures\\_report\\_2010\\_final.pdf](http://www.there-dddesk.org/sites/default/files/resources/pdf/2011/guyana_mrvs_interim_measures_report_2010_final.pdf).
- Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, et al. 2015. La fragmentación del hábitat y su impacto duradero en los ecosistemas de la Tierra. *Sci Adv* **1**: e1500052.
- Huang M, Xu Y, Longo M, et al. 2020. Evaluación de los impactos de la tala selectiva en los presupuestos de agua, energía y carbono y la dinámica de los ecosistemas en los bosques amazónicos utilizando el Simulador de Ecosistemas Terrestres Funcionalmente Ensamblados. *Biogeosciences* **17**: 4999-5023.
- IBGE. 2021. IBGE Cidades. <http://cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php>.
- IPBES. 2019. El informe de evaluación mundial sobre la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas. En: Resumen para los formuladores de políticas del informe de evaluación global sobre biodiversidad y servicios ecosistémicos de la Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos.
- Isaac N. 2004. Inflación taxonómica: su influencia en la macroecología y la conservación. *Trends Ecol Evol* **19**: 464-9.
- Isler ML, Isler PR y Whitney BM. 2007. Límites de especies en hormigueros (Thamnophilidae): El complejo del hormiguero cantor (*Hypocnemis cantor*). *Auk* **124**: 11-28.
- UICN. 2021. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN [://www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org).
- Jacob LL, Prudente BS, Montag LFA y Silva RR. 2021. El efecto de diferentes regímenes de tala sobre la estructura ecomorfológica de los conjuntos de peces de río en la Amazonía brasileña. *Hydrobiologia* **848**: 1027-39.
- Jaffé R, Prous X, Calux A, et al. 2018. Conservación de reliquias de mundos subterráneos antiguos: evaluación de la influencia de las características de las cuevas y el paisaje en los habitantes obligados de las cuevas de hierro de la Amazonía oriental. *PeerJ* **6**: e4531.
- Jiang X, Lu D, Moran E, et al. 2018. Examinar los impactos de la construcción de la represa hidroeléctrica de Belo Monte en los cambios de cobertura del suelo utilizando imágenes Landsat multitemporales. *Appl Geogr* **97**: 35-47.
- Johns JS, Barreto P, y Uhl C. 1996. Daños por tala durante operaciones madereras planificadas y no planificadas en la Amazonía oriental. *For Ecol Manage* **89**: 59-77.
- Jorge RF, Magnusson WE, Silva DA da, et al. 2020. El crecimiento urbano amenaza a la rana arlequin de las tierras bajas amazónicas de Manaus, que representa una unidad evolutivamente significativa dentro del género *Atelopus* (Amphibia: Anuro: Bufonidae). *J Zool Syst Evol Res* **53**: 1195-205.
- Kalamandeen M, Gloor E, Mitchard E, et al. 2018. "Aumento generalizado de la deforestación a pequeña escala en la Amazonía". *Sci Rep* **8**: 1600.
- Kapos V. 1989. Efectos del aislamiento en el estado hídrico de parches de bosque en la Amazonía brasileña. *J Trop Ecol* **5**: 173-85.
- Laurance SGW, Stouffer PC, y Laurance WF. 2004. Efectos de la limpieza de caminos en los patrones de movimiento de las aves del sotobosque de la selva tropical en la Amazonía central. *Conserv Biol* **18**: 1099-109.
- Laurance WF, Camargo JLC, Fearnside PM, et al. 2018. Una selva Amazónica y sus fragmentos como laboratorio del cambio global. *Biol Rev* **93**: 223-47.
- Laurance WF, Camargo JLC, Luizão RCC, et al. 2011. El destino de los fragmentos de selva amazónica: Una investigación de 32 años. *Biol Conserv* **144**: 56-67.
- Laurance WF, Goosem M, y Laurance SGW. 2009. Impactos de las vías y el clareado lineal en bosques tropicales. *Trends Ecol Evol* **24**: 659-69.
- Laurance WF, Laurance SG, Ferreira L V., et al. 1997. Colapso de biomasa en fragmentos de bosque amazónico. *Science* **278**: 1117-8.
- Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos HL, et al. 2002. La degradación del ecosistema de los fragmentos de selva amazónica: Una investigación de 22 años. *Conserv Biol* **16**: 605-18.
- Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos HL, et al. 2002. La degradación del ecosistema de los fragmentos de selva amazónica: Una investigación de 22 años. *Conserv Biol* **16**: 605-18.
- Laurance WF, Nascimento HEM, Laurance SG, et al. 2006. Fragmentación de la selva tropical y proliferación de árboles sucesionales. *Ecology* **87**: 469-82.
- Lees AC y Moura NG. 2017. Diversidad taxonómica, filogenética y funcional de una avifauna urbana amazónica. *Urban Ecosyst* **20**: 1019-25.
- Hawes JE y Peres CA. 2008. Determinantes de la historia de vida de las aves del riesgo de extinción local en un paisaje de bosque neotropical hiperfragmentado. *Anim Conserv* **11**: 128-37.
- Hawes JE y Peres CA. 2009. Los movimientos de cruce de brechas predicen la ocupación de especies en fragmentos de bosque amazónico. *Oikos* **118**: 280-90.
- Lees AC y Pimm SL. 2015. ¿Especies extintas antes de que las conozcamos? *Curr Biol* **25**: R177-80.
- Lees AC, Peres CA, Fearnside PM, et al. 2016. La energía hidroeléctrica y el futuro de la biodiversidad amazónica. *Biodivers Conserv* **25**: 451-66.
- Lima TA, Beuchle R, Griess VC, et al. 2020. Patrones espaciales de eventos de perturbación relacionados con la tala: un análisis multiescala en unidades de manejo forestal ubicadas en la Amazonía brasileña. *Landsc Ecol* **35**: 2083-100.
- Longo M, Saatchi S, Keller M, et al. 2020. Impactos de la degradación en el agua, la energía y el ciclo del carbono de los bosques tropicales amazónicos. *J Geophys Res Biogeosciences* **125**.
- Macedo MN, DeFries RS, Morton DC, et al. 2012. Desvinculación de la deforestación y la producción de soja en el sur de la



- Amazonía a fines de la década de 2000. *Proc Natl Acad Sci* **109**: 1341-6.
- Maeda EE, Abera TA, Siljander M, *et al.* 2021. La agricultura de productos básicos a gran escala exacerba los impactos climáticos de la deforestación amazónica. *Proc Natl Acad Sci* **118**: e2023787118.
- Magalhães N de, Evangelista H, Condom T, *et al.* 2019. La quema de biomasa amazónica mejora el derretimiento de los glaciares de los Andes tropicales. *Sci Rep* **9**: 16914.
- Maillard O, Vides-Almonacid R, Flores-Valencia M, *et al.* 2020. Relación de la Fragmentación de la Cobertura Forestal y la Sequía con la Ocurrencia de Incendios Forestales en el Departamento de Santa Cruz, Bolivia. *Forests* **11**: 910.
- Mäki S, Kalliola R, y Vuorinen K. 2001. Construcción de carreteras en la Amazonía peruana: proceso, causas y consecuencias. *Environ Conserv* **28**: 199-214.
- Malhi Y, Roberts JT, Betts RA, *et al.* 2008. Cambio climático, deforestación y el destino de la Amazonía. *Science* **319**: 169-72.
- Malhi Y, Roberts JT, Betts RA, *et al.* 2008. Cambio climático, deforestación y el destino de la Amazonía. *Science* **319**: 169-72.
- MapBiomias. 2020. MapBiomias Amazonía v2.0. <https://amazonia.mapbiomas.org/>.
- Massaro L y Theije M de. 2018. Comprender las prácticas de minería de oro a pequeña escala: Un estudio antropológico sobre la innovación tecnológica en el Vale do Rio Peixoto (Mato Grosso, Brasil). *J Clean Prod* **204**: 618-35.
- Matricardi EAT, Skole DL, Costa OB, *et al.* 2020. La degradación forestal a largo plazo supera la deforestación en la Amazonía brasileña. *Science* **369**: 1378-82.
- Medeiros A. 2019. Vertebrados atropellados en la Amazonia: monitoreo en el largo recorrido, influencia del flujo de vehículos y alternancia de puntos de acceso en el trecho de la Rodovia BR-174, Brasil.
- Melo VF, Orrutéa AG, Motta ACV y Testoni SA. 2017. Uso de la Tierra y Cambios en la Morfología y Propiedades Físico-Químicas del Suelo en la Amazonía Sur. *Rev Bras Ciência do Solo* **41**.
- Mena CF, Bilsborrow RE y McClain ME. 2006. Factores socioeconómicos de la deforestación en el norte de la Amazonía ecuatoriana. *Environ Manage* **37**: 802-15.
- Merry F, Soares-Filho B, Nepstad D, *et al.* 2009. Equilibrar la conservación y la sostenibilidad económica: El futuro de la industria maderera amazónica. *Environ Manage* **44**: 395-407.
- Merry F, Soares-Filho B, Nepstad D, *et al.* 2009. Equilibrar la conservación y la sostenibilidad económica: El futuro de la industria maderera amazónica. *Environ Manage* **44**: 395-407.
- Mestre LAM, Cochrane MA, y Barlow J. 2013. Cambios a largo plazo en las comunidades de aves después de los incendios forestales en la Amazonía central brasileña. *Biotropica* **45**: 480-8.
- Mestre LAM, Cosset CCP, Nienow SS, *et al.* 2020. Impactos de la tala selectiva en la diversidad filogenética y funcional de las aves en la Amazonía. *Anim Conserv* **23**: 725-40.
- Michalski F y Peres CA. 2005. Determinantes antropogénicos de las extinciones locales de primates y carnívoros en un paisaje forestal fragmentado del sur de la Amazonía. *Biol Conserv* **124**: 383-96.
- Michalski F y Peres CA. 2007. Persistencia de mamíferos mediada por perturbaciones y relaciones de área de abundancia en fragmentos de bosque amazónico. *Conserv Biol*: Dec;21(6):1626-40.
- Michalski F y Peres CA. 2017. Respuestas de las aves de caza a la fragmentación y degradación antropogénica de los bosques en un paisaje del sur de la Amazonía. *PeerJ* **5**: e3442.
- Michalski F, Boulhosa RLP, Faria A y Peres CA. 2006. Conflictos de los humanos-la vida silvestre en un paisaje forestal amazónico fragmentado: determinantes de la depredación de grandes felinos sobre el ganado. *Anim Conserv* **9**: 179-88.
- Michalski F, Boulhosa RLP, Faria A y Peres CA. 2006. Conflictos de los humanos-la vida silvestre en un paisaje forestal amazónico fragmentado: determinantes de la depredación de grandes felinos sobre el ganado. *Anim Conserv* **9**: 179-88.
- Michalski F, Nishi I y Peres CA. 2007. Deriva mediada por perturbaciones en grupos funcionales de árboles en fragmentos de bosques amazónicos. *Biotropica* **39**: 691-701.
- Ministério do Meio Ambiente. 2018. Planos de Combate ao Desmatamento (PPCDAM 4ª fase e PPCERRADO 3ª fase).
- Miranda EBP, Peres CA, Marini MÂ, y Downs CT. 2020. Selección de árbol de nido de águila arpía (*Harpia harpyja*): La tala selectiva en la selva amazónica amenaza al águila más grande de la Tierra. *Biol Conserv* **250**: 108754.
- Mollinari MM, Peres CA y Edwards DP. 2019. Rápida recuperación del ambiente térmico después de la tala selectiva en la Amazonía. *Agric For Meteorol* **278**: 107637.
- Montejo-Kovacevich G, Hethcoat MG, Lim FKS, *et al.* 2018. Impactos del manejo de la tala selectiva sobre las mariposas en el Amazonas. *Biol Conserv* **225**: 1-9.
- Montibeller B, Kmoch A, Virro H, *et al.* 2020. Aumento de la fragmentación de la cubierta forestal en la Amazonía Legal de Brasil de 2001 a 2017. *Sci Rep* **10**: 5803.
- Mora C, Tittensor DP, Adl S, *et al.* 2011. ¿Cuántas especies hay en la Tierra y en el océano? (GM Maza, Ed). *PLoS Biol* **9**: e1001127.
- Moran EF. 2020. Cambiando la forma en que construimos infraestructura hidroeléctrica para el bien común: lecciones de la Amazonía brasileña. *Civ - Rev Ciências Sociais* **20**: 5.
- Morton DC, Page Y Le, DeFries R, *et al.* 2013. Frecuencia de incendios del sotobosque y el destino de los bosques quemados en el sur de la Amazonía. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **368**: 20120163.
- Morton DC, Page Y Le, DeFries R, *et al.* 2013. Frecuencia de incendios del sotobosque y el destino de los bosques quemados en el sur de la Amazonía. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **368**: 20120163.
- Moura NG, Lees AC, Aleixo A, *et al.* 2014. Doscientos años de extinciones locales de aves en la Amazonia oriental. *Conserv Biol* **28**: 1271-81.
- Moura NG, Lees AC, Andretti CB, *et al.* 2013. Biodiversidad aviar en paisajes de usos múltiples de la Amazonía brasileña. *Biol Conserv* **167**: 339-48.
- Nascimento E de S, Silva SS da, Bordignon L, *et al.* 2021. Caminos en la Amazonía Sudoccidental, Estado de Acre, entre 2007 y 2019. *Land* **10**: 106.
- Naughton-Treves L. 2004. Deforestación y Emisiones de Carbono en Fronteras Tropicales: Un estudio de caso de la Amazonía peruana. *World Dev* **32**: 173-90.

- Nepstad D, McGrath D, Stickler C, *et al.* 2014. Desaceleración de la deforestación amazónica a través de políticas públicas e intervenciones en las cadenas de suministro de carne y soya. *Science* **344**: 1118-23.
- Nepstad D, Soares-Filho BS, Merry F, *et al.* 2009. El din de la deforestación en la Amazonía brasileña. *Science* **326**: 1350-1.
- Nepstad DC, Tohver IM, Ray D, *et al.* 2007. Mortalidad de árboles grandes y lianas después de sequía experimental en un bosque amazónico. *Ecology* **88**: 2259-69.
- Nepstad DC, Verissimo A, Alencar A y Nobre C. 1999. Empobrecimiento a gran escala de los bosques amazónicos por la tala y el fuego. *Nature* **1405**: 505-9.
- Norris D, Peres CA, Michalski F y Hinchsliffe K. 2008. Respuestas de mamíferos terrestres a los bordes en parches de bosque amazónico: un estudio basado en estaciones de seguimiento. *Mammalia* **72**.
- Numata I, Cochrane MA, Souza Jr CM, y Sales MH. 2011. Las emisiones de carbono de la deforestación y la fragmentación forestal en la Amazonía brasileña. *Environ Res Lett* **6**: 044003.
- Numata I, Silva SS, Cochrane MA y D'Oliveira MVN. 2017. Efectos de fuego y borde en un paisaje de bosque tropical fragmentado en el suroeste de la Amazonía. *For Ecol Manage* **401**: 135-46.
- Oliva P y Schroeder W. 2015. Evaluación del producto de detección activa de incendios VIIRS 375m para el mapeo de áreas quemadas directas. *Remote Sens Environ* **160**: 144-55.
- Ometto JP, Aguiar APD y Martinelli LA. 2011. Deforestación amazónica en Brasil: efectos, impulsores y desafíos. *Carbon Manag* **2**: 575-85.
- Orta Martínez M, Napolitano DA, MacLennan GJ, *et al.* 2007. Impactos de las actividades petroleras para el pueblo Achuar de la Amazonía peruana: resumen de la evidencia existente y vacíos de investigación. *Environ Res Lett* **2**: 045006.
- Orta-Martínez M, Rosell-Melé A, Cartró-Sabaté M, *et al.* 2018. Primeras evidencias de fauna amazónica alimentándose de suelos contaminados con petróleo: ¿Una nueva vía de exposición a los compuestos petrogénicos? *Environ Res* **160**: 514-7.
- Padoch C, Brondizio E, Costa S, *et al.* 2008. Bosque urbano y ciudades rurales: hogares multiubicados, patrones de consumo y recursos forestales en la Amazonía. *Ecol Soc* **13**.
- Palace M, Keller M, Asner GP, *et al.* 2007. Necromasa en bosques no perturbados y explotados en la Amazonía brasileña. *For Ecol Manage* **238**: 309-18.
- Palmeirim AF, Santos-Filho M y Peres CA. 2020. Disminución marcada de pequeños mamíferos dependientes de los bosques luego de la pérdida y fragmentación del hábitat en una frontera de deforestación amazónica (I Torre, Ed). *PLoS One* **15**: e0230209.
- Paneque-Gálvez J, Mas J-F, Guèze M, *et al.* 2013. Cambio en la tenencia de la tierra y la cubierta forestal. El caso del sudoeste del Beni, Amazonía boliviana, 1986-2009. *Appl Geogr* **43**: 113-26.
- Paolucci LN, Maia MLB, Solar RRC, *et al.* 2016. Fuego en la Amazonía: impacto de la adición de combustible experimental en las respuestas de las hormigas y sus interacciones con las semillas de mirmecocoros. *Oecologia* **182**: 335-46.
- Parrotta J, Wildburger C y Mansourian S. 2012. Comprender las relaciones entre la biodiversidad, el carbono, los bosques y las personas: La clave para lograr los objetivos de REDD+. Un informe de evaluación global preparado por el Panel Mundial de Expertos Forestales sobre Biodiversidad, Gestión Forestal y REDD+. *IUFRO World Ser* **31**: 1-161.
- Parry L, Barlow J, y Pereira H. 2014. Cosecha y consumo de vida silvestre en áreas silvestres urbanizadas de la Amazonía. *Conserv Lett* **7**: 565-74.
- Parry L, Peres CA, Day B, y Amaral S. 2010. La migración rural-urbana trae amenazas y oportunidades para la conservación de las cuencas amazónicas. *Conserv Lett* **3**: 251-9.
- Pearson TRH, Brown S y Casarim FM. 2014. Emisiones de carbono de la degradación de los bosques tropicales causada por la tala. *Environ Res Lett* **9**: 034017.
- Pereira R, Zweede J, Asner GP y Keller M. 2002. Daño y recuperación del dosel forestal en la tala selectiva convencional y de impacto reducido en el este de Pará, Brasil. *For Ecol Manage* **168**: 77-89.
- Peres CA y Lake IR. 2003. Alcance de la extracción de recursos no madereros en los bosques tropicales: Accesibilidad a los vertebrados de caza por cazadores en la cuenca del Amazonas. *Conserv Biol* **17**: 521-35.
- Peres CA, Emilio T, Schiatti J, *et al.* 2016. La limitación de la dispersión induce el colapso de la biomasa a largo plazo en los bosques amazónicos sobreexplotados. *Proc Natl Acad Sci* **113**: 892-7.
- Perz S, Brilhante S, Brown F, *et al.* 2008. Construcción de carreteras, uso del suelo y cambio climático: perspectivas para la gobernanza ambiental en la Amazonía. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **363**: 1889-95.
- Perz S, Brilhante S, Brown F, *et al.* 2008. Construcción de carreteras, uso del suelo y cambio climático: perspectivas para la gobernanza ambiental en la Amazonía. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **363**: 1889-95.
- Perz SG, Caldas MM, Arima E y Walker RJ. 2007. Construcción no oficial de carreteras en la Amazonía: Explicaciones socio-económicas y biofísicas. *Dev Change* **38**: 529-51.
- Perz SG, Leite F, Simmons C, *et al.* 2010. Migración intrarregional, reforma agraria de acción directa y nuevos asentamientos en la Amazonía brasileña. *Bull Lat Am Res* **29**: 459-76.
- Pessôa ACM, Anderson LO, Carvalho NS, *et al.* 2020. Intercomparación de Productos de Área Quemada y su Implicación para las Estimaciones de Emisiones de Carbono en la Amazonía. *Remote Sens* **12**: 3864.
- Pfaff A, Robalino J, Walker R, *et al.* 2007. Inversiones viales, derrames espaciales y deforestación en la Amazonía brasileña. *J Reg Sci* **47**: 109-23.
- Pfaff A, Robalino J, Walker R, *et al.* 2007. Inversiones viales, derrames espaciales y deforestación en la Amazonía brasileña. *J Reg Sci* **47**: 109-23.
- Phillips OL y Brien RJW. 2017. La captura de carbono por los bosques amazónicos maduros ha mitigado las emisiones de carbono de las naciones amazónicas. *Carbon Balance Manag* **12**: 1.
- Prem M, Saavedra S, y Vargas JF. 2020. Deforestación del final del conflicto: Evidencia del acuerdo de paz de Colombia. *World Dev* **129**: 104852.

- Pulido-Santacruz P, Aleixo A, and Weir JT. 2018. Los pares de especies de aves amazónicas morfológicamente crípticas exhiben un fuerte aislamiento reproductivo poscigótico. *Proc R Soc B Biol Sci* **285**: 20172081.
- Putz FE y Redford KH. 2010. La importancia de definir 'bosque': Degradación de bosques tropicales, deforestación, cambios de fase a largo plazo y transiciones adicionales. *Biotropica* **42**: 10-20.
- Qin Y, Xiao X, Wigneron J-P, *et al.* 2021. La pérdida de carbono por la degradación forestal supera la de la deforestación en la Amazonia brasileña. *Nat Clim Chang* **11**: 442-8.
- RAISG. 2020. Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada <https://www.amazoniasocioambiental.org/es/>.
- Randell H. 2017. Migración forzada y cambio de medios de vida en la Amazonía brasileña. *Rural Sociol* **82**: 548-73.
- Randell HF y VanWey LK. 2014. Redes versus Necesidad: Impulsores de emigración en la Amazonía brasileña. *Popul Res Policy Rev* **33**: 915-36.
- Ray D, Nepstad D y Moutinho P. 2005. Controles micrometeorológicos y de dosel de la susceptibilidad al fuego en un paisaje boscoso amazónico. *Ecol Appl* **15**: 1664-78.
- Redo D, Millington AC y Hindery D. 2011. Dinámica de la deforestación y cambios de política en la era posneoliberal de Bolivia. *Land use policy* **28**: 227-41.
- Richards P y VanWey L. 2015. Donde la deforestación conduce a la urbanización: Cómo la extracción de recursos está conduciendo al crecimiento urbano en la Amazonía brasileña. *Ann Assoc Am Geogr* **105**: 806-23.
- Richards PD, Walker RT, y Arima EY. 2014. Cambio de suelo espacialmente complejo: El efecto indirecto del sector agrícola de Brasil en el uso de la tierra en la Amazonía. *Glob Environ Chang* **29**: 1-9.
- Richards PD, Walker RT, y Arima EY. 2014. Cambio de suelo espacialmente complejo: El efecto indirecto del sector agrícola de Brasil en el uso de la tierra en la Amazonía. *Glob Environ Chang* **29**: 1-9.
- Rico-Silva JF, Cruz-Trujillo EJ, and Colorado Z GJ. 2021. Influencia de factores ambientales en la diversidad de aves en espacios verdes de una ciudad amazónica. *Urban Ecosyst* **24**: 365-74.
- Ripple WJ, Abernethy K, Betts MG, *et al.* 2016. La caza de animales silvestres y el riesgo de extinción para los mamíferos del mundo. *R Soc open Sci* **3**: 160498.
- Ripple WJ, Abernethy K, Betts MG, *et al.* 2016. La caza de animales silvestres y el riesgo de extinción para los mamíferos del mundo. *R Soc open Sci* **3**: 160498.
- Robinson JG, Redford KH y Bennett EL. 1999. Cosecha de Vida Silvestre en Bosques Tropicales Talados. *Science* **284**: 595-6.
- Rudel TK, Bates D y Machinguishi R. 2002. ¿Una transición del bosque tropical? Cambio Agrícola, Emigración y Bosques Secundarios en la Amazonía Ecuatoriana. *Ann Assoc Am Geogr* **92**: 87-102.
- Rudel TK, Defries R, Asner GP y Laurance WF. 2009. Cambios en los impulsores de la deforestación y nuevas oportunidades para la conservación. *Conserv Biol* **23**: 1396-405.
- Rutishauser E, Hérault B, Baraloto C, *et al.* 2015. Recuperación rápida de reservas de carbono arbóreo en bosques amazónicos manejados. *Curr Biol* **25**: R787-8.
- San Sebastián M y Karin Hurtig A. 2004. Explotación petrolera en la cuenca amazónica de Ecuador: una emergencia de salud pública. *Rev Panam Salud Pública* **15**.
- Santos DC, Souza-Filho PWM, Rocha Nascimento W, *et al.* 2020. Cambio de cobertura terrestre, degradación del paisaje y restauración a lo largo de una vía férrea en el bioma amazónico, Brasil. *L Degrad Dev* **31**: 2033-46.
- Santos-Filho M, Peres CA, Silva DJ da y Sanaiotti TM. 2012. Efectos de parche y matriz de hábitat en la persistencia de pequeños mamíferos en fragmentos de bosque amazónico. *Biodivers Conserv* **21**: 1127-47.
- Sasaki N, Asner GP, Pan Y, *et al.* 2016. La gestión sostenible de los bosques tropicales puede reducir las emisiones de carbono y estabilizar la producción maderera. *Front Environ Sci* **4**.
- Schiesari L, Waichman A, Brock T, *et al.* 2013. Uso de plaguicidas y conservación de la biodiversidad en la frontera agrícola amazónica. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **368**: 20120378.
- Schroeder W, Oliva P, Giglio L y Csiszar IA. 2014. El nuevo producto de datos de detección activa de incendios VIIRS 375 m: Descripción del algoritmo y evaluación inicial. *Remote Sens Environ* **143**: 85-96.
- Schulze M y Zweede J. 2006. Dinámica del dosel en rodales forestales explotados y no explotados en la Amazonía oriental. *For Ecol Manage* **236**: 56-64.
- SFB e IMAZON. 2010. A atividade madeireira na Amazônia brasileira: Produção, receita e mercados (AC Hummel, MV da S Alves, D Pereira, *et al.*, Eds). Belém: IMAZON.
- Sierra R. 2000. Dinámica y patrones de deforestación en la Amazonía occidental: el frente de deforestación del Napo, 1986-1996. *Appl Geogr* **20**: 1-16.
- Silva CVJ, Aragão LEOC, Barlow J, *et al.* 2018. Los incendios forestales amazónicos inducidos por la sequía provocan una interrupción a escala de décadas de la dinámica del carbono forestal. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **373**: 20180043.
- Silva JMC Da, Rylands AB, y Fonseca GAB Da. 2005. El destino de las Áreas de Endemismo Amazónico. *Conserv Biol* **19**: 689-94.
- Silva Junior C, Aragão L, Fonseca M, *et al.* 2018. La fragmentación inducida por la deforestación aumenta la ocurrencia de incendios forestales en la Amazonía central brasileña. *Forests* **9**: 305.
- Silva Junior CHL, Aragão LEOC, Anderson LO, *et al.* 2020. El colapso persistente de la biomasa en los bordes de los bosques amazónicos después de la deforestación conduce a pérdidas de carbono no contabilizadas. *Sci Adv* **6**.
- Silva SS da, Fearnside PM, Graça PML de A, *et al.* 2018. Dinámica de los incendios forestales en el suroeste amazónico. *For Ecol Manage* **424**: 312-22.
- Silva SS da, Fearnside PM, Graça PML de A, *et al.* 2021. Aumento del dominio del bambú en los bosques amazónicos del sudoeste después de la intensificación de los incendios provocados por la sequía. *For Ecol Manage* **490**: 119139.
- Silveira JM, Barlow J, Louzada J y Moutinho P. 2010. Factores que afectan la abundancia de artrópodos en la hojarasca en bosques amazónicos estacionalmente secos no quemados y tres veces quemados (A Hector, Ed). *PLoS One* **5**: e12877.

- Silvério D V, Brando PM, Macedo MN, *et al.* 2015. La expansión agrícola domina los cambios climáticos en el suroriente de la Amazonía: el forzamiento no relacionado con los GEI que se pasa por alto. *Environ Res Lett* **10**: 104015.
- Silvério D V., Brando PM, Balch JK, *et al.* 2013. Prueba de la hipótesis de sabanización del Amazonas: efectos del fuego sobre la invasión de un bosque neotropical por cerrado nativo y pastos exóticos. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **368**: 20120427.
- Silvério D V., Brando PM, Bustamante MMC, *et al.* 2019. Incendio, fragmentación y tormentas de viento: Una receta para la degradación de los bosques tropicales (D Edwards, Ed). *J Ecol* **107**: 656-67.
- Sinovas P, Price B, King E, *et al.* 2017. Comercio de vida silvestre en los países amazónicos: un análisis del comercio de especies incluidas en CITES. Informe técnico elaborado para el Programa Regional Amazonía (BMZ/DGIS/GIZ). Cambridge, UK.
- Sinovas P, Price B, King E, *et al.* 2017. Comercio de vida silvestre en los países amazónicos: un análisis del comercio de especies incluidas en CITES. Informe técnico elaborado para el Programa Regional Amazonía (BMZ/DGIS/GIZ). Cambridge, UK.
- Sinovas P, Price B, King E, *et al.* 2017. Comercio de vida silvestre en los países amazónicos: un análisis del comercio de especies incluidas en CITES. Informe técnico elaborado para el Programa Regional Amazonía (BMZ/DGIS/GIZ). Cambridge, UK.
- Sist P y Ferreira FN. 2007. Sostenibilidad de la tala de impacto reducido en la Amazonía Oriental. *For Ecol Manage* **243**: 199-209.
- Skirycz A, Castilho A, Chaparro C, *et al.* 2014. La biodiversidad de Canga, una cuestión de minería. *Front Plant Sci* **5**.
- Smith CC, Healey JR, Berenguer E, *et al.* 2021. Pérdida de bosques primarios y recuperación de bosques secundarios en los países amazónicos. *Environ Res Lett* **16**: 085009.
- Soares-Filho B, Moutinho P, Nepstad D, *et al.* 2010. Papel de las áreas protegidas de la Amazonía brasileña en la mitigación del cambio climático. *Proc Natl Acad Sci* **107**: 10821-6.
- Solar RR de C, Barlow J, Ferreira J, *et al.* 2015. ¿Qué tan generalizada es la homogeneización biótica en los paisajes de bosques tropicales modificados por humanos? (H Cornell, Ed). *Ecol Lett* **18**: 1108-18.
- Song X-P, Hansen MC, Potapov P, *et al.* 2021. Expansión masiva de soya en América del Sur desde 2000 e implicaciones para la conservación. *Nat Sustain* **4**: 784-92.
- Sonter LJ, Barrett DJ, Moran CJ y Soares-Filho BS. 2015. Emisiones de carbono debido a la deforestación para la producción de carbón vegetal utilizado en la industria siderúrgica de Brasil. *Nat Clim Chang* **5**: 359-63.
- Sonter LJ, Herrera D, Barrett DJ, *et al.* 2017. La minería impulsa la deforestación extensiva en la Amazonía brasileña. *Nat Commun* **8**: 1013.
- Sousa R, Veiga M, Zyl D Van, *et al.* 2011. Políticas y regulaciones para el sector de la minería aurífera artesanal en Brasil: análisis y recomendaciones. *J Clean Prod* **19**: 742-50.
- Souza DO de, Alvalá RC dos S y Nascimento MG do. 2016. Efectos de la urbanización en el microclima de Manaus: Un estudio de modelado. *Atmos Res* **167**: 237-48.
- Souza-Filho PWM, Giannini TC, Jaffé R, *et al.* 2019. Mapeo y cuantificación de sabanas de afloramiento ferruginoso en la Amazonía brasileña: Un desafío para la conservación de la biodiversidad (W Finsinger, Ed). *PLoS One* **14**: e0211095.
- Souza-Filho PWM, Lobo F, Cavalcante R, *et al.* 2021. Intensidad de uso de la tierra de extracción oficial de minerales en la región amazónica: Vinculación de datos económicos y espaciales. *L Degrad Dev* **32**: 1706-17.
- Spracklen D V. y García-Carreras L. 2015. El impacto de la deforestación amazónica en las precipitaciones de la cuenca amazónica. *Geophys Res Lett* **42**: 9546-52.
- Spracklen D V., Arnold SR, y Taylor CM. 2012. Observaciones de aumento de las precipitaciones tropicales precedido por el paso del aire sobre los bosques. *Nature* **489**: 282-5.
- Springer SK, Peregovich BG y Schmidt M. 2020. Capacidad de evaluación del ciclo de vida social para analizar el sector de la minería aurífera artesanal en pequeña escala: estudio de caso en la selva amazónica de Brasil. *Int J Life Cycle Assess* **25**: 2274-89.
- Srinivas A y Koh LP. 2016. La expansión de la palma aceitera impulsa la disminución de la avifauna en la región de Pucallpa en la Amazonía peruana. *Glob Ecol Conserv* **7**: 183-200.
- Staver AC, Brando PM, Barlow J, *et al.* 2020. Una corteza más delgada aumenta la sensibilidad de los bosques tropicales amazónicos más húmedos al fuego (J Penuelas, Ed). *Ecol Lett* **23**: 99-106.
- Steege H ter, Pitman NCA, Killeen TJ, *et al.* 2015. Estimación del estado de conservación global de más de 15.000 especies de árboles amazónicos. *Sci Adv* **1**.
- Steege H ter, Pitman NCA, Sabatier D, *et al.* 2013. Hiperdominancia en la Flora Arbórea Amazónica. *Science* **342**.
- Storck-Tonon D, Silva RJ da, Sawaris L, *et al.* 2020. El tamaño del parche de hábitat y el aislamiento impulsan el colapso casi completo de los conjuntos de escarabajos coprófagos amazónicos en un archipiélago forestal de 30 años. *Biodivers Conserv* **29**: 2419-38.
- Stork NE. 2018. ¿Cuántas especies de insectos y otros artrópodos terrestres hay en la Tierra? *Annu Rev Entomol* **63**: 31-45.
- Suárez E, Zapata-Ríos G, Utreras V, *et al.* 2013. Controlar el acceso a los caminos petroleros protege la cubierta forestal, pero no las comunidades de vida silvestre: un estudio de caso de la selva tropical de la Reserva de la Biosfera Yasuní (Ecuador). *Anim Conserv* **16**: 265-74.
- Tedesco L de L. 2013. No trecho dos garimpos: mobilidade, gênero e modos de viver na garimpagem de ouro amazônica. Terborgh J, Nuñez-Iturri G, Pitman NCA, *et al.* 2008. Reclutamiento de árboles en un bosque vacío. *Ecology* **89**: 1757-68.
- La República de Surinam. 2019. Contribución Determinada a Nivel Nacional 2020. Paramaribo.
- Tobias JA, Bates JM, Hackett SJ y Seddon N. 2008. Comente sobre "El gradiente latitudinal en las tasas recientes de especiación y extinción de aves y mamíferos". *Science* **319**: 901-901.
- Trinca CT, Ferrari SF y Lees AC. 2008. La curiosidad mató al pájaro: la caza arbitraria de águilas arpías *Harpia harpyja* en una frontera agrícola en el sur de la Amazonía brasileña. *Cotinga* **30**: 12-5.
- Trinca CT, Ferrari SF y Lees AC. 2008. La curiosidad mató al pájaro: la caza arbitraria de águilas arpías *Harpia harpyja* en

- una frontera agrícola en el sur de la Amazonía brasileña. *Cotinga* 30: 12-5.
- Tritsch I y Tourneau FM Le. 2016. Causas de la deforestación en la Amazonía brasileña. Nuevos conocimientos sobre los patrones actuales de asentamientos humanos. *Appl Geogr* 76: 163-72.
- Uhl C y Vieira ICG. 1989. Impactos ecológicos de la tala selectiva en la Amazonía brasileña: Un Estudio de Caso de la Región de Paragominas del Estado de Pará. *Biotropica* 21: 98.
- van der Ent R, Savenije HHG, Schaeffli B, y Steele-Dunne SC. 2010. Origen y destino de la humedad atmosférica sobre los continentes. *Water Resour Res* 46.
- van Tussenbroek BI, Hernández Arana HA, Rodríguez-Martínez RE, et al. 2017. Impactos severos de mareas marrones causadas por *Sargassum* spp. en las comunidades de pastos marinos del Caribe cerca de la costa. *Mar Pollut Bull* 122: 272-81.
- Vedovato LB, Fonseca MG, Arai E, et al. 2016. El alcance de la fragmentación forestal de 2014 en la Amazonía brasileña. *Reg Environ Chang* 16: 2485-90.
- Velastegui-Montoya A, Lima A De y Adami M. 2020. Análisis multitemporal de la deforestación en respuesta a la construcción de la represa tucuruí. *ISPRS Int J Geo-Information* 9: 583.
- Venticinque E, Forsberg B, Barthem R, et al. 2016. Un marco explícito de la cuenca fluvial basado en SIG para la conservación de ecosistemas acuáticos en la Amazonía [https://knbcoinformatics.org/view/doi%3A10.5063%2FF1BG2KX8#snapp\\_computing.6.1](https://knbcoinformatics.org/view/doi%3A10.5063%2FF1BG2KX8#snapp_computing.6.1).
- Vijay V, Reid CD, Finer M, et al. 2018. Riesgos de deforestación que plantea la expansión de la palma aceitera en la Amazonía peruana. *Environ Res Lett* 13: 114010.
- Wang M, Hu C, Barnes BB, et al. 2019. El gran cinturón atlántico de sargazos. *Science* 364: 83-7.
- Wearn OR, Reuman DC y Ewers RM. 2012. Deuda de extinción y ventanas de oportunidad de conservación en la Amazonía brasileña. *Science* 337: 228-32.
- Werth D. 2002. Los efectos locales y globales de la deforestación amazónica. *J Geophys Res* 107: LBA 55-1.
- Whitney BM, Isler ML, Bravo GA, et al. 2007. Manual de las aves del mundo. Una nueva especie de hormiguero en el complejo *Hypocnemis cantator* del interfluvio Aripuanã-Machado en la Amazonía central de Brasil. : 282-5.
- Whitney BM, Isler ML, Bravo GA, Aristizábal N, Schunck F, Silveira LF, Piacentini VQ, Cohn-Haft M, Rêgo MA (2013) Una nueva especie de hormiguero en el complejo *Hypocnemis cantator* del interfluvio Aripuanã-Machado en el Brasil amazónico central. En: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie D (eds) Manual de las Aves del Mundo. Volumen especial: nuevas especies e índice global. Lynx Edicions, Barcelona, España, págs. 282-285
- Withey K, Berenguer E, Palmeira AF, et al. 2018. Cuantificación de las emisiones inmediatas de carbono de los incendios forestales provocados por El Niño en los bosques tropicales húmedos. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 373: 20170312.
- Zapata-ríos G, Suárez R. E, Utreras B. V, et al. 2006. Evaluación de amenazas antropogénicas en el Parque Nacional Yasuní y sus implicaciones para la conservación de mamíferos silvestres. *Lyonia* 10: 47-57.
- Zapata-Ríos G, Urgilés C, y Suárez E. 2009. Caza de mamíferos por los Shuar de la Amazonía ecuatoriana: ¿Es sostenible? *ORYX* 43: 375-85.

## **Capítulo 20**

### **Impulsores e impactos de los cambios en los ecosistemas acuáticos**



Pescadores vendem peixes frescos em suas canoas, no centro de Manaus (Foto: Bruno Kelly/Amazônia Real)

## INDEX

<b>RESUMEN GRÁFICO .....</b>	<b>20.2</b>
<b>MENSAJES CLAVE.....</b>	<b>20.3</b>
<b>20.1 INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>20.4</b>
<b>20.2 INFRAESTRUCTURA .....</b>	<b>20.7</b>
20.2.1 REPRESAS.....	20.7
20.2.1.1 Represas existentes y planes futuros .....	20.7
20.2.1.2 Comunidades de peces .....	20.7
20.2.1.3 Mamíferos acuáticos, reptiles, anfibios e insectos.....	20.9
20.2.1.4 Estratificación del embalse.....	20.10
20.2.1.5 Alteración de flujos de sedimentos .....	20.12
20.2.1.6 Alteración del caudal .....	20.14
<b>20.3 CARRETERAS .....</b>	<b>20.16</b>
<b>20.4 VÍAS NAVEGABLES Y DESVÍOS FLUVIALES .....</b>	<b>20.16</b>
<b>20.5 SOBREEXPLOTACIÓN .....</b>	<b>20.17</b>
20.5.1 FAUNA ACUÁTICA RECOLECTADA PARA CONSUMO HUMANO .....	20.17
20.5.2 PECES ORNAMENTALES .....	20.19
<b>20.6 ESPECIES INVASORAS .....</b>	<b>20.20</b>
<b>20.7 DEFORESTACIÓN .....</b>	<b>20.21</b>
<b>20.8 CONTAMINACIÓN .....</b>	<b>20.22</b>
20.8.1 QUÍMICOS AGRÍCOLAS .....	20.22
<b>20.9 DERRAMES DE PETRÓLEO Y RESIDUOS TÓXICOS .....</b>	<b>20.23</b>
<b>20.10 MINERÍA.....</b>	<b>20.27</b>
<b>20.11 AGUAS RESIDUALES URBANAS Y RESIDUOS PLÁSTICOS .....</b>	<b>20.30</b>
<b>20.12 INTERACCIONES ENTRE IMPULSORES .....</b>	<b>20.31</b>
<b>20.12 CONCLUSIONES.....</b>	<b>20.33</b>
<b>20.13 RECOMENDACIONES.....</b>	<b>20.33</b>
<b>20.15 REFERENCIAS .....</b>	<b>20.34</b>

Resumen Gráfico



Figura 20.A Resumen gráfico



# Impulsores e impactos de los cambios en los ecosistemas acuáticos

Philip M. Fearnside<sup>a</sup>, Erika Berenguer<sup>bc</sup>, Dolors Armenteras<sup>d</sup>, Fabrice Duponchelle<sup>e</sup>, Federico Mosquera Guerra<sup>f</sup>, Clinton N. Jenkins<sup>g</sup>, Paulette Bynoe<sup>h</sup>, Roosevelt García-Villacorta<sup>i</sup>, Marcia Macedo<sup>e</sup>, Adalberto Luis Val<sup>j</sup>, Vera Maria Fonseca de Almeida-Val<sup>1</sup>, Nathália Nascimento<sup>j</sup>

## Mensajes clave

- Durante las últimas cuatro décadas, y especialmente desde el año 2.000, dos, muchos ecosistemas acuáticos amazónicos han perdido su conectividad y se encuentran cada vez más contaminados.
- Antes de los impactos masivos de las represas construidas en las últimas cuatro décadas, la sobreexplotación de especies de plantas y animales era el factor más importante que causaba la degradación de los ecosistemas acuáticos en la cuenca Amazónica. Esta degradación continúa avanzando.
- La distribución espacial de los impactos sobre la biodiversidad y los procesos ecológicos es desigual.
- Los residuos agrícolas e industriales y las descargas urbanas contaminan las aguas amazónicas.
- La contaminación por mercurio de la extracción de oro (legal o no) es una importante preocupación ambiental y de salud pública.
- Las represas hidroeléctricas bloquean las migraciones de peces y el transporte de sedimentos y nutrientes asociados, además de alterar los flujos de los ríos y los niveles de oxígeno.
- La deforestación afecta en gran medida las características físicas y químicas de los cursos de agua y cuando la agricultura reemplaza a los bosques puede liberar fertilizantes, herbicidas y otros contaminantes al agua, así como sedimentos de la erosión del suelo.
- La extracción de petróleo y los derrames de hidrocarburos resultantes pueden tener fuertes impactos en los ecosistemas acuáticos.
- La productividad biológica de los ecosistemas acuáticos se ve afectada tanto aguas arriba como aguas abajo de estos impactos.

## Resumen

Los ecosistemas acuáticos de la Amazonía están siendo degradados y se prevé que las amenazas a su integridad aumenten en número e intensidad en los próximos años. En este capítulo revisamos algunas de estas amenazas. Las represas hidroeléctricas (307 existentes o en construcción) han cambiado casi todos los aspectos de los ecosistemas acuáticos amazónicos, y se planean muchas más represas (239), lo que representa una amenaza para la enorme biodiversidad acuática y los recursos pesqueros de la región. Al

<sup>a</sup> Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia (INPA), Manaus, Brasil, [pmfearn@inpa.gov.br](mailto:pmfearn@inpa.gov.br)

<sup>b</sup> Environmental Change Institute, School of Geography and the Environment, University of Oxford, OX1 3QY, Oxford, Reino Unido

<sup>c</sup> Lancaster Environment Centre, Lancaster University, LA1 4YQ, Lancaster, Reino Unido

<sup>d</sup> Ecología del Paisaje y Modelación de Ecosistemas ECOLMOD, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá, Colombia

<sup>e</sup> Institut de Recherche pour le Développement, 44 bd de Dunkerque, Immeuble Le Sextant CS 90009, F-13572 Marseille cedex 02, France

<sup>f</sup> Fundación Omacha, Colombia

<sup>g</sup> Florida International University, Department of Earth and Environment & Kimberly Green Latin American and Caribbean Center, Miami, FL 33199, USA

<sup>h</sup> University of Guyana, Guyana

<sup>i</sup> Centro Peruano para la Biodiversidad y Conservación (CPBC), Iquitos, Perú

<sup>j</sup> Universidade Federal do Espírito Santo - UFES, Instituto de Estudos Climáticos, Vitória, Espírito Santo, Brasil.

bloquear las migraciones de peces, las represas afectan importantes especies comerciales, así como el flujo de sedimentos y nutrientes que sustentan las cadenas alimentarias acuáticas y sustentan las poblaciones de peces. Al alterar los caudales de los tributarios y los regímenes de inundación, las represas y sus embalses también alteran los ecosistemas río abajo, incluyendo los bosques inundados y los lagos de las llanuras aluviales que son esenciales para la reproducción de muchas especies de peces. Distintas especies de peces no pueden tolerar las condiciones de bajo oxígeno (anóxicas) que se encuentran cerca del fondo de los embalses. También favorecen la formación de metilmercurio altamente tóxico y la producción de metano, un poderoso gas de efecto invernadero. Las pequeñas represas y embalses pueden tener impactos sustanciales que a menudo son incluso mayores que las grandes represas por megavatio (MW) o por hectárea. En Brasil, la definición de represas “pequeñas” se ha incrementado progresivamente de menos de 10 a 30 a 50 MW, abriendo una brecha cada vez mayor en el sistema de licencias ambientales. La sobreexplotación pesquera para con fines alimenticios y comercio de ornamentales ha agotado las poblaciones de peces y a su vez altera sus funciones ecológicas. Las especies nativas están amenazadas por especies invasoras que escapan de las operaciones de acuicultura y, potencialmente, de las desviaciones de ríos entre cuencas propuestas. La deforestación cambia las propiedades químicas y físicas de los arroyos, incluyendo la liberación de depósitos naturales de metales pesados (como el mercurio de la erosión) y la eliminación de especies acuáticas que habitan los cursos de agua en los bosques amazónicos. Las fuentes de contaminación incluyen residuos de la agricultura y desechos industriales y urbanos, como el plástico, el mercurio, los metales de transición como Cu, Cd, Pb y Ni, el alcantarillado urbano, y diversas formas de residuos contaminantes. Los derrames de petróleo han tenido consecuencias desastrosas en Ecuador y Perú. La extracción de oro libera grandes cantidades de sedimentos, además de liberar mercurio y provocar la deforestación y degradación de los bosques inundables. Las carreteras contribuyen a la fragmentación de los arroyos y afluentes de los ríos y generan procesos de erosión del suelo, además de una alta carga de sedimentos provenientes de la deforestación que provocan las carreteras. Las hidrovías causan múltiples impactos en los ríos convertidos a este uso, afectando particularmente los hábitats de reproducción de las especies de agua dulce. El cambio climático afecta a los ecosistemas acuáticos a través del aumento de la temperatura y sequías e inundaciones extremas. Las interacciones entre los impulsores significan que muchos de estos impactos son aún más dañinos para los ecosistemas acuáticos. Los autores de este capítulo recomiendan que no se continúe con la construcción de más proyectos de hidroeléctricas con capacidad instalada  $\geq 10$  MW en la Amazonía, que las inversiones en nueva generación de electricidad se redirijan a fuentes eólicas y solares, y que todas las evaluaciones ambientales incorporen impactos sinérgicos y acumulativos en sus análisis. Además de los impactos en el ecosistema que son el tema de este capítulo, los impactos sociales extraordinariamente grandes de las represas amazónicas (Capítulo 14) llevan a la misma conclusión. Afortunadamente, países como Brasil tienen un gran potencial eólico y solar sin desarrollar.

*Palabras clave: Cambio climático, represas, peces, especies invasoras, mercurio, derrames de petróleo, contaminación, desviación de ríos, desechos tóxicos, vías fluviales*

## 20.1 Introducción

Los ríos y tributarios de la Amazonía reflejan los paisajes por los que fluyen. El gran limnólogo amazónico Harald Sioli (1984) explicó que “Los grandes ríos reciben sus aguas de una tupida red de Igarapés, arroyos y riachuelos. La longitud total

de sus cursos supera en más de mil veces la del Amazonas; esto implica un contacto íntimo del sistema acuático amazónico con su entorno terrestre y una influencia determinante de este último en la química y biología de los pequeños cursos de agua.” Esta influencia refleja no solo diferencias geológicas como las que producen los ríos

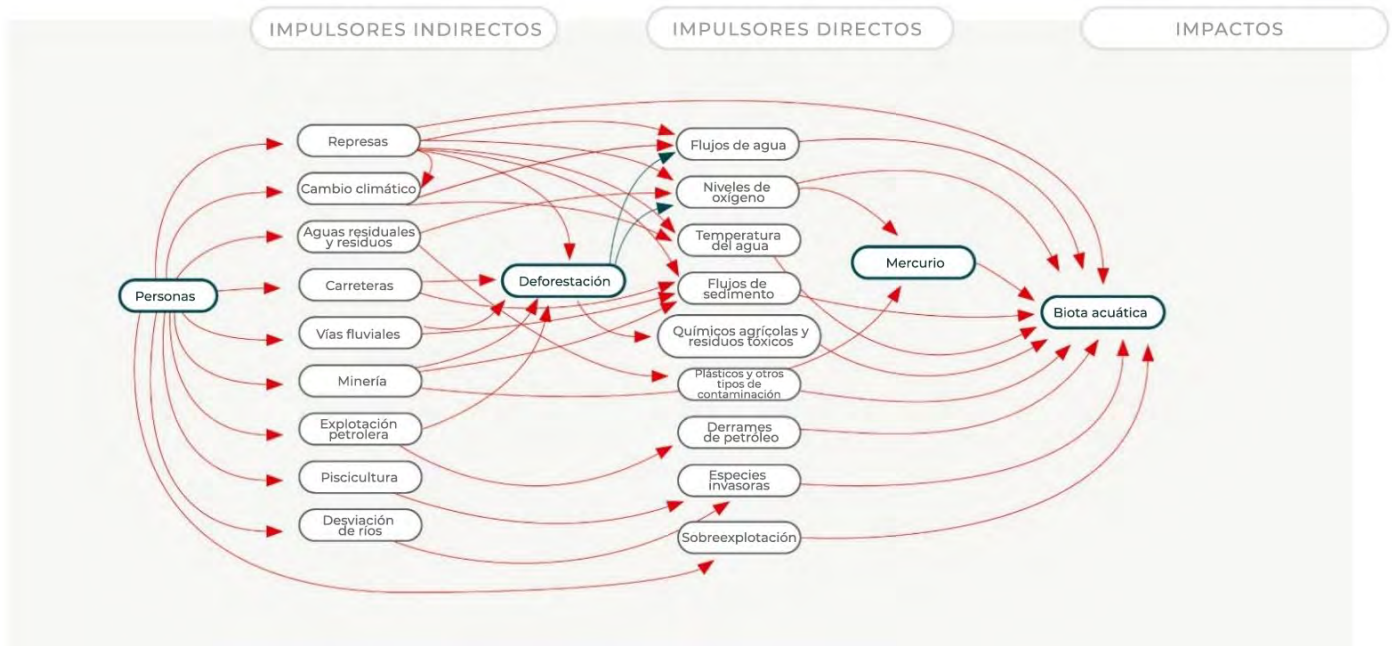
de aguas blancas, negras y claras de la región, sino también los efectos de la actividad humana. Estos cursos de agua a menudo se comparan con la sangre o la orina de una persona, objeto de pruebas médicas para identificar problemas en el cuerpo humano. Del mismo modo, el deterioro de la salud de un ecosistema terrestre o acuático se reflejará en la calidad y cantidad del agua que fluye de su cuenca hidrográfica.

La magnitud de los flujos en el Amazonas refleja la importancia global de la región, que descarga anualmente 6,6 billones de metros cúbicos de agua dulce a los océanos, junto con 600-800 millones de toneladas de sedimentos en suspensión (Filizola y Guyot 2011). La biodiversidad acuática en la Amazonía también es significativa a nivel mundial. Hasta el momento se han descrito 2406 especies de peces (Jézéquel *et al.* 2020), aunque quedan cientos más por describir, por lo que es probable que el número real supere las 3000 especies (Val 2019). Las especies arbóreas de llanuras aluviales descritas suman un total de 918 (Wittmann *et al.* 2006). Tan poderoso como es el río Amazonas, sus ecosistemas acuáticos también son frágiles (por ejemplo, Castello *et al.* 2013a). Este capítulo se enfoca en las múltiples amenazas que enfrentan estos ecosistemas.

Los ríos y arroyos amazónicos conectan partes distantes de la vasta cuenca Amazónica, y los impactos que se originan en cualquier lugar pueden sentirse a miles de kilómetros de distancia. Una represa que altera los flujos de sedimentos aguas abajo, por ejemplo, puede afectar los ecosistemas hasta el Océano Atlántico e incluso en el estuario del Amazonas. Del mismo modo, una represa que bloquea las especies migratorias provoca efectos aguas arriba que llegan hasta las cabeceras del Amazonas en las estribaciones de los Andes. Lo mismo ocurre con otros impulsores del cambio en los sistemas de agua dulce (Figura 20.1); la sobreexplotación de las poblaciones de peces (tanto las especies de interés comercial u ornamental) puede alterar las redes alimentarias acuáticas; la introducción de especies invasoras podría perturbar las comunidades de especies nativas, pro-

vocando la pérdida de hábitat; y la deforestación llegaría a alterar la calidad del agua, la temperatura y el clima en varias escalas. La contaminación del agua (p. ej., residuos agrícolas e industriales, plásticos, medicamentos, derrames de petróleo y metales de transición como el mercurio) puede tener efectos generalizados y acumulativos, al igual que infraestructuras como represas, carreteras, desvíos de ríos y vías fluviales. Otros factores incluyen el crecimiento urbano e industrial, la agricultura y el cambio climático regional. Estos impulsores tienen interacciones sinérgicas entre ellos y, cuando actúan juntos, pueden amplificar los impactos de los demás (Costa *et al.* 2011; Anderson *et al.* 2018; Athayde *et al.* 2019; Castello y Macedo 2016; Silva *et al.* 2019). La construcción de represas, por ejemplo, inevitablemente resulta en la construcción de carreteras, lo que a su vez puede aumentar la deforestación para pastos y cultivos básicos como la soya (Fearnside 2009; Guerrero *et al.* 2020). Estos cambios en el uso de la tierra finalmente resultan en la contaminación de ríos y arroyos, ya sea por el uso a gran escala de fertilizantes y productos químicos agrícolas, la formación de metilmercurio tóxico en los embalses o el rápido crecimiento de la población debido a la migración provocada por la construcción de represas. Estos múltiples impactos en los ecosistemas acuáticos amenazan la enorme biodiversidad acuática de la Amazonía, así como la salud y el bienestar de muchos habitantes de la Amazonía que dependen de la pesca y otros recursos acuáticos para su sustento (ver el Capítulo 21).

Los sistemas acuáticos de la Amazonía son ambientalmente diversos e incluyen muchas características que pueden plantear desafíos únicos para los organismos acuáticos. Entre estos se encuentran la heterogeneidad del hábitat, diferentes tipos de ríos (como aguas blancas, negras o claras) y drásticos eventos de inundación estacional (es decir, pulsos de inundación) cuando los ríos se desbordan e invaden los bosques adyacentes, creando hábitats como *várzeas* (llanuras aluviales de aguas bravas) e *igapós* (pantanos de aguas negras) que son esenciales para alimentar y nutrir a los peces (Barletta *et al.* 2010). Los indicadores de



**Figura 20.1** Diagrama de flujo de las relaciones entre los impulsores que provocan impactos en la vida acuática.

la calidad del agua, como el oxígeno disuelto, la temperatura, la conductividad eléctrica y el pH, también pueden variar estacional y espacialmente según el área de drenaje (por ejemplo, los Andes, Guayana y los escudos brasileños), lo que requiere que los organismos acuáticos se ajusten a las condiciones cambiantes. Estos desafíos han favorecido la evolución de estrategias adaptativas en todos los niveles de organización biológica (Junk *et al.* 1989; Campos *et al.* 2019; Val 2019; Piedade *et al.* 2000).

Los peces y otros animales acuáticos han desarrollado estrategias para hacer frente a ambientes extremos (p. ej., agua con poco oxígeno, alta acidez, bajas concentraciones de iones y altas temperaturas) y una alta variabilidad estacional en los recursos alimentarios, lo que resulta en una alta diversidad biótica (Val *et al.* 2006; Val y Almeida-Val 1995; Zuanon *et al.* 2005).

Las interacciones entre las condiciones extremas del hábitat y las perturbaciones antropogénicas están llevando a muchos organismos a sus límites fisiológicos; las adaptaciones a su entorno natural no siempre promueven la supervivencia bajo estrés antropogénico. Un ejemplo emblemático es el

efecto de los derrames de petróleo en los peces. Entre las muchas estrategias que han desarrollado los peces amazónicos para hacer frente a la falta de oxígeno está la capacidad de explotar la interfaz agua-aire que, en el caso de un derrame de petróleo, aumenta su contacto con los contaminantes concentrados en la parte superior de la columna de agua (Val y Val 1999; Dos Anjos *et al.* 2011; Souza *et al.* 2020).

Las interacciones entre los diferentes impulsores de la degradación en los sistemas acuáticos se resumen en la Figura 20.1. Este capítulo comienza con una discusión sobre las represas hidroeléctricas debido a sus impactos muy grandes y diversos en la región, y las muchas conexiones entre las represas y otros impulsores del cambio en los sistemas acuáticos. Luego revisa los efectos de la sobreexplotación, las especies invasoras, la contaminación, la minería, las carreteras, los desvíos de ríos, las vías fluviales y el cambio climático en los sistemas acuáticos de la Amazonía. El capítulo concluye con una discusión de los efectos sinérgicos entre los impulsores, seguido de las conclusiones y recomendaciones.

## 20.2 Infraestructura

### 20.2.1 Represas

#### 20.2.1.1 Represas existentes y planes futuros

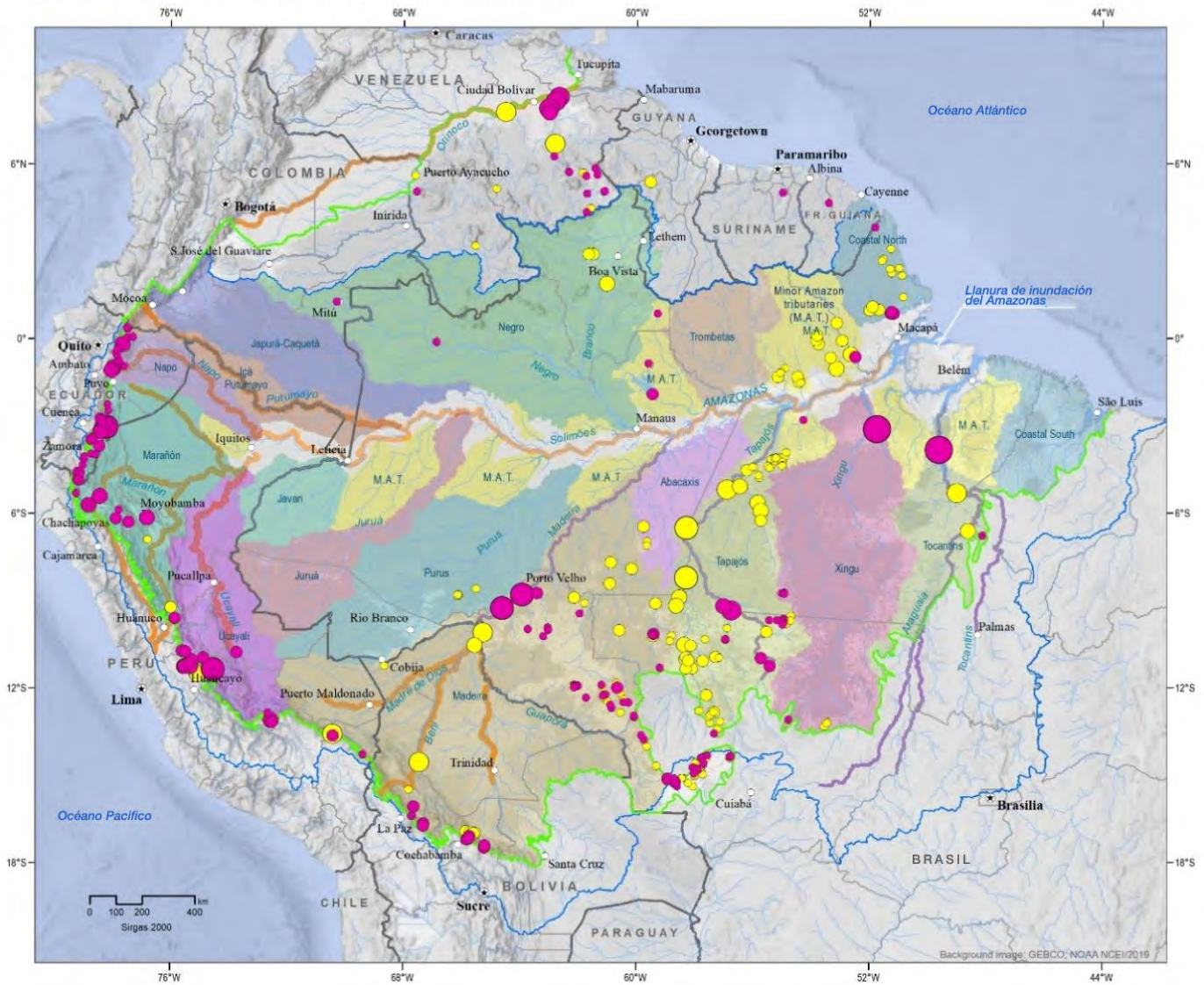
Identificamos 307 represas existentes o en construcción, y 239 que están planeadas o proyectadas (Figura 20.2). Estos números varían en la literatura (Finer y Jenkins 2012; Lees *et al.* 2016; Almeida *et al.* 2019) debido a las diferencias en las áreas cubiertas, definiciones inconsistentes de lo que constituye una represa “planificada” (especialmente para represas pequeñas) e información variable en los ocho países y un territorio de ultramar que comprende la cuenca Amazónica. Los planes para futuras represas hidroeléctricas también están en constante cambio.

Las represas “pequeñas” tienen un impacto hidrológico menor que las represas grandes en términos absolutos, pero en relación con su capacidad instalada para la generación de energía tienen un impacto significativamente mayor (Timpe y Kaplan 2017). Desde 2016, las represas hidroeléctricas “pequeñas” se definen en Brasil como aquellas con menos de 50 MW de capacidad instalada; el límite era de 30 MW de 2004 a 2016 y de 10 MW antes de 2004. Las represas en esta categoría están exentas de licencias ambientales federales y se pueden construir con licencias estatales (generalmente menos rigurosas), lo que motiva tanto la expansión de este vacío al redefinir represas “pequeñas” como un número rápidamente creciente de represas “pequeñas” en el Amazonia brasileña. La definición de represas “pequeñas” varía ampliamente entre países, reconociendo 10 MW “cada vez más como el estándar internacional” (Couto y Olden 2018). La relajación de Brasil en su definición para incluir represas de hasta 50 MW representa un retroceso significativo en el control ambiental. as the international standard” (Couto and Olden 2018). La relajación de Brasil en su definición para incluir represas de hasta 50 MW representa un retroceso significativo en el control ambiental.

#### 20.2.1.2 Comunidades de peces

Las hidroeléctricas tienen un impacto negativo en las comunidades de peces tanto por encima como por debajo del embalse debido a la pérdida de hábitat y cambios severos en los regímenes hidrológicos de los bosques inundables (Ribeiro y Petrere 1988; Ribeiro *et al.* 1995; Santos *et al.* 2018). La conversión de un tramo de río de agua corriente (lótica) a agua tranquila (léntica) elimina o reduce en gran medida las poblaciones de muchas especies de las cuales pocas están adaptadas al nuevo entorno (Agostinho *et al.* 2016). Las comunidades de peces se vuelven estructural y funcionalmente diferentes de la línea de base previa a la represa (Araújo *et al.* 2013; Arantes *et al.* 2019a, b), siendo uno de los impactos más evidentes el impedimento de la migración aguas arriba y aguas abajo (Pelicice *et al.* 2015a). Solo algunas de las especies de peces migratorios muy diversas pueden utilizar los pasos de peces (Pelicice y Agostinho 2008). El famoso “bagre gigante” del río Madeira (*Brachyplatystoma* spp.) se encuentra entre los que no han podido utilizar los pasajes de las grandes represas de Santo Antônio y Jirau en la Amazonía brasileña, aunque son físicamente capaces de escalar los pasajes si son colocados dentro de ellos (Figura 20.3). Esto se debe a que el instinto de los peces durante su migración anual para desovar en las cabeceras es remontar el cauce principal del río, no entrar en pequeños arroyos como los que imitan los pasos. Aunque aún no está documentado para el Amazonas, se han producido extirpaciones de especies migratorias en toda la cuenca en muchos ríos del mundo debido a la ineficacia de las escalas para peces (ver Pringle *et al.* 2000; Freeman *et al.* 2003). Las represas amazónicas y sus pasajes de peces ineficaces ya han interrumpido seriamente las rutas de migración de muchas especies de peces, lo que ha resultado en la disminución de las pesquerías tanto por encima como por debajo de las represas y en cambios en la estructura de ensamblaje y los rasgos funcionales de las comunidades de peces (revisión en Duponchelle *et al.* 2021). Las escalas para peces ineficaces en el Amazonas han provocado la disminución de especies migratorias en la represa Santo Antônio en el

REPRESAS EXISTENTES Y PROYECTADAS EN LA AMAZONIA



SPA, 2021

- Bioma amazónico
- Cuenca del Amazonas
- Frontera estatal
- Frontera nacional
- Capital estatal/nacional
- Vías fluviales (planificadas o existentes)
- Cosiplan/IRSA, 2013
- PNH/Brasil, 2010

- Cuencas hidrográficas**
- Abacaxis
  - Llanura de inundación del Amazonas
  - Coastal basins
  - Iça - Putumayo
  - Japurá - Caquetá
  - Javari
  - Juruá
  - Madeira
  - Maraón
  - Afluentes menores del Amazona (M.A.T.)
  - Napo
  - Negro
  - Purus
  - Tapajós
  - Tocantins
  - Trombetas
  - Ucayali
  - Xingu

- Centrales hidroeléctricas**
- Estado**
- Planificadas
  - En funcionamiento/construcción
- Energía**
- < 50 MW
  - 51 - 500
  - 501 - 1.500
  - 1.501 - 3.000
  - 3.001 - 6.000
  - 6.001 - 11.233

Fuentes: RAISG (centrales hidroeléctricas, 2020); límites de referencia; límite biogeográfico; ríos; ciudades); Venticinque et al. 2016 (orden de los ríos y cuencas nivel 2 WCS nueva clasificación); WCS (nueva clasificación cuenca del Amazonas)

**Figura 20.2** Hidroeléctricas y vías fluviales existentes y planeadas en la Amazonía. Actualmente se reportan 307 represas existentes o en construcción, y 239 planeadas o proyectadas (total = 546).



**Figura 20.3** Las diversas especies de “bagre gigante” en el río Madeira ya están fuertemente impactadas por las represas de Santo Antônio y Jirau que han bloqueado su migración anual de desove desde 2011. Fuente: Kileen (2007). Fotografía: Russell Mittermeier

río Madeira en Rondônia (Hauser et al. 2019) y la represa Lajeado en el río Tocantins en el estado de Tocantins (Agostinho et al. 2007, 2012). En otros casos, no se proporcionó paso para peces, como en la Represa Coaracy Nunes en el río Araguari en Amapá (Sá-Oliveira et al. 2015a), la represa Samuel en el río Jamari en Rondônia (Santos 1995), y la represa Tucuruí en el río Tocantins en Pará (Ribeiro et al. 1995). La pérdida resultante de pesquerías tiene graves impactos sociales”.

### 20.2.1.3 Mamíferos acuáticos, reptiles, anfibios e insectos

Muchos otros taxones acuáticos se ven afectados por las represas hidroeléctricas (Lees et al. 2016). Por ejemplo, las hidroeléctricas pueden causar la fragmentación de las poblaciones de delfines, anfibios y reptiles (especialmente los más grandes, como los caimanes y las tortugas). Las represas también pueden afectar a estos animales indirectamente; por ejemplo, pueden disminuir la disponibilidad de represas para los delfines (Salisbury 2015; Araújo y Wang 2015). La fragmentación de la población por las represas interrumpe el flujo de genes y puede resultar en poblaciones pequeñas y, por lo tanto, vulnerables (Gravena et al. 2014; Paschoalini et al. 2020).

Las playas en las que las tortugas suelen poner sus

huevos suelen inundarse debido a la hidrología alterada por las represas (Alho 2011). Esto no solo ocurre en el área del embalse en sí (Norris et al. 2018), sino también en áreas aguas abajo donde los niveles de agua varían según la generación de energía (Salisbury 2016). Varias represas planeadas son particularmente amenazantes para las tortugas (Gonzales 2019). Por ejemplo, en el río Branco en Roraima, es probable que la represa Bem Querer planificada (Fearnside 2020a) afecte las playas de reproducción de tortugas río abajo (p. ej., Nascimento 2002). En el río Trombetas en Pará, la represa que se planea sea la pieza central del Proyecto Barão do Rio Branco anunciado por la actual administración presidencial de Brasil (The Intercept 2019) estaría justo río arriba de una de las playas de reproducción de tortugas más grandes del Amazonas, el “*tabuleiro do Jacaré*” (por ejemplo, Forero-Medina et al. 2019; Zwink y Young 1990).

En un estudio de ranas en la represa Santo Antônio en el río Madeira, la composición de los conjuntos de especies presentes cerca del margen natural del río antes de la inundación del embalse no se restableció en el nuevo margen hasta cuatro años después de que se llenó el embalse (Dayrell et al. 2021). La riqueza de especies de ranas cerca de los nuevos márgenes aumentó en un 82% un año después del llenado, pero este porcentaje había disminuido al 65% cuatro años después del llenado y “no mostró ninguna tendencia a volver al conjunto original”.

Los impactos de las represas sobre los insectos acuáticos varían; las especies que dependen del agua en rápido movimiento pierden su hábitat con la creación de embalses y, por lo tanto, disminuyen en abundancia; mientras que otros que se reproducen en el agua estancada de un embalse, como los mosquitos, pueden sufrir explosiones demográficas. En la represa de Tucuruí, en el estado brasileño de Pará, hasta el 39% del embalse estaba cubierto por macrófitas (plantas acuáticas) en los primeros años después del embalse (Tavares de Lima et al. 2000), proporcionando criaderos

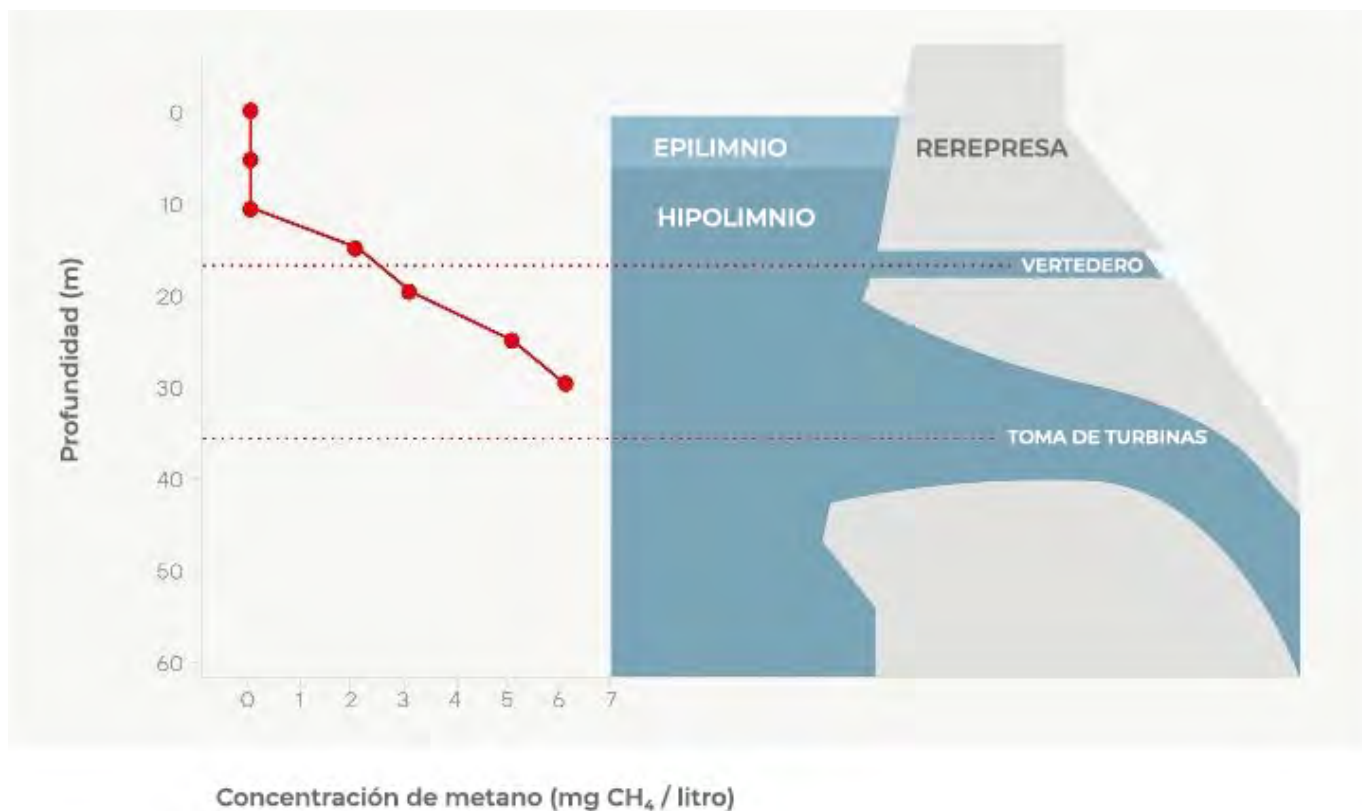
de mosquitos del género *Mansonia* (Fearnside 2001). La “plaga de mosquitos” resultante provocó que muchas de las personas que se habían reasentado cerca del embalse abandonaran sus lotes e iniciaran un nuevo foco de deforestación en otros lugares (Fearnside 1999). Por el contrario, los mosquitos *Anopheles* (los vectores de la malaria) disminuyeron en abundancia después de la finalización de la represa Tucuruí (Tadei *et al.* 1991). En la represa Samuel (en el estado brasileño de Rondônia), los mosquitos *Culex* explotaron dramáticamente y se cree que los mosquitos *Anopheles*, que ya abundaban antes de la construcción de la represa, también aumentaron (Fearnside 2005) (Capítulo 21).

La alteración de los flujos aguas abajo de las represas también puede afectar a los insectos acuáticos que flotan en el agua (Castro *et al.* 2013; Patterson y Smokorowski 2011) y los que habitan en las orillas del río, como las efímeras (Ephemeroptera)

(Kennedy *et al.* 2016). También se sabe que los cambios en la composición del sustrato (es decir, de sustratos gruesos a finos) aguas abajo de las represas afectan negativamente a los insectos acuáticos (Wang *et al.* 2020).

#### 20.2.1.4 Estratificación del embalse

Los embalses comúnmente se estratifican en capas con agua más fría en el fondo y una división (termoclina) a 2-10 m de profundidad que separa las capas más cálidas y las más frías. El agua no se mezcla entre las dos capas. La oxidación de materia orgánica en el fondo consume oxígeno para producir CO<sub>2</sub> hasta que ya no se dispone de oxígeno, después de lo cual la descomposición debe terminar en metano (CH<sub>4</sub>). La estratificación es esencialmente universal en represas de almacenamiento como Tucuruí en el río Tocantins (Figura 20.4). En las represas de pasada, la estratificación dependerá de la velocidad con la que se



**Figura 20.4** Estratificación del embalse en el embalse de Tucuruí. En el agua de fondo (hipolimnion) se agota el oxígeno y los niveles de metano (CH<sub>4</sub>) aumentan con la profundidad, alcanzando niveles elevados a nivel de los aliviaderos y tomas de turbinas. Fuente: Fearnside y Pueyo (2012).



desplace el agua por el embalse. En las represas de pasada donde el canal principal permanece libre de estratificación, como en la represa Santo Antônio en el río Madeira, las bahías y los afluentes inundados aún pueden estratificarse (Fearnside 2015a).

La descomposición de la biomasa submarina conduce a la emisión de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub>. Una tonelada de metano tiene un impacto al bloquear el paso de la radiación infrarroja que es 120 veces mayor que una tonelada de CO<sub>2</sub> mientras permanece en la atmósfera (Myhre *et al.* 2013). Si nos mantenemos dentro de cualquiera de los límites del Acuerdo de París (temperatura global media “muy por debajo de 2°C” o por debajo de 1,5°C por encima de la media preindustrial), entonces se debe considerar el impacto del CH<sub>4</sub> en términos de equivalentes de CO<sub>2</sub> sobre una base de 20 años, lo que esencialmente triplica el impacto de las represas hidroeléctricas en el calentamiento global (Fearnside 2015b, 2017a, b). Los impactos de los diferentes gases de efecto invernadero se expresan en términos de equivalentes de CO<sub>2</sub> basados en los potenciales de calentamiento global (GWP), que representan el efecto sobre la temperatura global en un horizonte de tiempo dado causado por la emisión de una tonelada del gas en relación con la emisión simultánea de una tonelada de CO<sub>2</sub>. Teniendo en cuenta los GWP de 20 años del 5<sup>to</sup> informe de evaluación del IPCC, el 25% de las represas en las tierras bajas emitiría incluso más equivalentes de CO<sub>2</sub> por megavatio-hora generado que una central eléctrica a carbón, y el 40% de ellas emitiría más que la generación a partir de gas natural (Almeida *et al.* 2019). El resultado sería aún peor para las represas amazónicas si se incluyeran en estos cálculos las emisiones del agua que pasa por las turbinas y vertederos. El Cuadro 20.1 explica la contribución de las represas amazónicas a las emisiones de gases de efecto invernadero.

Existe una incertidumbre considerable al calcular las emisiones de gases de efecto invernadero (es decir, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O) de las represas en la escala de la Amazonía en su conjunto. Hay mucha varia-

ción de represa a represa con referencia a variables clave tales como la profundidad del agua en las tomas de las turbinas y aliviaderos, el tiempo promedio de rotación del agua en el reservorio y la existencia de bahías y otras áreas en el reservorio donde los tiempos de rotación son mucho más largos que el promedio (Fearnside 2013a, 2015a). Por ejemplo, las represas de pasada emiten menos que las de almacenamiento porque tienen embalses más pequeños con tiempos de rotación de agua más rápidos y menos variación en el nivel del agua. Sin embargo, las represas de pasada pueden seguir emitiendo metano aunque el caudal de agua sea suficiente para evitar la estratificación en el cauce principal del río porque los afluentes y bahías se estratifican y el metano que se produce en ellos llega a los aliviaderos y turbinas para ser emitido aguas abajo (Fearnside 2015a; ver también Bertassoli Jr *et al.* 2021). Otro aspecto clave en la variación de las emisiones relacionadas con las represas es la ubicación de estas. Las represas de tierras bajas (elevación <500 m) producen más del triple de emisiones por megavatio-hora generado que las represas en elevaciones más altas (Almeida *et al.* 2019). Similarmente, las represas tropicales tienen emisiones más altas que aquellas en latitudes más altas (Barros *et al.* 2011). Debido a que se necesita una cantidad sustancial de información sobre cada represa para estimar las emisiones de gases de efecto invernadero, es difícil hacer estimaciones válidas a nivel regional, nacional o mundial. La simple extrapolación basada en la capacidad instalada, que se ha hecho en varias estimaciones globales, es insuficiente.

Las emisiones resultantes de la superficie del embalse tienden a ser las únicas consideradas al evaluar los impactos de las represas en el cambio climático, lo que subestima en gran medida las emisiones totales de las represas (p. ej., Brasil 2004). Las superficies de los depósitos pueden emitir gases tanto por difusión como por burbujeo (ebullición). La difusión es una fuente importante en los primeros dos años después del llenado del embalse, pero posteriormente su importancia disminuye (Dumestre *et al.* 1999). La liberación de gases es mayor en las partes someras del embalse y

ocurre a intervalos irregulares, con periodos cortos de burbujeo intenso intercalados con largos periodos con pocas burbujas (Lima 2002). El tratamiento de estos efectos al calcular las emisiones anuales de un embalse puede tener efectos dramáticos en el impacto calculado (Pueyo y Fearnside 2011; Fearnside y Pueyo 2012). Las emisiones de las turbinas y vertederos ("emisiones aguas abajo") que a menudo se pasan por alto son críticas (Fearnside 2013a, b, 2015a). Las emisiones aguas abajo, que son en gran medida proporcionales al flujo de agua, son generalmente mayores que las de la superficie del embalse, que son proporcionales al área del embalse. Este es el caso de la represa Petit Saut en la Guayana Francesa, que tiene muchos más datos sobre emisiones que cualquier otra represa amazónica (Delmas *et al.* 2001; Abril *et al.* 2005). En Balbina, que tiene un embalse grande y poco caudal de agua, las emisiones superficiales son ligeramente mayores que las emisiones aguas abajo, mientras que en Tucuruí, que tiene aproximadamente la misma superficie de embalse que Balbina pero mucho más caudal de agua, predominan las emisiones aguas abajo (Fearnside 2002b; Kemenes *et al.* 2007, 2011, 2016).

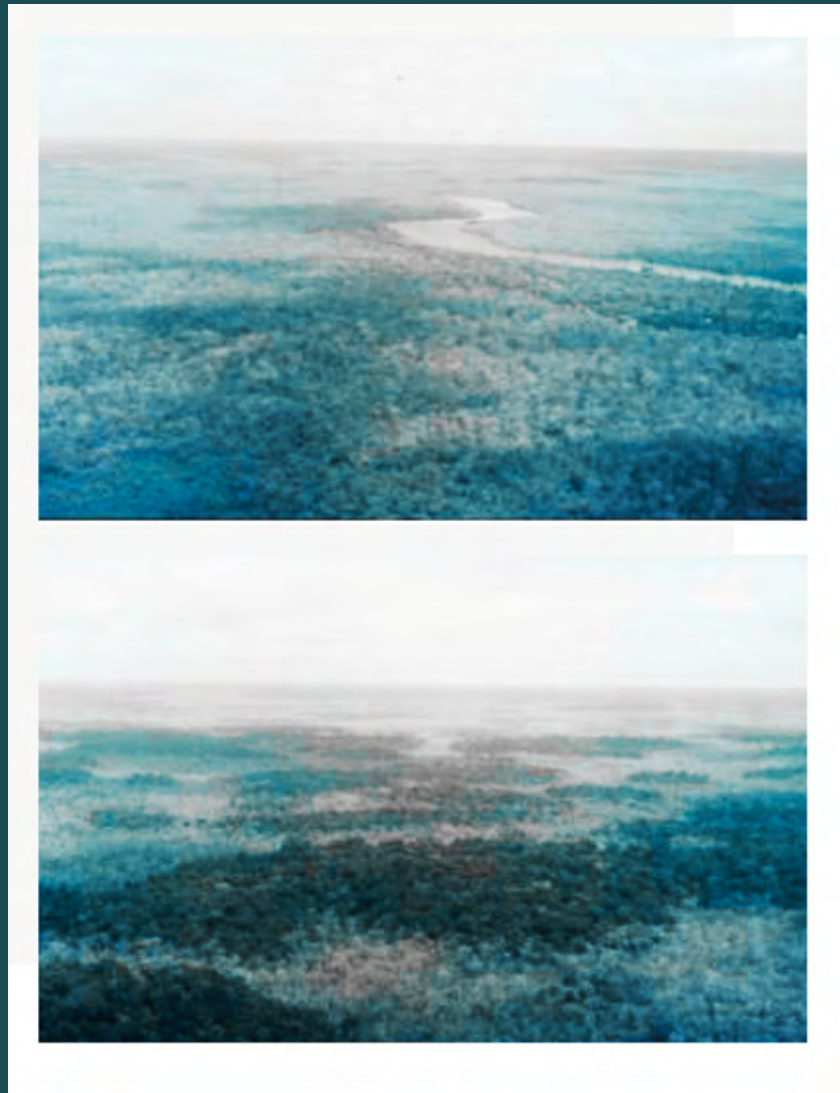
En los primeros años después del embalse, normalmente hay una explosión de plantas acuáticas flotantes y enraizadas (macrófitas) debido a una descarga de nutrientes en el agua cuando el suelo y los residuos se inundan por primera vez y de las hojas que caen de los árboles moribundos. Los macrófitos se suman al agotamiento de oxígeno provocado por la descomposición de la vegetación inundada. Posteriormente, la cobertura de macrófitos declina a niveles más bajos, como ocurrió en Tucuruí y Balbina (Fearnside 1989, 2001). El menor contenido de oxígeno en un embalse en comparación con el agua corriente del río natural es uno de los cambios que hacen que las poblaciones de la mayoría de las especies originales de peces desaparezcan o se reduzcan a niveles mínimos, siendo reemplazadas por una diferente y menos diverso ensamblaje de especies (Sá-Oliveira *et al.* 2015a, b).

#### 20.2.1.5 Alteración de flujos de sedimentos

Las represas reducen los flujos de sedimentos al retenerlos en los embalses (Fearnside 2013c). Aguas abajo, la reducción de la carga de sedimentos da como resultado la socavación, donde se acelera la erosión de las riberas y el fondo del río (Santos *et al.* 2020). La reducción del flujo de sedimentos priva al río abajo de los nutrientes asociados con las partículas de sedimentos. En el río Madeira, el transporte de sedimentos aguas abajo de las represas de Santo Antônio y Jirau disminuyó un 20% en comparación con las cantidades anteriores a la represa (Latrubesse *et al.* 2017), lo que puede haber contribuido a la fuerte disminución observada en las capturas de peces aguas abajo de las represas (Lima *et al.* 2017; Santos *et al.* 2020). Debido a que la materia orgánica particulada en suspensión y los macrófitos acuáticos son la base de la cadena alimentaria del bajo Amazonas (Arantes *et al.* 2019c), es probable que la reducción de las cargas de sedimentos por parte de las represas andinas tenga consecuencias de gran alcance para las redes alimentarias acuáticas al reducir el suministro de nutrientes y, por lo tanto, afectar la producción primaria (Forsberg *et al.* 2017). Junto con la reducción de oxígeno, la reducción de los flujos de nutrientes puede haber contribuido al colapso de las poblaciones de peces y camarones de agua dulce debajo de la represa Tucuruí (Odi- netz Collart 1987), un impacto del que estas poblaciones nunca se han recuperado (Cintra 2009). La reducción de los flujos de sedimentos también afecta la biota acuática al modificar la geomorfología del río. Los afluentes andinos proporcionan más del 90% del balance de sedimentos de los ríos de las tierras bajas de la cuenca Amazónica (Filizola y Guyot 2009), y desempeñan un papel fundamental en los procesos geomorfológicos, como los meandros de los ríos y la formación de llanuras aluviales (Dunne *et al.* 1998; Meade 2007; McClain y Naiman 2008; Constantine *et al.* 2014). La interferencia con estos procesos interrumpe la conectividad lateral entre los canales de los ríos y las llanuras aluviales y, en última instancia, reduce la producción de peces (Forsberg *et al.* 2017; Alm-

### CUADRO 20.1 Emisiones de gases de efecto invernadero de las represas amazónicas

Las emisiones de gases de efecto invernadero de las represas amazónicas incluyen tanto el metano producido en los embalses estratificados como el CO<sub>2</sub> de los árboles muertos por las inundaciones (Figura B20.1). Posteriormente, los árboles muertos se descomponen y liberan gases de efecto invernadero (es decir, Abril et al. 2013; Fearnside 1995, 2002a, 2005). Además, los árboles cerca de los bordes de los embalses sufren estrés por el nivel freático alto, lo que provoca mortalidad (dos Santos Junior *et al.* 2013, 2015; Fearnside 2009). La gran cantidad de biomasa inicial cuando se inunda un embalse (que es especialmente alta en los bosques tropicales), además de la presencia de carbono lábil fácilmente oxidable en el suelo, hace que los embalses jóvenes sean más emisores que los antiguos (Barros et al. 2011). Una vez que se agotan estos depósitos de carbono, las emisiones disminuyen pero no llegan a cero (Fearnside 2009, 2016).



**Figura B20.1** Algunos de los aproximadamente 100 millones de árboles (diámetro > 10 cm) muertos en el embalse poco profundo detrás de la represa Balbina. Los árboles de color claro están muertos. El embalse tiene más de 3.000 islas (panel inferior), lo que aumenta el impacto en las emisiones por la mortalidad de los árboles, así como el impacto de la fragmentación en la fauna terrestre. Fuente: Fearnside 1989. Fotografías: Philip Fearnside.

aida *et al.* 2020). El uso estacional de las llanuras aluviales por parte de los peces tiene funciones esenciales de crianza y alimentación (Bayley 1995; Nilsson y Berggren 2000; Castello *et al.* 2015; Hurd *et al.* 2016; Bayley *et al.* 2018).

Los impactos de la reducción de los flujos de sedimentos son especialmente problemáticos en los ríos de aguas blancas. En algunos casos, el proceso de construcción de represas puede tener el efecto contrario de aumentar temporalmente las cargas de sedimentos en los ríos de aguas claras y negras, lo que también es dañino. En cualquier caso, las modificaciones aguas abajo inducidas por la represa afectan las migraciones (Agostinho *et al.* 2004, 2008; Lytle y Poff 2004; Bailly *et al.* 2008). Estas migraciones se ven afectadas por la modificación de las señales físicas y químicas a las que se han adaptado los peces (Freitas *et al.* 2012; McIntyre *et al.* 2016; Timpe y Kaplan 2017). Este impacto se suma al efecto catastrófico del bloqueo físico de las rutas migratorias por parte de las represas.

#### 20.2.1.6 Alteración del caudal

Las represas de almacenamiento pueden causar cambios en el caudal aguas abajo durante períodos más largos que las represas de pasada, pero la gran variación en las escalas de tiempo diarias u horarias para las represas de pasada también puede provocar cambios significativos en los caudales (Almeida *et al.* 2020). La alteración de los patrones de flujo en el río debajo de una represa tiene múltiples efectos en los ecosistemas río abajo. Timpe y Kaplan (2017) relacionaron los impactos ecológicos con las medidas hidrológicas dentro de cuatro grupos de parámetros hidrológicos: 1) frecuencia 2) duración de pulsos altos y bajos (pulsos de inundación), 3) la tasa y 4) la frecuencia de cambios en la condición (el nivel) del agua. Otros impactos en el flujo de la corriente ocurren cuando el embalse se está llenando, de modo que los tramos del río aguas abajo se secan durante todo o parte del período de llenado. La represa Balbina fue un caso extremo, con flujo detenido por más de un año (Fearnside 1989). La

Represa de Belo Monte produce un efecto similar que es permanente ya gran escala; el caudal de agua se reduce considerablemente en un tramo de 130 km conocido como la “gran curva del río Xingu” (*Volta Grande do Rio Xingu*), con el 80% del caudal anual del río desviado (Figura 20.5).

Las modificaciones en el régimen hidrológico impactan directamente en la biodiversidad acuática. El comportamiento de los peces, especialmente en relación con la migración y la reproducción, está en relacionado con los cambios de flujo, y las señales falsas causadas por las represas pueden inducir a los peces a comportarse de manera que pongan en peligro su éxito reproductivo (Agostinho *et al.* 2004; Bailly *et al.* 2008; Freitas *et al.* 2012; Vasconcelos *et al.* 2014; Nunes *et al.* 2015; McIntyre *et al.* 2016). La reducción del caudal de agua también afecta negativamente a las especies ornamentales, como la cebrilla pleco (*Hypancistrus zebra*), que está amenazada de extinción en estado silvestre debido a la represa de Belo Monte (Gonçalves 2011). Además, la alteración del caudal y de los niveles del río (altura del nivel del agua) también puede afectar la reproducción de tortugas en las playas de los ríos, como lo informan los indígenas para las playas debajo de las represas Teles Pires y São Manoel en la cuenca del Tapajós.

Los bosques inundados se ven afectados por la construcción de mega represas al aumentar la mortalidad de los árboles debido a las inundaciones extremas (Resende *et al.* 2019; Oliveira *et al.* 2021). En el río Uatumã, debajo de la represa Balbina de Brasil, las alteraciones del caudal provocaron la muerte del 12% del bosque pantanoso (*igapó*) a lo largo de un tramo de río de 125 km debajo de la represa (Assahira *et al.* 2017; Schöngart *et al.* 2021). Durante años con mucha lluvia el nivel del agua ya no alcanza el mínimo del río natural, dejando árboles en posiciones topográficas bajas bajo el agua más allá de sus límites de tolerancia (Figura 20.6).



**Figura 20.5** El proyecto hidroeléctrico Belo Monte ha desviado agua de la “Volta Grande” (gran curva) del río Xingu, un tramo de 130 km entre las dos represas que componen el proyecto. Fuente: Watts (2019). Fotografía: Fábio Erdos/The Guardian.



**Figura 20.6** Igapó (bosque pantanoso de aguas negras) muerto por la alteración de los niveles de agua aguas abajo de la represa Balbina. Foto: Jochen Schöngart, INPA.

### 20.3 Carreteras

Las carreteras amazónicas a menudo se construyen sin pasajes adecuados para el agua, como alcantarillas o puentes, lo que resulta en la fragmentación de pequeños afluentes y arroyos estacionales. Estas pueden actuar como represas, y su impacto es especialmente fuerte en los arroyos estacionales, ya que las carreteras provocan encharcamientos a lo largo del camino, bloquean el paso de la vida acuática e interrumpen la conectividad de los arroyos. En la carretera BR-319 (Manaus-Porto Velho) de Brasil, estos bloqueos impiden la migración estacional de los peces de río (Stegmann *et al.* 2019). Las carreteras también influyen en la calidad del agua y la deposición de sedimentos en los sistemas acuáticos. Un estudio de 82 de los 242 puntos en los que los cursos de agua se cruzan con la BR-319 mostró una mayor turbidez del agua aguas abajo, en comparación con aguas arriba, de los cruces de caminos (Maia 2012). Un camino sin deforestación acompañante en el estado brasileño de Amazonas resultó en sedimentos por la erosión de la calzada y por el polvo levantado por el tráfico de camiones que tuvo efectos notables en la comunidad de insectos acuáticos en los arroyos cercanos, reduciendo la riqueza y densidad en todos los grupos funcionales, especialmente triturador especies (Couceiro *et al.* 2011). Un factor que contribuye a esto es el entierro de las hojas caídas bajo los sedimentos, lo que hace que estos no estén disponibles para los insectos en el grupo funcional triturador (Couceiro *et al.* 2011). Esto reduce un aporte importante a la base de la red trófica en el ecosistema acuático.

### 20.4 Vías navegables y desvíos fluviales

Las vías fluviales de navegación (Figura 20.7) tienen impactos severos en los ecosistemas acuáticos. Una es la explosión y remoción de hábitats rocosos para permitir que las barcas pasen sin obstáculos. Muchas especies de peces son endémicas de estos hábitats y podrían extinguirse si se eliminan (p. ej., Zuanon 2015). La remoción planificada de los extensos afloramientos rocosos del Pedral do Lourenço aguas arriba de Marabá en el río Tocantins en la Amazonía brasileña tendría estos efectos a gran escala (Higgins 2020).

Además de eliminar los afloramientos rocosos, el dragado de los canales de los ríos para garantizar la navegabilidad durante todo el año da como resultado la profundización de las zonas poco profundas y la eliminación de restos de madera (Castello *et al.* 2013a) que puede albergar una rica fauna de peces endémica (Hrbek *et al.* 2018). Es poco probable que las poblaciones de estas especies se recuperen una vez que se haya eliminado su hábitat específico. En la Amazonía peruana se ha contratado recientemente un proyecto para implantar la Hidrovía Amazónica de aproximadamente 2.700 km (Anderson *et al.* 2018; Bodmer *et al.* 2018). Los datos de campo recientes sobre los movimientos de sedimentos fluviales y la biodiversidad de peces en los ríos Marañón y Ucayali en la Amazonía peruana sugieren que el proyecto Hidrovía Amazónica podría alterar significativamente la morfología del cauce del río y, en consecuencia, afectar la diversidad y la productividad de los peces de las que dependen las economías locales. Las mediciones de transporte de sedimentos en estos ríos han demostrado que el tiempo de llenado del cauce es muy rápido, con un transporte promedio de 1,3 millones de toneladas de sedimentos totales por día (Centro de Investigación y Tecnología del Agua CITA 2019).

Entre los impactos más críticos que la Hidrovía Amazónica causaría a la biodiversidad de peces, hábitats y recursos pesqueros de la Amazonía peruana se encuentran (i) la contaminación de los ríos debido a los derrames de combustible y petróleo de los barcos de dragado, (ii) la perturbación de las migraciones de peces locales y regionales, (iii) el impacto sobre los hábitats de desove y refugio de los peces, (iv) el impacto sobre la abundancia de las poblaciones de peces, (v) la mortalidad de huevos, larvas y juveniles de peces, (vi) la perturbación de las inundaciones naturales a lo largo de las riberas de los ríos, y (vii) los impactos sobre la productividad de los peces (García-Villacorta 2019). Otras posibles consecuencias son la degradación o destrucción de las zonas de reproducción y alimentación, en particular para las especies detritívoras.

VÍAS FLUVIALES EXISTENTES Y PLANEADAS



Figura 20.7 Vías fluviales existentes y planeadas en el bioma amazónico. Fuentes: Fearnside 2002b, 2014a; Mariac *et al.* 2021.

20.5 Sobreexplotación

20.5.1 Fauna acuática recolectada para consumo humano

La explotación insostenible de especies de plantas y animales ha sido durante mucho tiempo un factor importante en la degradación de los ecosis-

temas acuáticos en la cuenca Amazónica (Castello *et al.* 2013a). Los peces más grandes y de mayor valor, como el pirarucú gigante o el paiche (*Arapaima spp.*), que ya se encuentra en la lista CITES II de especies amenazadas (Castello y Stewart 2010; Castello *et al.* 2015), el gran frugívoro tambaqui o gamitana, *Colossoma macropomum* (Isaac y Ruffino 1996; Campos *et al.* 2015), y muchos de los

bagres más grandes (p. ej., Isaac *et al.* 1998; Rufino y Isaac 1999; Petrere *et al.* 2004; Alonso y Pirker 2005; Córdoba *et al.* 2013) se consideran sobreexplotados en sus áreas de distribución natural. En varios lugares, existen programas de gestión local y las pesquerías están bajo control sistemático, como es el caso de la gestión participativa de la pesca de *Arapaima* en la Reserva de Desarrollo Sostenible Mamirauá en Brasil (IDSMS 2021) y la Reserva Nacional Pacaya-Samiria en Perú (Kirkland *et al.* 2020).

La sobrepesca ya no se limita a especies grandes y muy buscadas, sino que también afecta a varias de las especies más pequeñas de Characiformes que ahora dominan los desembarques de pesqueros, como *Prochilodus nigricans* (Catarino *et al.* 2014; Bonilla-Castillo *et al.* 2018) *Psectrogaster* spp. (García-Vásquez *et al.* 2015), *Triportheus* sp., *Osteoglossum bicirrhosum*, y *Mylossoma duriventre* (Fabrè *et al.* 2017). Esto es particularmente visible alrededor de las grandes ciudades, como Manaus e Iquitos, que pueden proyectar sombras de defaunación de más de mil kilómetros, como lo demuestra el tambaqui (Tregidgo *et al.* 2017; Garcia *et al.* 2009). El reemplazo progresivo en las pesquerías de especies grandes y longevas por especies más pequeñas con un recambio más rápido es un fenómeno bien descrito conocido como *fishing down* (Welcome 1995, 1999), o *fishing down the food web* cuando una disminución asociada en niveles tróficos se observa en las especies explotadas (Pauly *et al.* 1998).

La mayoría de las especies de peces de interés comercial que son sobreexplotadas en la cuenca Amazónica presentan comportamientos migratorios y viajan desde unos pocos cientos hasta varios miles de kilómetros (Barthem y Goulding 2007; Goulding *et al.* 2019). Las especies migratorias representan más del 90% de los desembarques pesqueros en la cuenca Amazónica, generando ingresos de más de 400 millones de dólares estadounidenses (Duponchelle *et al.* 2021). Aunque la proporción de especies migratorias es ligeramente inferior en las pesquerías de subsistencia no supervisadas, que representan al menos tanto

volumen como las pesquerías comerciales desembarcadas (Bayley 1998; Crampton *et al.* 2004), aún dominan las capturas (Batista *et al.* 1998; Castello *et al.* 2011; Castello *et al.* 2013b). Los peces migratorios son las especies que presentan mayores riesgos sobre sus poblaciones debido a las crecientes actividades antropogénicas que amenazan los ecosistemas acuáticos de la Amazonía (revisión en Duponchelle *et al.* 2021).

La sobreexplotación de peces podría tener efectos negativos indirectos sobre la biodiversidad y la conservación de las plantas terrestres porque muchas especies comerciales tienen dietas frugívoras y juegan un papel clave en la dispersión de semillas (ictiocoria) y en los procesos de germinación de semillas (revisión en Correa *et al.* 2015a). Esto se agrava aún más por el hecho de que los peces más grandes, que son los principales objetivos de las pesquerías, también son los agentes de dispersión de semillas más efectivos (Correa *et al.* 2015a, b; Capítulos 3 y 4).

La acuicultura moderna podría contribuir a la conservación de especies en peligro de extinción, que son objeto de sobreexplotación por los diferentes tipos de pesquerías. La mayoría de las producciones acuícolas alrededor de las principales ciudades amazónicas han comenzado a operar recientemente y se enfocan en especies de gran consumo. El Tambaqui es una especie de pez nativo que es cultivado con mayor frecuencia en Brasil (Araújo-Lima y Goulding 1998; de Oliveira y Val 2017). También se cultivan pirarucú (*Arapaima gigas*) y algunas otras especies de peces, como matrinchã (*Brycon amazonicus*). El mayor desafío para la piscicultura en la Amazonía es la alimentación porque la producción local de alimentos para peces es limitada. Otros insumos, como el hielo y la sal de roca, también pueden ser difíciles de obtener. La mejora del transporte y otras condiciones también contribuiría al uso de subproductos (como el cuero) de estas especies de peces. Otros grupos acuáticos, como las tortugas, se capturan ilegalmente para venderlos como alimento (Salisbury 2016). Los delfines están bajo una fuerte presión por la práctica de matarlos para usar su carne



como carnada para peces, especialmente para la piragatinga o bagre mota (*Callophysius macropterus*), y los caimanes también son asesinados con este propósito (Brum *et al.* 2015).

### 20.5.2 Peces ornamentales

El comercio de acuarios es una industria multimillonaria en crecimiento (Andrews 1990; Stevens *et al.* 2017). Los peces se encuentran entre las mascotas más populares del mundo (Olivier 2001), y la recolección de especímenes silvestres para el comercio internacional de plantas ornamentales es un problema importante de conservación (Andrews 1990; Chao y Prang 1997; Moreau y Coomes 2007) La cuenca Amazónica representa ~10% del comercio mundial de peces ornamentales de agua dulce, con Brasil, Colombia y Perú como los principales exportadores; en 2007, el valor de exportación total declarado (muy subestimado) de estos tres países fue de alrededor de US \$17 millones (Monticini 2010). Aunque la reproducción artificial podría ser beneficiosa para la conservación de las especies de acuarios (King 2019), casi la totalidad de los especímenes exportados de América del Sur se obtienen directamente del medio natural (Olivier 2001). No existe una estimación publicada actualizada del número total de especies de peces amazónicos explotadas por el comercio de plantas ornamentales, pero alrededor de 700 especies se exportan desde Brasil (IBAMA 2012), > 100 desde Colombia (Ortega Lara *et al.* 2015) y >300 de Perú (Gerstner *et al.* 2006). Estas listas comparten muchas especies, pero las especies extendidas también pueden tener una diversidad críptica (p. ej., Estivals *et al.* 2020). Es probable que estas cifras estén subestimadas, ya que se pueden exportar muchas especies diferentes con un solo nombre (Moreau y Coomes 2007). Por lo tanto, una estimación conservadora podría considerar que entre 700 y 1000 especies de peces son explotadas por el comercio ornamental en la cuenca Amazónica.

Un impacto importante del comercio de plantas ornamentales es que favorece la invasión de especies exóticas y sus parásitos asociados (Chan *et al.*

2019; Gippet y Bertelsmeier 2021). Sin embargo, los efectos del comercio de plantas ornamentales sobre las poblaciones naturales de peces en la Amazonía siguen estando poco estudiados. La información anecdótica sugiere colapsos o disminuciones de la población bajo la presión de la explotación en algunos lugares del Río Negro para el disco (*Symphysodon discus*) (Crampton 1999) y el cardenal tetra (*Paracheirodon axelrodi*) (Andrews 1990; Chao y Prada-Pedrerros 1995). En la Amazonía peruana, la explotación para el comercio de plantas ornamentales ha llevado a reducciones en las especies ornamentales en los lugares de estudio en más del 50% en la abundancia, diversidad y biomasa de peces (Gerstner *et al.* 2006).

El cardenal tetra es la especie de exportación número uno en el comercio de peces ornamentales en Brasil, representando el 68% del valor total de las exportaciones brasileñas de peces ornamentales (Anjos *et al.* 2018). El tetra cardenal habita el medio y alto Río Negro, y su comercio corresponde al 60% de la economía del municipio de Barcelos. Sin embargo, aún no se han recopilado datos de pesca para evaluar mejor los efectos de esta pesca artesanal en las poblaciones de peces. Según la información de los pescadores y los datos obtenidos del muestreo de peces ornamentales (peces capturados por área muestreada), el colapso económico mundial que comenzó en 2008 afectó directamente la cantidad bruta de peces ornamentales exportados (principalmente tetra cardenal).

Después de la crisis financiera mundial de 2008, hubo una disminución tanto en el número de personas involucradas en la explotación de peces ornamentales como en el volumen de captura. De hecho, la disminución en la década de 2010, seguida de otra crisis económica, puso fin al auge de las exportaciones de peces ornamentales de Brasil. Teniendo en cuenta la captura incidental (otras especies capturadas junto con las especies objetivo), las pesquerías ornamentales no serían sostenibles sin un grupo de observación compuesto por la comunidad de pescadores, comerciantes e investigadores. El programa del obser-

vatorio es viable para el mercado de peces ornamentales y puede aumentar las ventas al enfatizar la preservación de los peces y el bienestar de las comunidades locales que todavía están activas en este comercio de manera similar a lo que ocurrió con el café de comercio justo (Zehev *et al.* 2015).

Debido a la creciente explotación de peces ornamentales, la arawana plateada (*Osteoglossum bicirrhosum*) ha sido incluyendo en la lista del Libro Rojo en Colombia (Mojica *et al.* 2012), y esta especie también puede estar amenazada en Perú (Moreau y Coomes 2006, 2007). La exportación de esta especie con fines ornamentales está prohibida en Brasil (Lima y Prang 2008).

## 20.6 Especies invasoras

La introducción de especies de peces invasoras a nivel mundial es responsable de la homogeneización de la fauna acuática, impulsada especialmente por unas pocas especies, como *O. niloticus*, *C. carpio* y *P. reticulata* (Villéger *et al.* 2011; Tous-saint *et al.* 2016a, b), las cuales han sido introducidas en la Amazonía. Las especies invasoras se utilizan para la agricultura, el cultivo de especies ornamentales y la pesca recreativa (Lima-Junior *et al.* 2018). Los peces introducidos en los lagos y embalses de la Amazonía brasileña a menudo pertenecen a especies depredadoras (*Cichla* spp., *Astro-notus* spp. y *Pygocentrus nattereri*), lo que contribuye a la reducción en la abundancia o pérdida de especies de peces nativos, con consecuencias para todo el ecosistema, como la pérdida de los hábitats de las especies nativas, la disminución de las especies locales debido a las muchas especies invasoras que se alimentan de los huevos de las especies nativas de peces y la competencia por el alimento, lo que lleva a cambios en la composición de las especies y a modificaciones de las redes alimentarias (Zaret y Payne 1973; Latini y Petrere 2004; Pelicice y Agostinho 2009; Pelicice *et al.* 2015b; Fragoso-Moura *et al.* 2016). En los cursos de agua andinos de Bolivia y Perú, la introducción de la trucha arcoíris depredadora *Oncorhynchus mykiss* resultó en la extirpación local o en una gran reducción de la abundancia de *Astroblepus* spp.

nativos. (Ortega *et al.* 2007; Van Damme *et al.* 2011). En el sistema del lago Titicaca, la introducción de la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) y el pejerrey (*Odontheistes bonariensis*) resultó en la extinción de *Orestias cuvieri* y en la disminución de muchas otras especies nativas (Anderson y Maldonado-Ocampo 2011; Ortega *et al.* 2007; Van Damme *et al.* 2009).

La pesca deportiva y la recolección con fines ornamentales y acuícolas han motivado la introducción de tilapia (*Oreochromis niloticus*), el guppy (*Poecilia reticulata*) y la carpa común (*Cyprinus carpio*), pero sus impactos aún están poco investigados (Ortega *et al.*, 2007; Anderson y Maldonado-Ocampo 2011; Van Damme *et al.* 2011; Gutiérrez *et al.* 2012; Doria *et al.* 2020). En 2020, el gobierno brasileño autorizó e inició la promoción de la crianza de tilapia en jaulas en embalses (Charvet *et al.* 2021), a pesar de que la tilapia puede afectar a las especies nativas a través de la competencia y la propagación de enfermedades (Deines *et al.* 2016). Si las poblaciones de tilapia se vuelven densas, pueden liberar suficiente fósforo en el agua para causar eutrofización, lo que conduce a una mortalidad generalizada de peces, como ya ha ocurrido en lagos fuera del Amazonas (Starling *et al.* 2002).

La proliferación de represas hidroeléctricas en la Amazonía hace que la región sea más vulnerable a las especies invasoras, ya que las represas facilitan la aparición de especies de peces invasoras. Por ejemplo, las especies especializadas adaptadas al agua corriente desaparecen progresivamente de los embalses recién creados aguas arriba de las represas y, si las especies autóctonas euritópicas (especies capaces de tolerar una amplia gama de condiciones ecológicas) no pueden ocupar su lugar, entonces el nicho suele ser ocupado por especies exóticas (Liew *et al.* 2016). Esto se ve facilitado por la posible entrada de tilapia en los embalses; Además de la cría de tilapia en jaulas en embalses recientemente legalizada en Brasil, muchas granjas acuícolas se instalan cerca de los embalses y los peces pueden escapar cuando se drena el agua de los estanques.

La introducción de algunas especies de peces depredadores amazónicos en regiones fuera de su área de distribución original puede tener efectos importantes en las comunidades locales de peces. Este es el caso del tucunaré (*Cichla* spp.) y el pirarucú o paiche (*Arapaima* spp.) (Miranda-Chumacero *et al.* 2012). Una revisión reciente reveló 1.314 registros de especies de peces no nativas (en 9 órdenes y 17 familias), en la cuenca Amazónica desde el primer registro en 1939, con un fuerte aumento en los últimos 20 años (75% de las ocurrencias) (Doria *et al.* 2021). Las especies no autóctonas se introdujeron principalmente por el comercio de plantas ornamentales o para la acuicultura y la pesca deportiva. Las especies no nativas más extendidas fueron *Arapaima gigas* (fuera de su área de distribución nativa), *Poecilia reticulata* y *Oreochromis niloticus*. En general, nuestra comprensión actual de los impactos de las especies de peces invasoras en el Amazonas sigue siendo limitada debido a la escasez de estudios (Frehse *et al.* 2016; Doria *et al.* 2021).

### 20.7 Deforestación

La deforestación es un impulsor de la degradación acuática que puede tener efectos que difieren entre las áreas directamente impactadas y las áreas río abajo; la deforestación local puede tener consecuencias regionales. A pequeña y mediana escala, la deforestación generalmente da como resultado un aumento de la escorrentía y la descarga; por ejemplo, la deforestación resultó en un aumento del 25% en la descarga en grandes sistemas fluviales como los ríos Tocantins y Araguaia, con pocos cambios en la precipitación (Coe *et al.* 2009). A mayor escala, las retroalimentaciones atmosféricas (reducción de las precipitaciones causadas por la disminución de la evapotranspiración) pueden cambiar el balance hídrico, no solo en las cuencas donde se ha producido la deforestación, sino en toda la Amazonía a través de la circulación atmosférica (Coe *et al.* 2009).

Al aumentar la escorrentía de agua y la carga de sedimentos transportados por los ríos, la deforestación suele alterar los procesos geomorfológicos

y bioquímicos río abajo con consecuencias para la erosión del suelo y la productividad biológica de los ecosistemas acuáticos (Neill *et al.* 2001; Coe *et al.* 2009; Deegan *et al.* 2011; Iñiguez-Armijos *et al.* 2014; Ilha *et al.* 2018). Por ejemplo, las inundaciones más fuertes provocan el lavado del sustrato y la producción asociada del bentos del que se alimentan los detritívoros migratorios (Flecker 1996). La disminución de la transparencia del agua reduce la producción de algas y zooplancton en los lagos de las llanuras aluviales, que son áreas importantes de alimentación y crianza para la mayoría de las especies de peces (Bayley 1995; Pringle *et al.* 2000).

Las propiedades químicas de los arroyos que fluyen a través de los pastos son radicalmente diferentes de las de los arroyos de los bosques vecinos (Krusche *et al.* 2005; Neill *et al.* 2006; Deegan *et al.* 2011). Los solutos en el agua subterránea también se ven afectados, lo que contribuye a cambios en la química de la corriente (Williams *et al.* 1997). La exposición directa al sol y los cambios de temperatura, oxígeno, contenido químico y sustratos del fondo afectan en gran medida a la fauna acuática (da-Silva Monteiro Júnior *et al.* 2013). El aumento de la temperatura del agua y la reducción de la oxigenación durante el período seco pueden ser letales para los peces (Winemiller *et al.* 1996).

Los cardenales tetras son sensibles al aumento de la temperatura (Fé-Gonçalves *et al.* 2018). Las dos especies congénicas de tetras cardinales se distribuyen en áreas interfluviales en la parte alta de la cuenca del Río Negro y habitan dos ambientes distintos con diferentes cubiertas vegetales y temperaturas (Marshall *et al.* 2011). Las temperaturas del agua de estos ambientes difieren en menos de 2°C pero coinciden con los límites térmicos máximos para ambas especies (Campos *et al.* 2017). Los pequeños caracinos generalmente se encuentran en pequeños arroyos boscosos de *tierra firme* (tierras altas). Por lo tanto, el aumento de la temperatura del agua causado por la deforestación afectará a las especies de peces que viven en los arroyos de las zonas deforestadas. En general, pueden producirse perturbaciones graves en las comun-

idades de peces porque muchas especies viven en arroyos con temperaturas cercanas a sus límites críticos de tolerancia (Campos *et al.* 2018).

En los arroyos pequeños, la deforestación reduce la disponibilidad de grandes cantidades de madera en los arroyos, que desempeña un papel fundamental en la estructura, diversidad y abundancia de las comunidades de peces, lo que afecta las funciones de la pesca y los ecosistemas (Wright y Flecker 2004). La pérdida de desechos más pequeños podría afectar a los insectos bentónicos y macroinvertebrados que comen los peces. Estudios recientes han demostrado los impactos negativos de la deforestación sobre el rendimiento de la pesca (Castello *et al.* 2018) y riqueza de especies de peces, la diversidad taxonómica, la abundancia (Lobón-Cerviá *et al.* 2015; Arantes *et al.* 2018), la biomasa y la diversidad funcional (Arantes *et al.* 2019a). Todos estos impactos pueden reducirse si se mantienen los bosques ribereños; por ejemplo, si un área se convierte en pasto, pero se deja una franja boscosa a lo largo de los márgenes de los cuerpos de agua, estos cuerpos de agua se verán menos afectados (de Paula *et al.* 2021). Cuanto más ancha sea la franja, menor será el impacto sobre los ecosistemas acuáticos; por ejemplo, en la Amazonía oriental, el porcentaje de cobertura forestal dentro de los 100 m de un arroyo está estrechamente relacionado con la diversidad de macroinvertebrados en el arroyo (de Paula *et al.* 2021). Incluso una pequeña fracción de la pérdida de bosque en una cuenca es suficiente para transformar las comunidades de invertebrados y vertebrados bénticos (principalmente peces) en los arroyos amazónicos (Brito *et al.* 2020; Campos *et al.* 2018). Reducir la cubierta forestal en solo un 6,5% dentro de los 50 m de un arroyo es suficiente para cruzar los umbrales para los invertebrados acuáticos (Dala'corte *et al.* 2020). Además, un borde de bosque protege las orillas de los arroyos de la erosión, evita la destrucción del lecho del arroyo, mantiene temperaturas más frescas y ayuda a mantener una mejor calidad del agua. En Brasil, el requisito legal para dicha protección se ha reducido considerablemente desde 2012, cuando el Código Forestal del país fue reempla-

zado por una ley que redefine el nivel del agua a partir del cual se mide el límite forestal requerido, cambiando la base de medición del máximo al nivel mínimo del río. Esto eliminó casi todos los requisitos de protección a lo largo de la mayoría de los ríos amazónicos medianos y grandes debido a su gran variación anual en el nivel del agua.

## 20.8 Contaminación

### 20.8.1 Químicos agrícolas

La expansión de cultivos intensivos en productos químicos, como la soya y la palma aceitera, aumenta el riesgo de contaminación del agua por productos químicos agrícolas. La expansión de la producción de soya en el sur de la Amazonía es motivo de especial preocupación debido al uso intensivo de herbicidas, incluido el glifosato (p. ej., Roundup®). Hay pocas mediciones directas de los cursos de agua amazónicos. Una revisión de 2016 sobre pesticidas en aguas dulces de Brasil no encontró estudios en el bioma amazónico del país (Albuquerque *et al.* 2016). Un estudio de 2020 en el área cercana a Santarém, donde la soya se está expandiendo, tomó muestras de cursos de agua y/o aguas subterráneas en 28 sitios, detectando glifosato en 11 sitios a niveles entre 1,5 y 9,7 µg/L (Pires *et al.* 2020). La presencia de plaguicidas en animales acuáticos indica contaminación del agua, como en el caso de los plaguicidas organoclorados en peces del río Tapajós (Mendes *et al.* 2016), tortugas en el río Xingu (Pignati *et al.* 2018), y delfines del río Amazonas en los ríos Solimões (Alto Amazonas) y Madeira (Lailson-Brito Jr. *et al.* 2008). Los mismos delfines también tenían bifenilos policlorados en su grasa (Lailson-Brito Jr. *et al.* 2008; Torres *et al.* 2009).

En Brasil, se autorizó recientemente el uso de varios cientos de productos químicos agrícolas bajo la administración actual, muchos de los cuales están prohibidos en otros países (Ferrante y Fearnside 2019). Los pesticidas, herbicidas y medicamentos y otras medicaciones (incluyendo los disruptores endocrinos) se liberan en el ambiente. Para muchos compuestos, el periodo de tiempo

que permanecen en el medio ambiente aún no se ha determinado. Los metales de transición y otros contaminantes en las comunidades acuáticas amazónicas pueden afectar a las especies de peces locales de manera diferencial debido a su respiración, reproducción, posición trófica y características metabólicas, que varían entre los diferentes conjuntos de peces (Duarte *et al.* 2009; Braz-Mota *et al.* 2017). En los arroyos venezolanos, por ejemplo, las partículas o los compuestos disueltos provenientes de los efluentes agrícolas provocaron una fuerte desoxigenación del agua a través de la descomposición de microorganismos y, posteriormente, la pérdida de especies de peces (Winemiller *et al.* 1996). Al matar en su mayoría peces adultos, estos efectos relativamente localizados tienen consecuencias potencialmente a largo plazo (Braz-Mota *et al.* 2017). Se ha demostrado que el herbicida glifosato y el pesticida malatión causan daños metabólicos y celulares en peces expuestos a concentraciones inferiores al 50% de sus concentraciones letales ( $LC_{50}$ ) (Silva *et al.* 2019; Souza *et al.* 2020).

Los experimentos de laboratorio con peces han demostrado que el glifosato y otros herbicidas causan daños en el hígado y las branquias, así como la rotura del ADN y una mayor expresión de oncogenes (Braz-Mota *et al.* 2015; Silva *et al.* 2019; Souza *et al.* 2020). Las observaciones de campo en ranas monitoreadas antes y después de la aplicación de estos herbicidas en un área de la Amazonía central revelaron que dos especies (*Scinax ruber* y *Rhinella marina*) desarrollaron malformaciones que no estaban presentes antes de la aplicación del herbicida o en un lugar a 600 m del sitio de aplicación. Además, tres especies de *Leptodactylus* previamente abundantes se extinguieron localmente (Ferrante y Fearnside 2020).

### 20.9 Derrames de petróleo y residuos tóxicos

La parte occidental de la cuenca Amazónica tiene grandes reservas de petróleo (Capítulo 19). Los derrames de petróleo crudo y los desechos tóxicos no tratados de la explotación de petróleo y gas son notorios en las porciones amazónicas de Ecuador

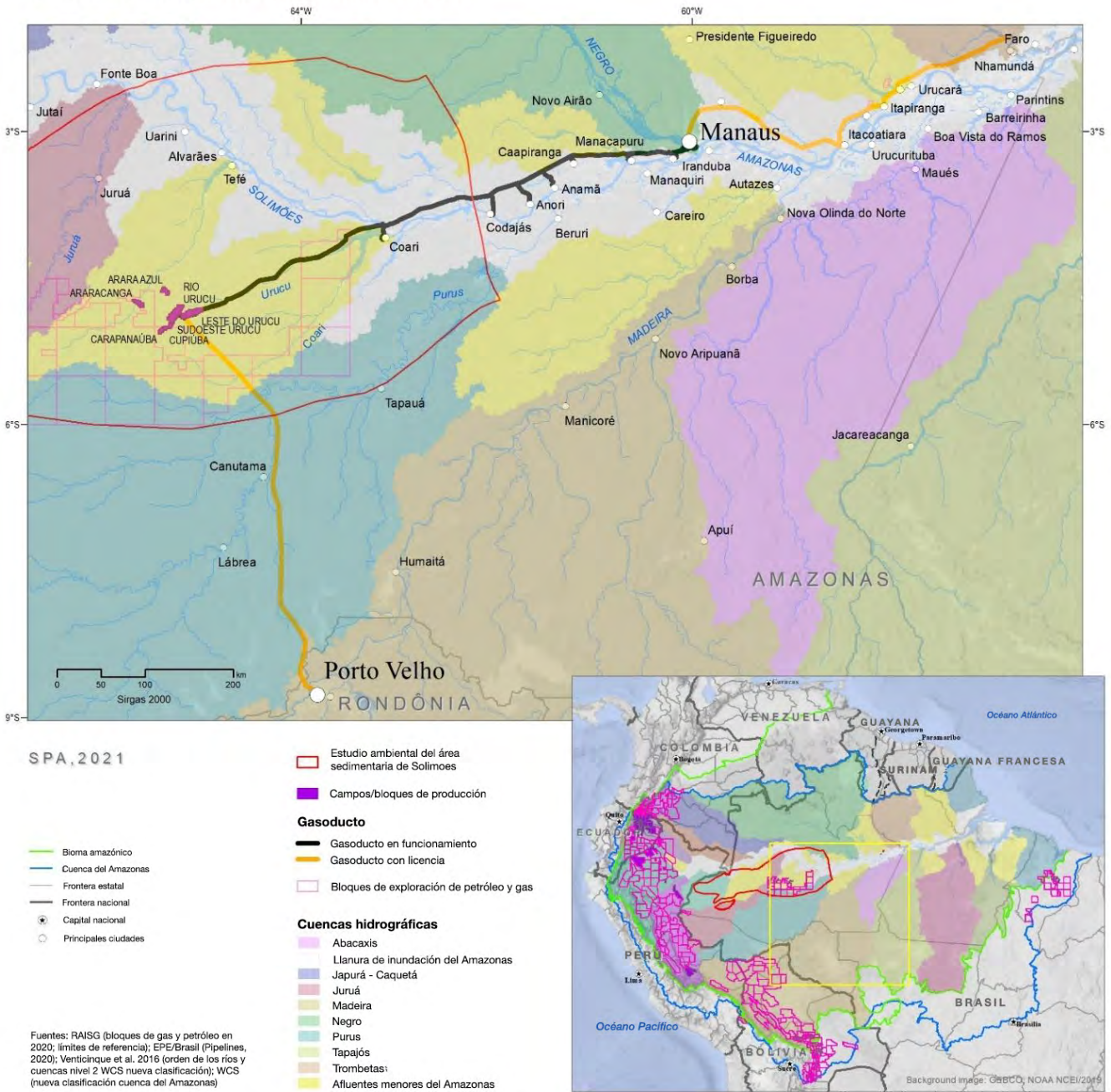
(Jochnick *et al.* 1994) y Perú (Kimerling 2006; Orta Martínez *et al.* 2007; Yusta-García *et al.* 2017) (Figura 20.8). En la Amazonía ecuatoriana entre 1972 y 1992 se descargaron al medio ambiente 73 mil millones de litros de crudo, 1,8 veces los 41 mil millones de litros liberados por el desastre del Exxon Valdez en Alaska (Sebastián y Hurtig 2004; Kimerling 2006). Durante este período, también se liberaron 43 mil millones de litros de agua producida (salmuera de yacimientos petrolíferos), que contiene sales que interrumpen las migraciones de peces (Kimerling 2006).

El aceite es tóxico para los peces (Sadauskas-Henrique *et al.* 2016), y la contaminación asociada con el derrame de hidrocarburos puede tener impactos de gran alcance en las comunidades acuáticas amazónicas porque el petróleo puede dispersarse por toda la red aguas abajo (Yusta-García *et al.* 2017). La extracción de petróleo produce grandes cantidades de lodo tóxico y agua producida, que en Perú y Ecuador se han liberado rutinariamente al medio ambiente en lugar de ser bombeados nuevamente a los pozos (Kimerling 2006, pp. 450-453; Moquet *et al.* 2014). Esta salmuera tiene altas concentraciones de sal y una variedad de sustancias tóxicas (incluyendo metales pesados), además de cantidades significativas de aceite. En los arroyos ecuatorianos se han encontrado concentraciones de toxinas relacionadas con los hidrocarburos hasta 500 veces superiores a las permitidas por las regulaciones en Europa (Sebastián y Hurtig 2004).



**Figura 20.8** Fugas de petróleo de un oleoducto sumergido en Perú. Fuente: Fraser (2014).

TRANSPORTE DE PETRÓLEO DE URUCU A MANAUS



**Figura 20.9** Transporte de petróleo por oleoducto de Urucu (RUC) a Coari y luego por barcaza de Coari a Manaus. El mapa recuadro muestra las áreas de proyectos petroleros en todo el Amazonas.

Los efectos del petróleo pueden durar décadas, como se vio luego del derrame de 11 mil millones de litros de crudo en los ríos Coca y Napo en Ecuador en 1987; a partir de 2006, los ríos afectados no

habían recuperado su biodiversidad de peces (Kimerling 2006, p. 458). Los derrames de petróleo también tienen un gran impacto en las comunidades de invertebrados acuáticos, reduciendo

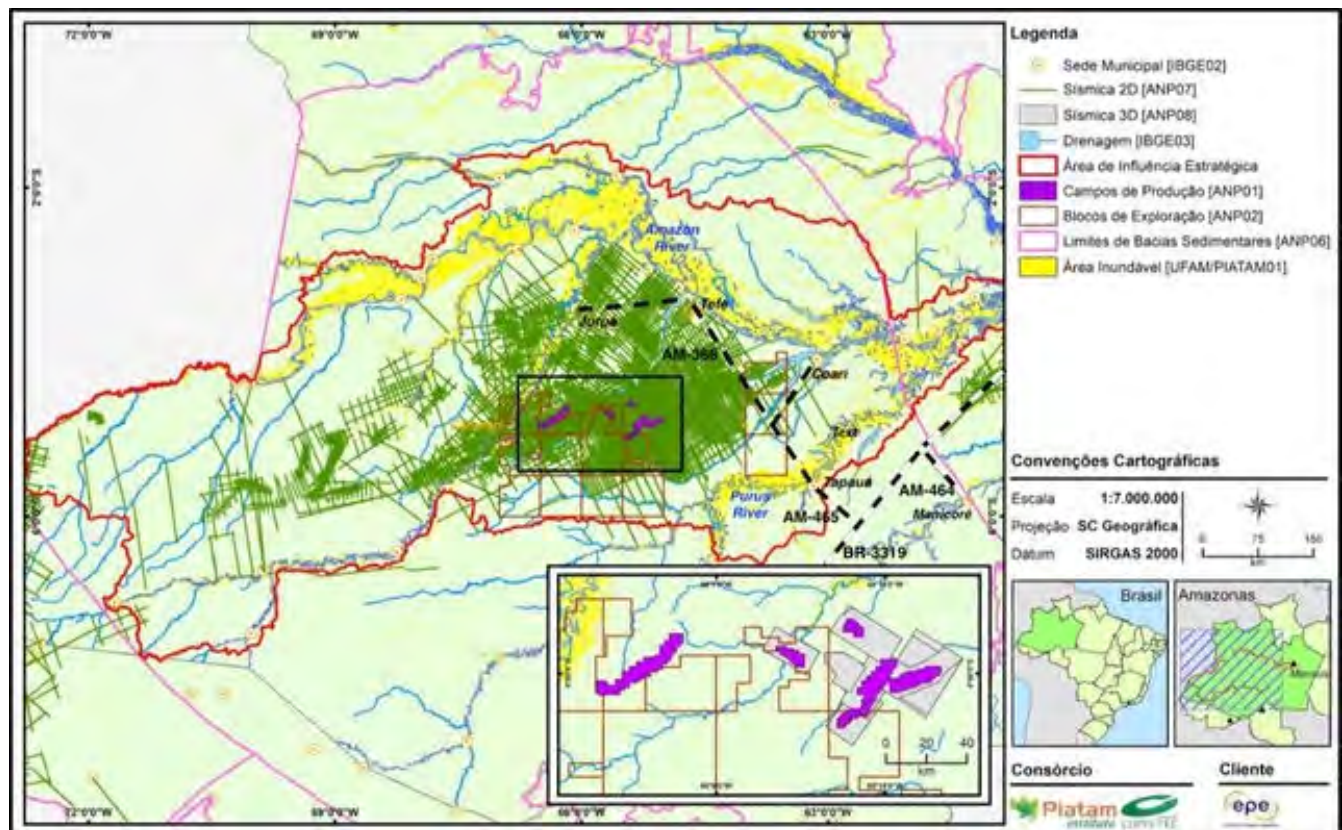
tanto la abundancia como la riqueza de especies, como lo demuestran los estudios en arroyos y llanuras aluviales afectadas por el petróleo cerca de Manaus, Brasil (Couceiro et al. 2006, 2007a).

La extracción de petróleo y gas natural cerca del río Urucu, en la parte occidental de la Amazonía brasileña, es motivo de preocupación debido a los posibles impactos en los cuerpos de agua adyacentes. Aunque la empresa petrolera responsable (Petrobras) asegura que se están observando todos los protocolos de operación de seguridad, siempre existe la posibilidad de un derrame de petróleo. El petróleo extraído de los pozos de Urucu viaja en grandes barcazas por el río Solimões (Alto Amazonas) desde Coarí hasta Manaus, donde se refina (Figura 20.9).

Los peces amazónicos han evolucionado en agua hipóxica y han desarrollado muchas estrategias

para respirar aire o tomar agua de la película en la parte superior de la columna de agua, que es más rica en oxígeno (Val et al. 1998; Soares et al. 2006). Como se mencionó anteriormente, estas estrategias amenazan a los peces que respiran aire si ocurren derrames de petróleo (Val y Almeida-Val 1999).

La propuesta de Brasil para el proyecto de petróleo y gas de la cuenca sedimentaria de Solimões está avanzando rápidamente y abrirá una vasta “área de influencia estratégica” que cubre 47 millones de hectáreas (más grande que el estado de California en los EE. UU.) para la explotación en el oeste de la Amazonía brasileña (Fearnside 2020b) (Figura 20.10). Dentro de esta área, los pozos se ubicarían en las ubicaciones más prometedoras (líneas verdes en la Figura 20.10) donde ya se han completado los estudios sísmicos. Los derechos de los primeros bloques de perforación ya se han



**Figura 20.10** Proyecto de petróleo y gas “Cuenca sedimentaria de Solimões” propuesto por Brasil. Las áreas moradas son el campo de producción de Urucu donde los pozos están actualmente en producción. Las delgadas líneas verdes representan ubicaciones para futuras perforaciones donde ya se han realizado estudios sísmicos. El “Área de Influencia Estratégica” del proyecto propuesto, delimitado por la línea roja, cubre 47 millones de hectáreas (más grande que el estado de California, EE. UU.). Fuente: Brasil, EPE (2020a, p. 65).

vendido a Rosneft, una empresa rusa a la que Greenpeace-Rusia acusa de provocar más de 10.000 vertidos de petróleo en todo el mundo (Fearnside 2020c). Este proyecto de petróleo y gas también conlleva un riesgo sustancial de mejorar el acceso por carretera a la vasta región “trans-Pu-

rus” entre el río Purus y la frontera de Brasil con Perú, lo que resultaría en la deforestación del último gran bloque de bosque intacto en la Amazonía brasileña (Fearnside et al. 2020; ver también las opiniones del Ministerio de Minas y Energía de Brasil en Brasil EPE 2020a, b; Fearnside 2020b, c).

**MINERÍA: CONCESIONES OFICIALES Y ACTIVIDADES ILEGALES**

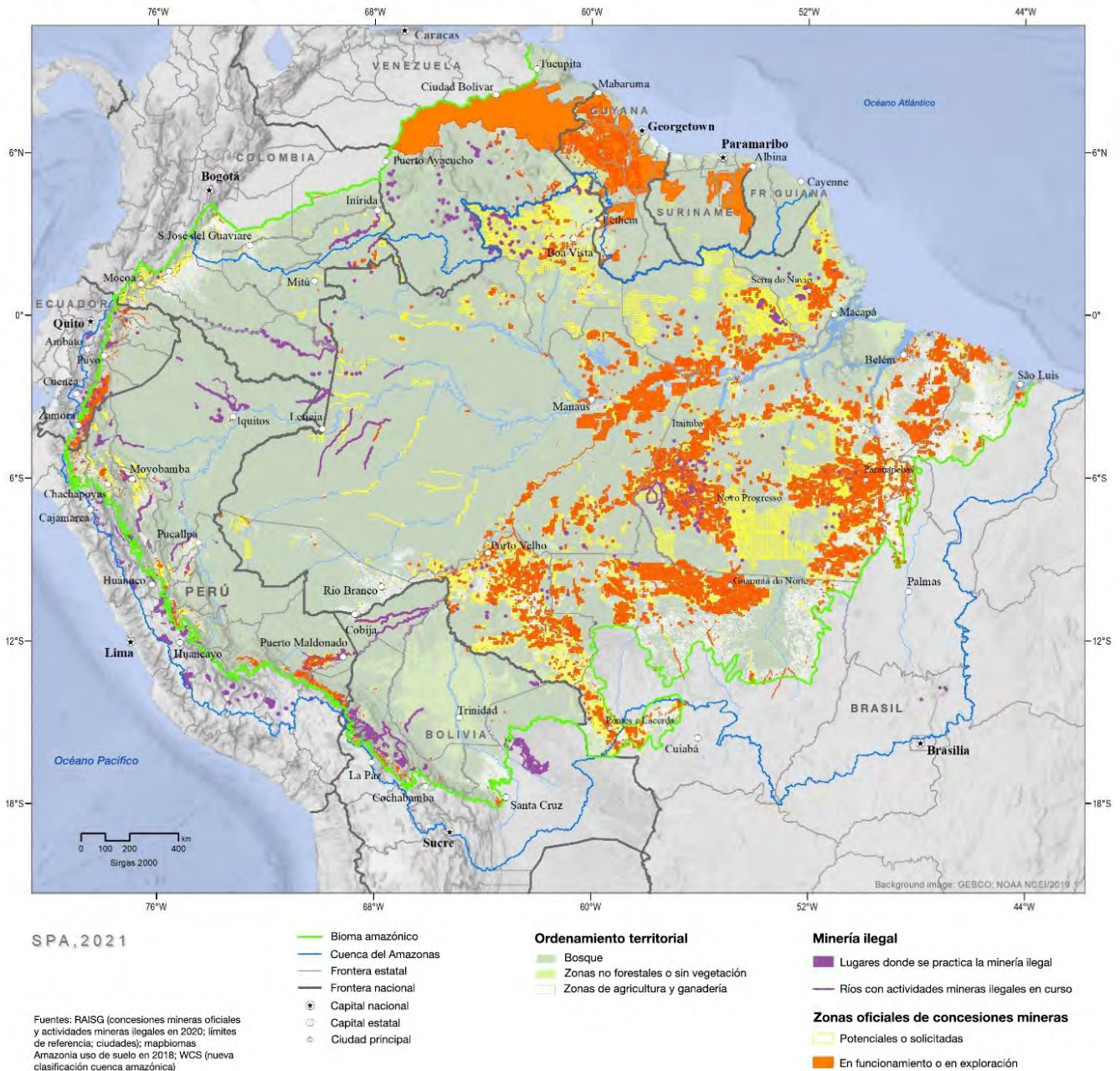


Figura 20.11 Concesiones mineras oficiales y actividades ilegales.



### 20.10 Minería

La minería de oro, gran parte de la cual es ilegal, está muy extendida en la cuenca Amazónica (Figura 20.11). En Brasil ocurre en ríos como el Tapajós, Tocantins, Madeira, Xingu, Negro, Amapari y Solimões o Alto Amazonas (Figura 20.12; Roulet et al. 1999; dos Santos et al. 2000); en Bolivia en los ríos Madeira, Beni e Iténez (Pouilly et al. 2013); en Colombia en los ríos Putumayo, Caquetá, Guanía, Vaupés e Inirída (Nuñez-Avellaneda et al. 2014); en Ecuador en el río Nambija, y en la Guyana Francesa a lo largo de los afluentes del río Negro (Barbosa y Dorea 1998). La invasión ilegal de áreas indígenas en Brasil por parte de mineros de oro (garimpeiros) ha tenido durante mucho tiempo un gran impacto en estas áreas (Figura 20.13), incluyendo sus ecosistemas acuáticos. Un proyecto de ley que legalizaría estas y otras actividades en áreas indígenas tiene el potencial de aumentar en gran medida estos impactos (Branford y Torres 2019; Villén-Pérez et al. 2020; Ferrante y Fearnside 2021). Se estima que más de 200.000 toneladas de mercurio han sido arrojadas por la minería aurífera en la Amazonía brasileña desde finales del siglo XIX (Bahía-Oliveira et al. 2004).

Se estima que la minería de oro representa el 64% del mercurio que ingresa a los sistemas acuáticos amazónicos (Roulet et al. 1999, 2000; Artaxo et al. 2000; Guimaraes et al. 2000). Las cantidades restantes provienen de la escorrentía de los depósitos naturales que son erosionados por la deforestación (33%) y las emisiones atmosféricas resultantes de la deforestación y los incendios forestales (3%) (Roulet et al. 1999; Souza-Araújo et al. 2016). A escala de cuenca, la dinámica del mercurio involucra procesos físicos abióticos (es decir, transporte de sedimentos río abajo). El mercurio elemental puede luego convertirse en metilmercurio tóxico por bacterias específicas en ambientes anóxicos, como los creados en el fondo de los embalses (Sección 20.2.1.4) o en lagos y ríos naturales estratificados térmicamente.

El metilmercurio ingresa a las redes alimentarias acuáticas y se bioacumula en niveles tróficos

sucesivamente más altos (Morel et al. 1998; Ullrich et al. 2001). Las poblaciones de vertebrados que han acumulado mercurio migran río arriba, incluyendo las migraciones de peces para el desove y las migraciones laterales en las llanuras aluviales (Molina et al. 2010; Nuñez-Avellaneda et al. 2014; Mosquera-Guerra et al. 2019). Se han documentado altas concentraciones de mercurio total (Hg) y metilmercurio (MeHg) en las redes tróficas acuáticas desde la década de 1980 (Martinelli et al. 1988; Lacerda 1997; Lacerda y Salomons 1998).

La vida silvestre (principalmente especies omnívoras y carnívoras) está expuesta al MeHg a través de su dieta (Ullrich et al. 2001; Sarica et al. 2005; de Moura et al. 2012). La bioacumulación de mercurio hace que las concentraciones aumenten considerablemente en los depredadores superiores, como los grandes bagres, el caimán negro, las nutrias y los delfines (Markert 2007; Molina et al. 2010; Bossart 2011; Salinas et al. 2013; Nuñez-Avellaneda et al. 2014; Mosquera-Guerra et al. 2015, 2019). Debido a que muchos mamíferos acuáticos se encuentran en la cima de las cadenas alimenticias, están especialmente amenazados por la bioacumulación de mercurio (Brum et al. 2021) (Figura 20.14).

A diferencia de otras fuentes de contaminación, el mercurio ha recibido una atención considerable en la cuenca Amazónica, y varios estudios han informado concentraciones de mercurio en el pescado muy por encima del límite aceptable definido por la Organización Mundial de la Salud (0,5 mg kg<sup>-1</sup>) (p. ej., Hacon et al. 2008; Roach et al. 2013). Nuñez-Avellaneda et al. (2014) evaluaron la presencia de mercurio total en muestras de tejido muscular de once especies de peces en cuatro localidades de la Amazonía colombiana, reportando valores que oscilaron entre 0,0116 y 2,0123, media = 0,3549 mg Hg kg<sup>-1</sup>. Mosquera-Guerra et al. (2015) informaron que el 54% (n=103) del total de muestras de tejido de la especie de bagre *Calophysus macropterus* (omnívoro) de la Amazonía tenían concentraciones entre 0,11 y 1,66 mg Hg kg<sup>-1</sup>, coincidiendo con los hallazgos de Salinas et al.



**Figura 20.12** Los sedimentos de la extracción de oro ingresan al río Tapajós en su confluencia con el Crepuri, uno de varios afluentes en el centro de Pará que descargan sedimentos de la extracción de oro en el Tapajós. Fuente: Guimarães (2020). Fotografía:



**Figura 20.13** Minería en Territorio Indígena Yanomami en 2020. Fuente: Chico Batata - Greenpeace.

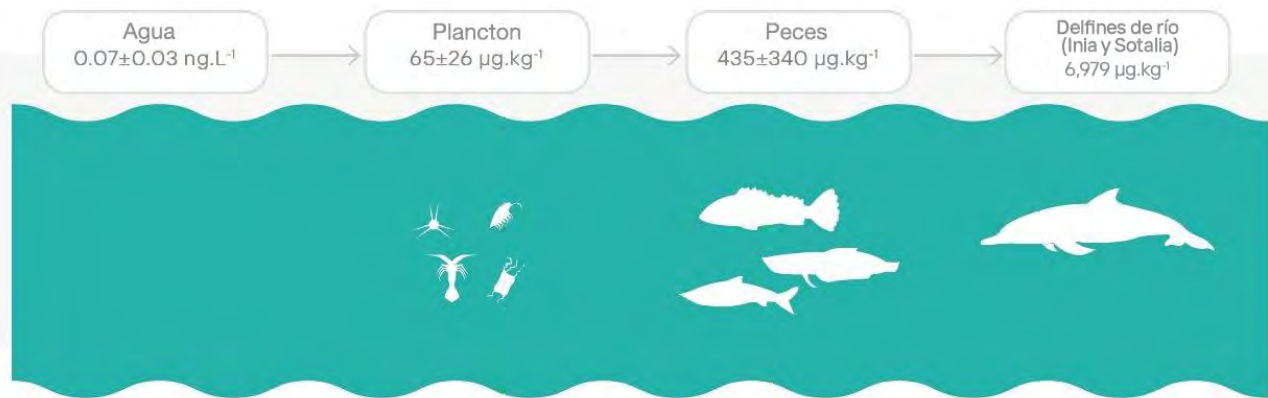


Figura 20.14 Bioacumulación de mercurio en el Río Negro. Adaptado de Kasper *et al.* (2018).

(2013) para la misma especie de bagre. Sin embargo, los niveles elevados de mercurio en el pescado también pueden ocurrir naturalmente en lugares alejados de las actividades humanas (Marshall *et al.* 2016). Esto se debe a que el mercurio está presente en el suelo independientemente de las actividades humanas; dado que los suelos amazónicos son antiguos, han acumulado lentamente mercurio que se inyecta a la atmósfera por erupciones volcánicas y se deposita por precipitaciones en todo el mundo. El consumo de pescado por parte de las comunidades humanas de la Amazonía provoca algunos de los niveles de mercurio más altos registrados en el mundo en el cabello humano, junto con problemas de salud asociados (Passos y Mergler 2008). A través del consumo de pescado, los humanos también bioacumulan mercurio (Capítulo 21).

Entre las especies en peligro de extinción, se han informado altas concentraciones de mercurio en la nutria gigante (*Pteronura brasiliensis*) en Brasil (Dias Fonseca *et al.* 2005); en el delfín del río Amazonas (*Inia geoffrensis*) en Colombia, Brasil y Bolivia (Rosas y Lethi 1996; Mosquera-Guerra *et al.* 2015, 2019); y en el delfín gris de río (*Sotalia fluviatilis*) en Brasil (Mosquera-Guerra *et al.* 2019). A lo largo de la costa del Amazonas, también se encontró mercurio en tejidos del delfín costero (*S. guianensis*) (de Moura *et al.* 2012). Los efectos del mercurio en los pequeños cetáceos incluyen anomalías hepáticas

y trastornos graves en los riñones y el cerebro (Augier *et al.* 1993). Por otro lado, la combinación de mercurio con otros contaminantes en pequeños cetáceos resultó en déficits sensoriales, deficiencia conductual, anorexia, letargo, trastornos reproductivos y muerte de fetos, así como deficiencias en el sistema inmunológico que facilitan la aparición de neumonías y otras enfermedades infecciosas (Cardellicchio *et al.* 2002). Se desconoce si los mismos impactos están ocurriendo en los delfines del río Amazonas y los delfines marinos.

Los preparativos para las operaciones de minería industrial a gran escala avanzan rápidamente (Arsenault 2021). La empresa minera canadiense Belo-Sun está preparando una operación masiva aguas abajo de la represa Pimental (parte del complejo Belo Monte en el río Xingu). La operación extraería oro de dos minas a cielo abierto junto al tramo del río *Volta Grande* (Big Bend) que ya está muy afectado por la reducción del flujo de agua debido al complejo Belo Monte. Los riesgos incluyen represas de relaves, uso de cianuro y demanda de grandes cantidades de agua del ya insuficiente caudal del *Volta Grande* (Emerman 2020). La represa de relaves de 44 m de altura permanecerá indefinidamente, aunque se estima que la mina estará agotada después de 17 años de operación. Si la represa de los relaves se rompiera, podría provocar una catástrofe igual al desastre de Mariana en 2015 en el Río Doce en Minas Gerais

(Tófoli *et al.* 2017), y liberar más de 35 millones de m<sup>3</sup> de relaves que contienen cianuro (Emerman 2020).

La extracción de bauxita y el procesamiento del mineral para producir alúmina y luego aluminio pueden liberar partículas tóxicas finas conocidas como “lodo rojo” en los ecosistemas acuáticos. En la mina de bauxita de Mineração Rio do Norte en el río Trombetas en Pará, un gran lago (el Lago Batata) se llenó por completo con 24 millones de toneladas de este lodo en la década de 1980, matando prácticamente toda la vida acuática (Soares 2015; Borges y Branford 2020). En 2018, un estanque de retención de lodo rojo reventó en la planta de alúmina de Norsk Hydro en Barcarena, Pará (Fearnside 2019). El agua se contaminó hasta Abaetetuba, a 48 km de la planta de alúmina (Barbosa 2018).

### 20.11 Aguas residuales urbanas y residuos plásticos

Las aguas residuales urbanas afectan en gran medida a los invertebrados acuáticos, reduciendo tanto la abundancia como la riqueza de especies, como lo demuestra una serie de estudios en 20 arroyos en el área de Manaus (Couceiro *et al.* 2006, 2007a, b, 2011; Martins *et al.* 2017). El efecto varía según el grupo taxonómico, lo que permitió desarrollar un índice de severidad de la contaminación utilizando insectos acuáticos como bioindicadores (Couceiro *et al.* 2012). Los arroyos en Manaus también están contaminados con una variedad de hidrocarburos tanto de la quema de biomasa como del petróleo (de Melo *et al.* 2020).

Se ha encontrado que los arroyos en Manaus contienen productos farmacéuticos humanos, así como rastros de cocaína, pero estos se diluyen por debajo de los límites de detección después de ingresar a los ríos principales (Thomas *et al.* 2014; de Melo *et al.* 2019). La contaminación con compuestos farmacéuticos puede afectar a los peces (dos Santos *et al.* 2020) y macrofitos (Otomo *et al.* 2021). La contaminación farmacéutica es una

amenaza creciente para los ambientes acuáticos en toda América Latina, incluyendo los países amazónicos (Valdez-Carrillo *et al.* 2020). Las muestras tomadas en 40 sitios a lo largo del río Amazonas y los principales afluentes de Brasil encontraron 30-40 compuestos cerca de las principales ciudades y 1-7 compuestos en el río Amazonas lejos de las ciudades (Fabregat-Safont *et al.* 2021). Una encuesta diferente en 40 sitios de muestreo a lo largo del río Amazonas, tres afluentes (ríos Negro, Tapajós y Tocantins) y cuatro ciudades encontró que la contaminación química puede causar efectos a largo plazo en el 50-80% de las especies acuáticas cerca de las áreas urbanas (Rico *et al.* 2021).

Grandes cantidades de plástico se desechan en los ríos y arroyos Amazónicos (Figura 20.15), y ahora se ha detectado la presencia de microplásticos en los sedimentos de los ríos (Gerolin *et al.* 2020), en la arena de una playa en la costa de la región amazónica, y en una playa fluvial en la Amazonía ecuatoriana (Lucas-Solis *et al.* 2021; Martinelli Filho y Monteiro 2019). También se han encontrado microplásticos en especies de peces de todos los niveles tróficos, incluyendo 13 especies del río Xingu (Andrade *et al.* 2019) y 14 del estuario de la Amazonía (Pegado *et al.* 2018). Los micro y nanoplásticos tienen impactos en los ecosistemas acuáticos, incluso sirviendo como portadores de contaminantes orgánicos persistentes (COP) (Beseling *et al.* 2019) y transfiriendo químicos que pueden provocar estrés hepático en peces (Rochman *et al.* 2013). También pueden afectar a los mamíferos (Rubio *et al.* 2020).

Muchas ciudades, pueblos y municipios de la cuenca no cuentan con gestión de plásticos y desechos, y esto sigue siendo un desafío importante que deben abordar los formuladores de políticas para la conservación de ecosistemas de agua dulce saludables en la región. Se estima que el río Amazonas descarga anualmente entre 32.000 y 64.000 toneladas de plástico en el Océano Atlántico (Lebreton *et al.* 2017). El río Amazonas también ha sido identificado como una fuente



**Figura 20.15** Residuos plásticos desechados en un arroyo en Manaus en 2021. Fuente: Rodrigo Du-arte/Greenpeace.

importante de aditivos plásticos orgánicos en el agua del Atlántico norte tropical (Schmidt *et al.* 2019).

### 20.12 Interacciones entre impulsores

Aunque la mayoría de los impulsores de la degradación en los ecosistemas acuáticos se han discutido por separado, varios están altamente correlacionados, a menudo interactuando, y los organismos acuáticos tendrán que hacer frente a alguna combinación de estos impulsores. Los impactos del cambio de la cobertura terrestre, el cambio climático global, las represas y la minería tienen interacciones que están causando la degradación a gran escala de los ecosistemas de agua dulce de la Amazonía, y las tendencias de desarrollo actuales implican aumentos dramáticos en estos impactos (Castello y Macedo 2016).

Varios de los factores discutidos aquí pueden promover la deforestación directa o indirectamente.

Las represas hidroeléctricas inducen la construcción de carreteras, lo que a su vez conduce a una mayor deforestación y agricultura, que a menudo también resultan en una mayor deforestación (Finer y Jenkins 2012; Chen *et al.* 2015; Lees *et al.* 2016; Forsberg *et al.* 2017; Anderson *et al.* 2018). En este contexto de transformación, la regulación de los ciclos hidrológicos por represas aislará grandes porciones de llanuras aluviales, que probablemente serán explotadas para la agricultura, aumentando aún más la deforestación (Forsberg *et al.* 2017).

De manera similar, es probable que la vía fluvial planificada en la subcuenca del Tapajós fomente una mayor deforestación directamente a través del aumento de la producción de soya en Mato Grosso. Las plantaciones de soya hacen que los ecosistemas acuáticos reciban escorrentías que contienen fertilizantes, herbicidas, pesticidas y sedimentos de la erosión del suelo (Sección 20.6.1). Los cursos de agua también reducen los

costos de transporte e inducen el reemplazo de pastos por soya, lo que resulta en un cambio indirecto del uso de la tierra, donde los ganaderos venden sus tierras a los productores de soya y se mudan a otras partes del Amazonas, talando bosques para establecer pasturas destinadas para el alimento del ganado (Arima *et al.* 2011; Fearnside 2015c) (ver los Capítulos 14 y 15).

Un impacto de las vías fluviales es que sirven para justificar las represas hidroeléctricas, independientemente de cuán severos puedan ser los impactos. Sin una secuencia completa de represas en un río, toda la vía fluvial dejaría de funcionar porque las barcazas no pueden atravesar rápidos y cascadas, que son eliminadas por los embalses. La vía fluvial Tocantins/Araguaia (Fearnside 2002b) y la vía fluvial Tapajós (Fearnside 2015c) sirven como ejemplos. En el caso del río Madeira, un plan de 4.000 km de vías fluviales en la porción amazónica de Bolivia, destinado al transporte de soya, se utilizó como argumento en el estudio de viabilidad de las represas de Santo Antônio y Jirau en Brasil (Fearnside 2014a, b).

La explotación de nuevas fuentes de energía, como el petróleo, generalmente requiere la construcción de carreteras, por lo tanto, la deforestación (Anderson *et al.* 2018; Fearnside 2020b). La explotación petrolera también tiene fuertes efectos combinados con las represas, devastando la biota acuática donde estos factores se cruzan (Anderson *et al.* 2019). Los efectos indirectos de la explotación petrolera, como la construcción de carreteras y la consiguiente deforestación, pueden provocar la fragmentación de la conectividad acuática o la pérdida del hábitat de las especies migratorias, lo que agrava aún más los efectos de las represas y los cursos de agua. En la Amazonía peruana, la Carretera Interoceánica ha tenido un doble impacto sobre los ríos y ecosistemas terrestres asociados. Como lo muestran las imágenes satelitales, este camino promovió el cambio de uso de la tierra debido a la expansión agrícola en el norte, mientras que al mismo tiempo facilitó el acceso a bosques previamente vírgenes a lo largo de los ríos Malinowsky e Inambari para la extrac-

ción de oro aluvial (Finer *et al.* 2018; Sánchez-Cuervo *et al.* 2020).

Los incrementos inducidos por el clima en la periodicidad en la severidad de las sequías y la prolongación de las estaciones secas darán lugar a una mayor deforestación y generación de incendios (Malhi *et al.* 2009). Los efectos del cambio climático también interactuarán con otros impactos antropogénicos. Las tendencias de calentamiento aumentarán la temperatura del agua, aumentando la toxicidad de los contaminantes para los organismos y la bioacumulación de mercurio en las redes tróficas acuáticas (Ficke *et al.* 2007; Val 2019). La tendencia esperada de descargas decrecientes en la cuenca Amazónica, excepto en la parte occidental (Sorribas *et al.* 2016; Farinosi *et al.* 2019), podría resultar en una pérdida de biodiversidad de peces de hasta un 12% en la cuenca Amazónica y un 23% en la cuenca de Tocantins (Xenopoulos *et al.* 2005). También se espera que las sequías y la disminución del aporte de los ríos afecten la composición de la comunidad de peces, el tamaño y la estructura de la población, además de la reproducción y el reclutamiento de los peces (Poff *et al.* 2001; Lake 2003; Freitas *et al.* 2013; Frederico *et al.* 2016).

Se espera que el aumento de las temperaturas y la reducción de las concentraciones de oxígeno resultantes de la disminución de los volúmenes de agua sean perjudiciales para muchos organismos acuáticos, incluyendo los peces (Lake 2003; Ficke *et al.* 2007; Frederico *et al.* 2016; Nelson y Val 2016; Gonçalves *et al.* 2018; Lapointe *et al.* 2018; Campos *et al.* 2019). En los organismos adultos, la energía se asigna al metabolismo de crecimiento, reproducción y mantenimiento (Val y Almeida-Val 1995; Almeida-Val *et al.* 2006; Wootton 1998). El excedente de energía gastado para compensar el aumento de las condiciones térmicas se producirá a expensas del crecimiento y la reproducción, y es probable que aumente la susceptibilidad a las enfermedades (Ficke *et al.* 2007; Freitas *et al.* 2012; Oliveira y Val 2017; Costa y Val 2020). También se espera que las temperaturas más altas favorezcan las condiciones eutróficas y estimulen el desa-

rollo de macrófitas en los lagos de las llanuras aluviales, modificando la dinámica de la red alimentaria y afectando a los peces que dependen de esta (Ficke *et al.* 2007).

El calentamiento global y la reducción de la disponibilidad de oxígeno dan como resultado la reducción del tamaño corporal en muchos organismos (Sheridan y Bickford 2011), y se espera los mismos efectos en los peces (Cheung *et al.* 2013; Oliveira y Val 2017; Pauly y Cheung 2018; Almeida-Silva *et al.* 2020), lo que podría afectar las pesquerías en toda la región. La disminución del tamaño corporal debido al calentamiento global podría conducir a la alteración del ecosistema a través de una cascada trófica para las especies depredadoras (Estes *et al.* 2011), o a través de la interrupción de los flujos de carbono para las especies detritívoras (Taylor *et al.* 2006) y la consiguiente disminución del reclutamiento porque la producción reproductiva es proporcional al tamaño corporal en la mayoría de los peces. Las reducciones esperadas del tamaño de los peces, impulsadas por el clima también acelerarán aún más las disminuciones del tamaño inducidas por la pesca que ya se han observado para las especies de interés comercial.

La fragmentación de las redes fluviales por represas hidroeléctricas y otras infraestructuras limitará los posibles cambios de rango de las especies acuáticas para hacer frente al aumento de temperatura esperado bajo el cambio climático (Myers *et al.* 2017). Ya se han documentado cambios en el rango de distribución de los peces a altitudes más altas como resultado del cambio climático, y la fragmentación de los ríos por las represas bloqueará esta forma de adaptación (Herrera-R *et al.* 2020). Es probable que las especies acuáticas andinas se vean particularmente afectadas porque la mayoría de las represas se han construido o están planeadas en los afluentes andinos (Forsberg *et al.* 2017; Anderson *et al.* 2018; Tognelli *et al.* 2019).

### 20.13 Conclusiones

Los ríos proveen conexiones entre ecosistemas

acuáticos y terrestres muy separados a través de flujos de agua, sedimentos y nutrientes, y a través de migraciones de peces. La fragmentación de los ríos, por lo tanto, tiene consecuencias de largo alcance (ya menudo internacionales).

Los ríos saludables y de flujo libre y ecosistemas de planicies aluviales interactúan con los diferentes de la biodiversidad además de generar servicios ecosistémicos que son importantes a escala local, regional y global (p. ej., pesquerías para la seguridad alimentaria, transporte de sedimentos y almacenamiento de carbono).

Los ecosistemas acuáticos son particularmente propensos a impactos acumulativos o sinérgicos. Estos incluyen los efectos de múltiples represas en los ríos y los impactos combinados de los cambios en los caudales de los ríos, los niveles de oxígeno, la temperatura del agua y los niveles de contaminación.

### 20.14 Recomendaciones

- No se deben construir represas con capacidad instalada  $\geq 10$  MW en la Amazonía. Las represas con una capacidad instalada  $< 10$  MW que darían energía a un solo pueblo o aldea se pueden construir con la licencia ambiental adecuada y utilizando un enfoque basado en la mitigación de los riesgos ambientales y sociales. En lugar de construir represas amazónicas, la política energética debería priorizar la conservación de la electricidad, detener las exportaciones de productos intensivos en energía y redirigir la inversión en nuevos mecanismos de generación de electricidad a través de fuentes eólicas y solares.
- Las represas con capacidad instalada  $< 10$  MW tienen impactos significativos y no deben construirse para alimentar redes nacionales o regionales. También se debe considerar el grave efecto acumulativo del bloqueo de múltiples afluentes con estas represas.
- Los procesos de toma de decisiones sobre proyectos de infraestructura hidroeléctrica deben

reformarse de modo que los impactos ambientales y sociales directos e indirectos se recopilen y debatan democráticamente antes de tomar decisiones.

- Las cuencas hidrográficas seleccionadas en todo el Amazonas deben ser conservadas para la investigación, el monitoreo a largo plazo y la protección de la diversidad genética y de especies. Estas cuencas también mantendrán comunidades ecológicas que pueden ser necesarias para los esfuerzos de recuperación de los sistemas ecológicos afectados.
- Las áreas de inundación de los ríos y arroyos deben estar protegidos por un borde forestal adecuado cuando la tierra circundante se convierte para otros usos.
- Se necesita una mejor regulación y seguimiento de las especies exóticas, especialmente para la piscicultura. Deben evitarse los proyectos de desviación de agua entre cuencas, que inevitablemente conducen a la introducción de especies exóticas.
- Se necesitan controles adecuados sobre las aguas residuales urbanas, la contaminación por plásticos, el mercurio y otros metales pesados, y sobre el uso de agroquímicos.
- Es necesario el control de sedimentos y desechos de la minería.
- La minería aluvial debe prohibirse en toda la cuenca Amazónica para preservar la biodiversidad acuática, los bosques inundables y la salud humana.
- Los gobiernos regionales y los municipios deben priorizar la limpieza de las aguas residuales para preservar la salud de la biota acuática y las poblaciones humanas.
- Debido a que los recursos acuáticos no son propiedad privada, requieren acuerdos cooperativos para administrar su uso (incluyendo la exclusión de embarcaciones pesqueras externas) y la aplicación de restricciones a la sobreexplotación.
- Se necesita una cuantificación adecuada de las emisiones de gases de efecto invernadero de las represas amazónicas.

## 20.15 Referencias

- Abril G, Guérin F, Richard S, *et al.* 2005. Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-year old tropical reservoir (Petit Saut, French Guiana). *Global Biogeochem Cycles* **19**: GB4007.
- Agostinho AA, Agostinho CS, Pelicice FM, y Marques EE. 2012. Fish ladders: Safe fish passage or hotspot for predation? *Neotrop Ichthyol* **10**: 687–96.
- Agostinho AA, Gomes LC, Santos NCL, *et al.* 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fish Res* **173**: 26–36.
- Agostinho AA, Gomes LC, Veríssimo S, y K. Okada E. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. In: *Reviews Fish Biol Fisheries* **14**: 11–9.
- Agostinho AA, Marques EE, Agostinho CS, *et al.* 2007. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? *Neotrop Ichthyol* **5**: 121–30.
- Agostinho AA, Pelicice FM, y Gomes LC. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz J Biol* **68**: 1119–32.
- Albuquerque AF, Ribeiro JS, Kummrow F, Nogueira AJA, Montagner CC, y Umbuzeiro GA. 2016. Pesticides in Brazilian freshwaters: A critical review. *Environ Sci: Processes & Impacts*, **18**: 779–87.
- Alho CJR. 2011. Environmental effects of hydropower reservoirs on wild mammals and freshwater turtles in Amazonia: A review. *Oecologia Aust* **15**: 593–604.
- Almeida-Silva J, Campos DF, y Almeida-Val VMF. 2020. Metabolic adjustment of *Pyrrhulina* aff. *Brevis* exposed to different climate change scenarios. *J Therm Biol* **92**: 102657.
- Almeida R, Hamilton S, Rosi E, *et al.* 2020. Hydropeaking operations of two run-of-river mega-dams alter downstream hydrology of the largest Amazon tributary. *Front Environ Sci* **8**: 120.
- Almeida-Val VMF, Chippari-Gomes AR, y Lopes NP. 2006. Metabolic and physiological adjustments to low oxygen and high temperature in fish of the Amazon. In: *The Physiology of Tropical Fishes*. London, Reino Unido: Elsevier, pp. 443–500.
- Albuquerque AF, Ribeiro JS, Kummrow F, *et al.* 2016. Pesticides in Brazilian freshwaters: A critical review. *Environ Sci: Processes & Impacts* **18**: 779–87.
- Almeida RM, Shi Q, Gomes-Selman JM, *et al.* 2019. Reducing greenhouse gas emissions of Amazon hydropower with strategic dam planning. *Nat Commun* **10**: 4281.
- Alonso JC, y Pirker LEM. 2005. Dinâmica populacional e estado atual de exploração de Piramutaba e de Dourada. *O manejo da pesca dos Grandes bagres migradores Piramutaba e Dourada no eixo Solimoes--Amazonas*. Manaus, AM, Brasil: IBAMA, ProVárzea, pp. 21–28. <https://bit.ly.co/4jSQ>
- Anderson EP, Jenkins CN, Heilpern S, *et al.* 2018. Fragmentation of Andes-to-Amazon connectivity by hydropower dams. *Sci Adv* **4**: eaao1642.
- Anderson EP, y Maldonado-Ocampo JA. 2011. A regional perspective on the diversity and conservation of tropical Andean fishes. *Conserv Biol* **25**: 30–39.



- Anderson EP, Osborne T, Maldonado-Ocampo JA, *et al.* 2019. Energy development reveals blind spots for ecosystem conservation in the Amazon Basin. *Front Ecol Environ* **17**(9): 521–529.
- Andrade MC, Winemiller KO, Barbosa PS, *et al.* 2019. First account of plastic pollution impacting freshwater fishes in the Amazon: Ingestion of plastic debris by piranhas and other serrasalmids with diverse feeding habits. *Environ Pollution* **244**: 766–77.
- Andrews C. 1990. The ornamental fish trade and fish conservation. *J Fish Biol* **37**: 53–9.
- Anjos HDB, Amorim RMS, Siqueira JA, y Anjos CR. 2018. Ornamental fish export of the State of Amazonas, Amazon Basin, Brazil. *Bol do Inst Pesca* **35**: 259–74.
- Anjos NA, Schulze T, Brack W, *et al.* 2011. Identification and evaluation of cyp1a transcript expression in fish as molecular biomarker for petroleum contamination in tropical fresh water ecosystems. *Aquat Toxicol* **103**: 46–52.
- Arantes CC, Fitzgerald DB, Hoesinghaus DJ, y Winemiller KO. 2019a. Impacts of hydroelectric dams on fishes and fisheries in tropical rivers through the lens of functional traits. *Curr Opin Environ Sustain* **37**: 28–40.
- Arantes CC, Winemiller KO, Asher A, *et al.* 2019b. Floodplain land cover affects biomass distribution of fish functional diversity in the Amazon River. *Sci Rep* **9**: 16684.
- Arantes CC, Winemiller KO, Petrere M, y Freitas CEC. 2019c. Spatial variation in aquatic food webs in the Amazon River floodplain. *Freshw Sci* **38**: 213–28.
- Arantes CC, Winemiller KO, Petrere M, *et al.* 2018. Relationships between forest cover and fish diversity in the amazon river floodplain. *Jour Applied Ecol* **55**: 386–395.
- Araújo ES, Marques EE, Freitas IS, *et al.* 2013. Changes in distance decay relationships after river regulation: similarity among fish assemblages in a large Amazonian river. *Ecol Freshw Fish* **22**: 543–52.
- Araújo CC, y Wang JY. 2015. The dammed river dolphins of Brazil: Impacts and conservation. *Oryx* **49**:17–24.
- Araújo-Lima C, and Goulding M. 1998. So Fruitful a Fish: Ecology, Conservation and Aquaculture of the Amazon's Tambaqui. New York, NY, EE.UU: Columbia University Press. 191 pp.
- Arima EY, Richards P, Walker R, y Caldas MM. 2011. Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon. *Environ Res Lett* **6**: 024010.
- Arsenault C. 2021. Canadian firm's proposed gold mine in Amazon rainforest a step closer to reality, CEO says. *CBC News*, 28 March 2021. <https://bityl.co/6Kz4>
- Artaxo P, de Campos RC, Fernandes T., *et al.* 2000. Large scale mercury and trace element measurements in the Amazon basin. *Atmos Environ* **34**: 4085–96.
- Assahira C, Piedade MTF, Trumbore SE, *et al.* 2017. Tree mortality of a flood-adapted species in response of hydrographic changes caused by an Amazonian river dam. *For Ecol Manage* **396**: 113–23.
- Athayde S, Mathews M, Bohlman S, *et al.* 2019. Mapping research on hydropower and sustainability in the Brazilian Amazon: advances, gaps in knowledge and future directions. *Curr Opin Environ Sustain* **37**: 50–69.
- Augier H, Benkoël L, Chamlian A, Park WK, y Ronneau C. 1993. Mercury, zinc and selenium bioaccumulation in tissues and organs of Mediterranean striped dolphins *Stenella coeruleoalba* meyen. Toxicological result of their interaction. *Cell Mol Biol (Noisy-le-grand)* **39**(6):621–34.
- Bahia-Oliveira M, Corvelo CC, Mergler D, *et al.* 2004. Environmental biomonitoring using cytogenetic endpoints in a population exposed to mercury in Brazilian Amazon. *Environ Molecular Mutagenesis* **44**: 346–9.
- Bailly D, Agostinho AA, y Suzuki HI. 2008. Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiabá River, Upper Pantanal, Brazil. *River Res Appl* **24**: 1218–29.
- Barbosa AC, y Dorea JG. 1998. Indices of mercury contamination during breast feeding in the Amazon Basin. *Environ Toxicol Pharmacol* **6**: 71–9.
- Barbosa C. 2018. Lama vermelha da Hydro também contaminou mananciais em Abaetetuba, diz IEC. *Amazônia Real*, 29 Marzo 2018. <https://amz.run/4TEen>
- Barletta M, Jaureguizar AJ, Baigun C, *et al.* 2010. *Jour Fish Biol* **76**: 2118–76.
- Barros N, Cole JJ, Tranvik LJ, *et al.* 2011. Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. *Nat Geosci* **4**: 593–6.
- Barthem R, y Goulding M. 2007. Un ecosistema inesperado: la Amazonía revelada por la pesca Belém, PA, Brazil: Museu Paraense Emilio Goeldi, & Lima, Peru: Amazon Conservation Association (ACA).
- Batista VS, Inhamuns AJ, Freitas CEC, y Freire-Brasil D. 1998. Characterization of the fishery in river communities in the low-Solimões/high-Amazon region. *Fish Manag Ecol* **5**: 419–35.
- Bayley PB. 1995. Understanding large river: floodplain ecosystems. *Bioscience* **45**: 153–8.
- Bayley PB. 1998. Aquatic biodiversity and fisheries management in the Amazon. Washington, DC, EE.UU: World Bank.
- Bayley PB, Castello L, Batista VS, y Fabrè NN. 2018. Response of *Prochilodus nigricans* to flood pulse variation in the central Amazon. *R Soc open Sci* **5**: 172232.
- Bertassoli Jr DJ, Sawakuchi HO, Araújo KR de, *et al.* 2021. How green can Amazon hydropower be? Net carbon emission from the largest hydropower plant in Amazonia. *Sci Adv* **7**: eabe1470.
- Besseling E, Hasselerharm PR, Foekema EM, y Koelmans AA. 2019. Quantifying ecological risks of aquatic micro- and nanoplastic. *Critical Reviews in Environ Sci and Technol* **49**: 32–80.
- Bodmer R, Meléndez PP, Henderson P, *et al.* 2018. Modelamiento de las consecuencias previsibles del dragado de los principales ríos amazónicos sobre la fauna silvestre y la gente de los bosques inundados de Loreto, Perú. *Folia Amaz* **27**: 247–58.
- Bonilla-Castillo CA, Córdoba EA, Gómez G, y Duponchelle F. 2018. Population dynamics of *Prochilodus nigricans* (Characiformes: Prochilodontidae) in the Putumayo River. *Neotrop Ichthyol* **16**: e170139.
- [Borges T, y Branford S.](#) 2020. Mina de bauxita deixa legado de pobreza e poluição em quilombo do Pará. *Mongabay*, 8 Junio

2020. <https://bitly.co/6MG6>
- Bossart, G.D. 2011. Marine mammals as sentinel species for oceans and human health. *Veterinary Pathol* **48**: 676-90.
- Branford S, y Torres M. 2019. Brazil to open indigenous reserves to mining without indigenous consent. *Mongabay*, 14 Marzo 2019. <https://bit.ly/3jzBEwb>
- Brasil. 2004. Comunicação Nacional Inicial do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Brasília, DF, Brasil: Coordenadoria Geral Mudanças Globais Clima, Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT), 276 pp. <https://bit.ly/3M4gkes>
- Braz-Mota S, Fé LML, de Lunardo FAC, *et al.* 2017. Exposure to waterborne copper and high temperature induces the formation of reactive oxygen species and causes mortality in the Amazon fish *Hoplosternum littorale*. *Hydrobiologia* **789**: 157-66.
- Braz-Mota S, Sadauskas-Henrique H., Duarte RM, *et al.* 2015. Roundup-R exposure promotes gills and liver impairments, DNA damage and inhibition of brain cholinergic activity in the Amazon teleost fish *Colossoma macropomum*. *Chemosphere* **135**: 53-60.
- Brito JG, Roque FO, Martins RT, *et al.* 2020. Small forest losses degrade stream macroinvertebrate assemblages in the eastern Brazilian Amazon. *Biol Conserv* **241**: 108263.
- Brum SM, Silva VMF da, Rossoni F, y Castello L. 2015. Use of dolphins and caimans as bait for *Calophysus macropterus* (Lichtenstein, 1819)(Siluriforme: Pimelodidae) in the Amazon. *J Appl Ichthyol* **31**: 675-80.
- Campos CP, Costa Sousa RG, Catarino MF, *et al.* 2015. Population dynamics and stock assessment of *Colossoma macropomum* caught in the Manacapuru Lake system (Amazon Basin, Brazil). *Fish Manag Ecol* **22**: 400-6.
- Campos DF, Braz-Mota S, Val AL, y Almeida-Val VMF. 2019. Predicting thermal sensitivity of three Amazon fishes exposed to climate change scenarios. *Ecol Indic* **101**: 533-40.
- Campos DF, Jesus TF, Kochhann D, *et al.* 2017. Metabolic rate and thermal tolerance in two congeneric Amazon fishes: *Paracheirodon axelrodi* Schultz, 1956 and *Paracheirodon simulans* Géry, 1963 (Characidae). *Hydrobiologia* **789**: 133-42.
- Campos DF, Val AL, y Almeida-Val VMF. 2018. The influence of lifestyle and swimming behavior on metabolic rate and thermal tolerance of twelve Amazon forest stream fish species. *Jour Thermal Biol* **72**: 148-54.
- Cardellicchio N, Decataldo A, Di Leo A, y Giandomenico S. 2002. Trace elements in organs and tissues of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from the Mediterranean Sea (Southern Italy). *Chemosphere* **49**: 85-90.
- Castello L, Arantes CC, McGrath DG, *et al.* 2015. Understanding fishing-induced extinctions in the Amazon. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* **25**: 587-98.
- Castello L, Hess LL, Thapa R, *et al.* 2018. Fishery yields vary with land cover on the Amazon River floodplain. *Fish Fish* **19**: 431-40.
- Castello L, Isaac VJ, y Thapa R. 2015a. Flood pulse effects on multispecies fishery yields in the lower Amazon. *Roy Soc Open Sci* **2**(11): 150299.
- Castello L, y Macedo MN. 2016. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Glob Change Biol* **22**: 990-1007.
- Castello L, McGrath DG, y Beck PSA. 2011. Resource sustainability in small-scale fisheries in the Lower Amazon floodplains. *Fish Res* **110**: 356-64.
- Castello L, McGrath DG, Arantes CC, y Almeida OT. 2013a. Accounting for heterogeneity in small-scale fisheries management: The Amazon case. *Mar Policy* **38**: 557-65.
- Castello L, McGrath DG, Hess LL, *et al.* 2013b. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conserv Lett* **6**: 217-29.
- Castello L y Stewart DJ. 2010. Assessing CITES nondetriment findings procedures for *Arapaima* in Brazil. *J Appl Ichthyol* **26**: 49-56.
- Castro DMP, Hugles RM, y Callisto M. 2013. Influence of peak flow changes on the macroinvertebrate drift downstream of a Brazilian hydroelectric dam. *Brazilian Journal Biology*, **73**: 775-782.
- Catarino MF, Campos CP, Garcez R, y Freitas CE de C. 2014. Population dynamics of *Prochilodus nigricans* caught in Manacapuru Lake (Amazon basin, Brazil). *Bol do Inst Pesca* **40**: 589-95.
- Centro de Investigación y Tecnología del Agua CITA. 2019. Mejores prácticas para el estudio de los ríos amazónicos frente al desarrollo de infraestructura. Caso EIA-d Hidrovía Amazónica. Boletín CITA No. 2. Lima, Perú: CITA-UTEC. 20 pp. <https://ggle.io/3g0l>
- Chan FT, Beatty SJ, Gilles Jr AS, *et al.* 2019. Leaving the fish bowl: the ornamental trade as a global vector for freshwater fish invasions. *Aquat Ecosyst Health Manag* **22**: 417-39.
- Chao NL and Prada-Pedreiros S. 1995. Diversity and habitat of ornamental fishes in the Rio Negro, Brazil: exploitation and conservation issues. In: Proceedings of World Fisheries Congress, (Theme 3). Lebanon, VA, USA: Science Publishers, pp. 241-60.
- Chao NL y Prang G. 1997. Project Piaba -- towards a sustainable ornamental fishery in the Amazon. *Aquarium Sci Conserv* **1**:105-11.
- Charvet P, Occhi TVT, Faria, L, *et al.* 2021. Tilapia farming threatens Brazilian waters. *Science* **371**: 356.
- Chen G, Powers RP, de Carvalho LMT, y Mora B. 2015. Spatio-temporal patterns of tropical deforestation and forest degradation in response to the operation of the Tucuruí hydroelectric dam in the Amazon basin. *Applied Geog* **63**: 1-8.
- Cheung WWL, Sarmiento JL, Dunne J *et al.* 2013. Shrinking of fishes exacerbates impacts of global ocean changes on marine ecosystems. *Nat Climate Change* **3**: 254-58.
- Cintra IHA. 2009. A pesca no reservatório da Usina Hidrelétrica de Tucuruí, Estado do Pará, Brasil. Tese de doctorado en ingeniería de pesca Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE, Brasil. 190 pp. <https://bit.ly/3M7bHR3>
- Coe MT, Costa MH, y Soares-Filho BS. 2009. The influence of historical and potential future deforestation on the stream flow of the Amazon River – land surface processes and atmospheric feedbacks. *Jour Hydrol* **369**: 165-74.
- Constantine JA, Dunne T, Ahmed J, *et al.* 2014. Sediment supply as a driver of river meandering and floodplain evolution in the Amazon Basin. *Nat Geosci* **7**: 899-903.
- Córdoba EA, León ÁVJ, Bonilla-Castillo CA, *et al.* 2013. Breeding, growth and exploitation of *Brachyplatystoma rousseauxii*

- Castelnaud, 1855 in the Caqueta River, Colombia. *Neotrop Ichthyol* **11**: 637–47.
- Correa SB, Costa-Pereira R, Fleming T, *et al.* 2015a. Neotropical fish-fruit interactions: eco-evolutionary dynamics and conservation. *Biol Rev* **90**: 1263–78.
- Correa SB, Costa-Pereira R, Fleming T, Goulding M, y Anderson JT. 2015b. Neotropical fish-fruit interactions: eco-evolutionary dynamics and conservation. *Biol Reviews Cambridge Philosophical Soc* **90**(4): 1263–78.
- Costa F, Damazio J, Raupp I, *et al.* 2011. Hydropower inventory studies of river basins in Brazil. *Int J Hydropower Dams* **2**: 31–36.
- Costa JC, y Val AL. 2020. Extreme climate scenario and parasitism affect the Amazon fish *Colossoma macropomum*. *Sci Total Environ* **726**: 138628.
- Couceiro SEM, Forsberg BR, Hamada N, and Ferreira RLM. 2006. Effects of an oil spill and discharge of domestic sewage on the insect fauna of Cururu stream, Manaus, AM, Brazil. *Braz Jour Biol* **66**(1a): 35–44.
- Couceiro SRM, Hamada N, Ferreira RLM, *et al.* 2007a. Domestic sewage and oil spills in streams: effects on edaphic invertebrates in flooded forest, Manaus, Amazonas, Brazil. *Water Air Soil Pollut* **180**: 249–59.
- Couceiro SRM, Hamada N, Forsberg BR, y Padovesi-Fonseca C. 2011. Trophic structure of macroinvertebrates in Amazonian streams impacted by anthropogenic siltation. *Austral Ecol* **36**: 628–37.
- Couceiro SRM, Hamada N, Luz SLB, *et al.* 2007b. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. *Hydrobiologia* **575**: 271–84.
- Couceiro SRM, Hamada N, Forsberg BR, *et al.* 2012. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecol Indicators* **18**: 118–125.
- Couto TBA, y Olden JD. 2018. Global proliferation of small hydropower plants—science and policy. *Front Ecol Environ* **16**: 91–100.
- Crampton WGR. 1999. The impact of the ornamental fish trade on the discus *Symphysodon aequifasciatus*: A case study from the floodplain forests of Estação Ecológica Mamirauá. *Adv Econ Bot* **13**: 29–44.
- Crampton WGR, Castello L, y Viana JP. 2004. 6. Fisheries in the Amazon Várzea: Historical Trends, Current Status, and Factors Affecting Sustainability. In: *People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America*. New York, EE.UU: Columbia University Press. pp. 76–95.
- Daga VS, Azevedo-Santos VM, Pelicice FM, *et al.* 2020. Water diversion in Brazil threatens biodiversity. *Ambio* **49**: 165–72.
- Dala'corte RBM, Siqueira AS, Bini T, *et al.* 2020. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. *Jour Applied Ecol* **57**: 1391–1402.
- Dayrell JS, Magnusson WE, Bobrowiec PED, y Lima AP. 2021. Impacts of an Amazonian hydroelectric dam on frog assemblages. *PLoS One* **16**: e0244580.
- Deegan L. Neill C, Hauptert CL, *et al.* 2011. Amazon deforestation alters small stream structure, nitrogen biogeochemistry and connectivity to larger rivers. *Biogeochem* **105**: 53–74.
- Deines AM, Marion E, Wittmann JMD *et al.* 2016. Tradeoffs among ecosystem services associated with global tilapia introductions. *Reviews Fisheries Sci & Aquacult* **24**: 178–91.
- Delmas R, Galy-Lacaux C, y Richard S. 2001. Emissions of greenhouse gases from the tropical hydroelectric reservoir of Petit Saut (French Guiana) compared with emissions from thermal alternatives. *Global Biogeochem Cycles* **15**: 993–1003.
- de Melo MG; da Silva BA, Costa GS, *et al.* 2019. Sewage contamination of Amazon streams crossing Manaus (Brazil) by sterols biomarkers. *Environ Pollution* **244**: 818–26.
- de Melo MG, de Castro LG, Reis LA, *et al.* 2020. Metals, n-Alkanes, Hopanes, and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon in Sediments from Three Amazon Streams Crossing Manaus (Brazil). *Chemistry* **2**: 274–92.
- de Moura JF, Emin-Lima R, Hacon SS *et al.* 2012. Mercury Status of the Amazon Continental Shelf: Guiana Dolphins (*Sotalia guianensis*, Van Benédén 1864) as a Bioindicator. *Bull Contamin Toxicol* **89**: 412–8.
- de Paula FR, Leal CG, Leitão RP, *et al.* 2021. The role of secondary riparian forests for conserving fish assemblages in eastern Amazon streams. *Hydrobiologia*, <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04507-4>
- Dias Fonseca FR, Malm O, y Waldemarin HF. 2005. Mercury levels in tissues of giant otters (*Pteronura brasiliensis*) from the Rio Negro, Pantanal, Brazil. *Environ Res* **98**: 368–71.
- Doria CRC, dos Santos Catâneo DTB, Torrente-Vilara G, *et al.* 2020. Is there a future for artisanal fishing in the Amazon? The case of Arapaima gigas. *Management of Biological Invasions* **11**(1): 1–8.
- Doria CRC, Agudelo E, Akama, A *et al.* 2021. The silent threat of non-native fish in the Amazon biome. *Frontiers in Ecology and Evolution*, **9**: 646702.
- dos Santos LSN, Müller RCS, Sarkis JES, *et al.* 2000. Evaluation of total mercury concentrations in fish consumed in the municipality of Itaituba, Tapajós River basin, Pará, Brazil. *Science of the Total Environment* **26**(1–3): 1–8.
- dos Santos PRO, Costa MJ, dos Santos ACA, ECM Silva-Zacarin, y Nunes, B. 2020. Neurotoxic and respiratory effects of human use drugs on a Neotropical fish species, *Phalloceros harpagos*. *Compar Biochem Physiol Part C: Toxicol & Pharmacol* **230**: 108683.
- dos Santos Júnior UM, Gonçalves JFC, and Fearnside PM. 2013. Measuring the impact of flooding on Amazon trees: photosynthetic response models for ten species flooded by hydroelectric dams. *Trees-Struct Funct* **27**: 193–210.
- dos Santos Junior UM, Gonçalves, JFC, Strasser RJ and Fearnside PM. 2015. Flooding of tropical forests in central Amazonia: What do the effects on the photosynthetic apparatus of trees tell us about species suitability for reforestation in extreme environments created by hydroelectric dams? *Acta Physiologiae Plantarum* **37**: 166.
- Duarte RM, Menezes ACL, Rodrigues L *et al.* 2009. Copper sensitivity of wild ornamental fish of the Amazon. *Ecotoxicol Environ Safety* **72**: 693–8.
- Dumestre JF, Guézennec J, Galy-Lacaux C, *et al.* 1999.

- Influence of light intensity on methanotrophic bacterial activity in Petit Saut Reservoir, French Guiana. *Appl Environ Microbiol* **65**: 534–9.
- Dunne T, Mertes LAK, Meade RH, *et al.* 1998. Exchanges of sediment between the flood plain and channel of the Amazon River in Brazil. *Geol Soc Am Bull* **110**: 450–67.
- Duponchelle F, Isaac VJ, Doria CRDC, *et al.* 2021. Conservation of migratory fishes in the Amazon basin. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* **31**: 1087–105.
- Emerman SH. 2020. Evaluation of the tailings dam, cyanide use and water consumption at the proposed Volta Grande gold project, Pará, northern Brazil. Spanish Fork, Utah, EE.UU: Malach Consulting., 40 pp. <https://bitly.co/5g8Q>
- Estes JA, Terborgh J, Brashares JS, *et al.* 2011. Trophic downgrading of planet Earth. *Science* **333**: 301–6.
- Estivals G, Duponchelle F, Römer U, *et al.* 2020. The Amazonian dwarf cichlid *Apistogramma agassizii* (Steindachner, 1875) is a geographic mosaic of potentially tens of species: conservation implications. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* **30**: 1521–39.
- Fabré NN, Castello L, Isaac VJ, y Batista VS. 2017. Fishing and drought effects on fish assemblages of the central Amazon Basin. *Fish Res* **188**: 157–65.
- Fabregat-Safont D, Ibáñez M, Bijlsma L, *et al.* 2021. Wide-scope screening of pharmaceuticals, illicit drugs and their metabolites in the Amazon River. *Water Research* **200**: 117251.
- Farinosi F, Arias ME, Lee E, *et al.* 2019. Future climate and land use change impacts on river flows in the Tapajós Basin in the Brazilian Amazon. *Earth's Future* **7**: 993–1017.
- Fearnside PM. 1989. Brazil's Balbina Dam: Environment versus the legacy of the pharaohs in Amazonia. *Environ Manage* **13**: 401–23.
- Fearnside PM. 1995. Hydroelectric dams in the Brazilian Amazon as sources of 'greenhouse' gases. *Environ Conserv* **22**: 7–19.
- Fearnside PM. 1999. Social Impacts of Brazil's Tucuruí Dam. *Environ Manage* **24**: 483–95.
- Fearnside PM. 2001. Environmental impacts of Brazil's Tucuruí Dam: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environ Manage* **27**: 377–96.
- Fearnside PM. 2002a. Greenhouse gas emissions from a hydroelectric reservoir (Brazil's Tucuruí Dam) and the energy policy implications. *Water Air Soil Pollut* **133**: 69–96.
- Fearnside PM. 2002b. Avanço Brasil: Environmental and social consequences of Brazil's planned infrastructure in Amazonia. *Environ Manage* **30**: 735–47.
- Fearnside PM. 2005. Brazil's Samuel Dam: Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. *Environ Manage* **35**: 1–19.
- Fearnside PM. 2009. As hidrelétricas de Belo Monte e Altamira (Babaquara) como fontes de gases de efeito estufa. *Novos Cadernos NAEA* **12**(2): 5–56. English translation available at: <https://bit.ly/3PII1C5>
- Fearnside PM. 2013a. Credit for climate mitigation by Amazonian dams: Loopholes and impacts illustrated by Brazil's Jirau Hydroelectric Project. *Carbon Manag* **4**: 681–96.
- Fearnside PM. 2013b. Carbon credit for hydroelectric dams as a source of greenhouse-gas emissions: The example of Brazil's Teles Pires Dam. *Mitig Adapt Strateg Glob Chang* **18**: 691–9.
- Fearnside PM. 2013c. Decision Making on Amazon Dams: Politics Trumps Uncertainty in the Madeira River Sediments Controversy. *Water Altern* **6**: 313–25.
- Fearnside PM. 2014a. Impacts of Brazil's Madeira River Dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environ Sci Policy* **38**: 164172.
- Fearnside, P.M. 2014b. Brazil's Madeira River dams: A setback for environmental policy in Amazon development. *Water Altern* **7**: 156–169.
- Fearnside PM. 2015a. Tropical hydropower in the clean development mechanism: Brazil's Santo Antônio Dam as an example of the need for change. *Clim Change* **131**: 575–89.
- Fearnside PM. 2015b. Emissions from tropical hydropower and the IPCC. *Environ Sci Policy* **50**: 225–39.
- Fearnside PM. 2015c. Amazon dams and waterways: Brazil's Tapajós Basin plans. *Ambio* **44**: 426–39.
- Fearnside PM. 2016. Greenhouse gas emissions from hydroelectric dams in tropical forests. In: *Alternative Energy and Shale Gas Encyclopedia*. New York, USA: Wiley. pp. 428–38.
- Fearnside PM. 2017a. Planned disinformatio: The example of the Belo Monte Dam as a source of greenhouse gases. In: *Brazil in the Anthropocene: Conflicts between Predatory Development and Environmental Policies*. New York, EE.UU.: Routledge, pp. 125–142.
- Fearnside PM. 2017. Dams with big reservoirs: Brazil's hydroelectric plans threaten its Paris climate commitments. *The Globalist*, 29 January 2017. <https://bit.ly/3jyVc3S>
- Fearnside, P.M. 2019. Exploração mineral na Amazônia brasileira: O custo ambiental. In: *Dossiê Desastres e Crimes da Mineração em Barcarena, Mariana e Brumadinho*. Belém, Pará, Brasil: Editora do Núcleo de Altos Estudos Amazônicos (NAEA), Universidade Federal do Pará (UFPA). pp. 35–42.
- Fearnside PM. 2020a. Brazil's Bem Querer dam: An impending Amazon disaster (commentary). *Mongabay*, 16 Noviembre 2020. <https://bit.ly/3O3HDHP>
- Fearnside PM. 2020b. Oil and gas project threatens Brazil's last great block of Amazon forest (commentary). 9 March 2020. <https://bit.ly/3ELLZxt>
- Fearnside PM. 2020c. The danger of Brazil's Amazon plans for oil and gas: Response to EPE (commentary). *Mongabay*, 8 April 2020. <https://bit.ly/37aSC1C>
- Fearnside PM, Ferrante L, Yanai AM, *et al.* 2020. Trans-Purus: Brazil's last intact Amazon forest at immediate risk (commentary) *Mongabay*, 24 Noviembre 2020. <https://bit.ly/3IrTJH5>
- Fearnside PM, y Pueyo S. 2012. Greenhouse-gas emissions from tropical dams. *Nat Clim Chang* **2**: 382–4.
- Fé-Gonçalves LM, Paula-Silva MN, Val A., y Almeida-Val VMF, 2018. Differential survivorship of congeneric ornamental fishes under forecasted climate changes are related to anaerobic potential. *Genetics Molecular Biol* **41**:107–18.
- Ferrante L, y Fearnside PM. 2019. Brazil's new president and "ruralists" threaten Amazonia's environment, traditional peoples and the global climate. *Environ Conserv* **46**: 261–3.
- Ferrante L, y Fearnside PM. 2020. Evidence of mutagenic and

- lethal effects of herbicides on Amazon frogs. *Acta Amazonica* **50**: 363-6.
- Ferrante, L, y Fearnside PM. 2021. Brazilian government violates Indigenous rights: What could induce a change? *Die Erde* **152**: 200-11.
- Ficke AD, Myrick CA, y Hansen LJ. 2007. Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. *Reviews in Fish Biol and Fisheries* **17**: 581-613.
- Filizola N y Guyot JL. 2009. Suspended sediment yields in the Amazon basin: an assessment using the Brazilian national data set. *Hydrol Process An Int J* **23**: 3207-15.
- Filizola N y Guyot JL. 2011. Fluxo de sedimentos em suspensão nos rios da Amazônia. *Rev Bras Geociências* **41**: 566-76.
- Finer M y Jenkins CN. 2012. Proliferation of hydroelectric dams in the Andean Amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. *PLoS One* **7**: e35126.
- Flecker AS. 1996. Ecosystem engineering by a dominant detritivore in a diverse tropical stream. *Ecology* **77**: 1845-54.
- Forero-Medina G, Ferrara CR, Vogt RC, et al. 2021. On the future of the giant South American river turtle *Podocnemis expansa*. *Oryx* **55**: 73-80.
- Forsberg BR, Melack JM, Dunne T, et al. 2017. The potential impact of new Andean dams on Amazon fluvial ecosystems. *PLoS One* **12**: e0182254.
- Fragoso-Moura EM, Oporto LT, Maia-Barbosa PM, y Barbosa FAR. 2016. Loss of biodiversity in a conservation unit of the Brazilian Atlantic Forest: The effect of introducing nonnative fish species. *Braz Jour Biol* **76**: 18-27.
- Frankham R, Ballou SEJD, Briscoe DA et al. 2010. *Introduction to Conservation Genetics, 2<sup>nd</sup> ed.* Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press.
- Fraser B. 2014. Amazon oil spill has killed tons of fish, sickened native people. *Environ Health News* <https://bit.ly/3uGI2s5>
- Freeman MC, Pringle CM, Greathouse EA, y Freeman BJ. 2003. Ecosystem-level consequences of migratory faunal depletion caused by dams. In: Biodiversity and Conservation of Shads Worldwide, American Fisheries Society Symposium **5**: 255-66. <https://bit.ly/307gd3H>
- Freitas CE de, F. Rivas AA, Pereira C, et al. 2012. The potential impacts of global climatic changes and dams on Amazonian fish and their fisheries. In: New Advances and Contributions to Fish Biology. London, Reino Unido: Intech. pp. 175-195.
- Freitas CEC, Siqueira-Souza FK, Humston R, et al. 2013. An initial assessment of drought sensitivity in Amazon fish communities. *Hydrobiologia* **705**: 159-71.
- Garcia A, Tello S, Vargas G, y Duponchelle F. 2009. Patterns of commercial fish landings in the Loreto region (Peruvian Amazon) between 1984 and 2006. *Fish Physiol Biochem* **35**(1): 53.
- García-Vásquez A, Vargas G, Sánchez H, et al. 2015. Periodic life history strategy of *Psectrogaster rutiloides*, Kner 1858, in the Iquitos region, Peruvian Amazon. *J Appl Ichthyol* **31**: 31-9.
- García-Villacorta R. 2019. Impacts of the Hidrovía Amazónica on the fisheries resources of Loreto, Peruvian Amazon. Lima, Perú: Wildlife Conservation Society (WCS). 19 pp. <https://bit.ly/3OcfxKe>
- Gerolin C, Pupim F, Sawakuchi A, Grohmann C, Labuto G, y Semensatto Junior D. 2020. Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. *Sci Total Environ* **749**: 141604.
- Gerstner CL, Ortega H, Sanchez H, y Graham DL. 2006. Effects of the freshwater aquarium trade on wild fish populations in differentially-fished areas of the Peruvian Amazon. *J Fish Biol* **68**: 862-75.
- Gippet JMW y Bertelsmeier C. 2021. Invasiveness is linked to greater commercial success in the global pet trade. *Proc Natl Acad Sci* **118**(14): e2016337118.
- Gonçalves AP. 2011. Ecologia e etnoecologia de *Hypancistrus zebra* (Siluriformes: Loricariidae) no rio Xingu, Amazônia brasileira. Disertación de maestrado en ecología acuática y pesca, Universidade Federal do Pará, Belém, Pará, Brasil. 133 pp. <https://bit.ly.co/4XLC>
- Gonçalves L, Paula-Silva MN, Val AL, et al. 2018. Differential survivorship of congeneric ornamental fishes under forecasted climate changes are related to anaerobic potential. *Genetics Molecul Biol* **41**: 107-18.
- Gonzales J. 2019. Amazon's giant South American river turtle holding its own, but risks abound. *Mongabay*, 6 Diciembre 2019. <https://bit.ly.co/55Vq>
- Goulding M, Venticinque, E, Ribeiro MLB, Barthem RB, Leite RG et al. 2019. Ecosystem-based management of Amazon fisheries and wetlands. *Fish Fish* **20**: 138-58.
- Gravena W, Farias IP, Silva MNF da, et al. 2014. Looking to the past and the future: were the Madeira River rapids a geographical barrier to the boto (Cetacea: Iniidae)? *Conserv Genet* **15**: 619-29.
- Guerrero JVR, Escobar-Silva E V, Chaves MED, et al. 2020. Assessing Land Use and Land Cover Changes in the Direct Influence Zone of the Braço Norte Hydropower Complex, Brazilian Amazonia. *Forests* **11**: 988.
- Guimarães JRD. 2020. Mercury in the Amazon: Problem or opportunity? A commentary on 30 years of research on the subject. *Elementa Science of the Anthropocene* **8**(1): 032.
- Guimarães JRD, Meili M, Hylander LD, et al. 2000. Mercury net methylation in five tropical flood plain regions of Brazil: High in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils. *Sci Total Environ* **261**: 99-107.
- Gutiérrez FDPE, Lasso CA, Baptiste MPE et al. 2012. *Catálogo de la Biodiversidad Acuática Exótica y Trasplantada en Colombia: Moluscos, Crustáceos, Peces, Anfibios, Reptiles y Aves* (No. Doc. 26072) CO-BAC Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Hacon S, Barrocas PRG, de Vasconcellos ACS, et al. 2008. An overview of mercury contamination research in the Amazon basin with an emphasis on Brazil. *Cadern Saúde Pública* **24**: 1479-92.
- Hauser M, Doria CRC, Santos RV., et al. 2019. Shedding light on the migratory patterns of the Amazonian goliath catfish, *Brachyplatystoma platynemum*, using otolith 87Sr/86Sr analyses. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* **29**: 397-408.
- Herrera-R GA, Oberdorff T, Anderson EP et al. 2020. The combined effects of climate change and river fragmentation on the distribution of Andean Amazon fishes. *Glob Change Biol*,

- 26: 5509-23.
- Higgins T. 2020. Brazil could dynamite Amazon dolphin, turtle habitat for industrial waterway. *Mongabay*, 2 Julio 2020. <https://bit.ly/3jyW4Wc>
- Hrbek T, Meliciano N V, Zuanon J, y Farias IP. 2018. Remarkable Geographic Structuring of Rheophilic Fishes of the Lower Araguaia River. *Front Genet* **9**: 295.
- Hurd LE, Sousa RGC, Siqueira-Souza FK, et al. 2016. Amazon floodplain fish communities: Habitat connectivity and conservation in a rapidly deteriorating environment. *Biol Conserv* **195**: 118–27.
- IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). 2012. Normativa interministerial n\_01/2012. Ministério da Pesca e Aquicultura. <https://bit.ly/3jTNwCR>
- IDSM (Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá). 2021. Programa de manejo de pesca. Tefé, Amazonas, Brasil: IDSM. <https://bit.ly/3EchL82>
- Ilha P, Schiesari L, Yanagawa FI, et al. 2018. Deforestation and stream warming affect body size of Amazon fishes. *PLoS ONE*, **13**(5): e0196560.
- Iniiguez-Armijos C, Leiva A, Frede HG, et al. 2014. Deforestation and benthic indicators: How much vegetation cover is needed to sustain healthy Andean streams? *PLoS ONE* **9**(8): e105869.
- Isaac VJ y Ruffino ML. 1996. Population dynamics of tambaqui, *Colossoma macropomum* Cuvier, in the Lower Amazon, Brazil. *Fish Manag Ecol* **3**: 315–33.
- Isaac VJ, Ruffino ML, y McGrath D. 1998. In search of a new approach to fisheries management in the middle Amazon region. *Alaska Sea Grant Coll Progr*: 1–98.
- Jézéquel C, Tedesco PA, Bigorne R, et al. 2020. A database of freshwater fish species of the Amazon Basin. *Sci data* **7**: 1–9.
- Jochnick C, Norman R, y Zaidi S. 1994. Rights violations in the Ecuadorian Amazon: The human consequences of oil development. *Health and Human Rights*, **1**: 82-100.
- Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE, et al. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can Spec Publ Fish Aquat Sci* **106**: 110–27.
- Kasper D, Forsberg BR, Kehrig HA, et al. 2018. Mercury in black-waters of the Amazon. In: *Igapó (black water flooded forests) of the Amazon Basin*. Amsterdam, Países Bajos: Springer. pp. 39-56.
- Kemenes A, Forsberg BR, y Melack JM. 2007. Methane release below a tropical hydroelectric dam. *Geophys Res Lett* **34**: L12809.
- Kemenes A, Forsberg BR, y Melack JM. 2011. CO<sub>2</sub> emissions from a tropical hydroelectric reservoir (Balbina, Brazil). *J Geophys Res Biogeosciences* **116**: G03004.
- Kemenes A, Forsberg BR, y Melack JM. 2016. Downstream emissions of CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> from hydroelectric reservoirs (Tucuruí, Samuel, and Curuá-Una) in the Amazon basin. *Intl Waters* **6**: 295–302.
- Kennedy TA, Muehlbauer JD, Yackulic CB, et al. 2016. Flow management for hydropower extirpates aquatic insects, undermining river food webs. *Bioscience* **66**: 561–75.
- Killeen TJ. 2007. A Perfect Storm in the Amazon Wilderness: Development and Conservation in the Context of the Initiative for the Integration of the Regional Infrastructure of South America (IIRSA). Arlington, VA, EE.UU: Conservation International. 98 pp.
- Kimerling J. 2006. Indigenous people and the oil frontier in Amazonia: The case of Ecuador, Chevron Texaco and Aguininda vs Texaco. *International Law and Politics* **38**: 413–664.
- King TA. 2019. Wild caught ornamental fish: a perspective from the UK ornamental aquatic industry on the sustainability of aquatic organisms and livelihoods. *J Fish Biol* **94**: 925–36.
- Kirkland M, Eisenberg C, Bicerra A, Bodmer RE, Mayor P, y Axmacher JC. 2020. Sustainable wildlife extraction and the impacts of socio-economic change among the Kukama-Kukamilla people of the Pacaya-Samiria National Reserve, Peru. *Oryx* **54**: 260–9.
- Krusche AV, Ballester MVR, Victoria RL, et al. 2005. As mudanças no uso da terra e a biogeoquímica dos corpos d'água na Amazônia. *Acta Amazonica* **35**: 197-205.
- Lacerda LD. 1997. Evolution of mercury contamination in Brazil. *Water Air Soil Pollut* **97**: 247-55.
- Lacerda LD, y Salomons W. 1998. Mercury from gold and silver mining: A chemical time bomb? Heidelberg, Alemania: Springer-Verlag. 168 pp.
- Lailson-Brito Jr. J, Dorneles PR, da Silva VMF, et al. 2008. Dolphins as indicators of micropollutant trophic flow in Amazon basin. *Oecologia Brasiliensis* **12**: 531-41. <https://bit.ly/co/6MPZ>
- Lake PS. 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biol* **48**: 1161-72.
- Lapointe D, Cooperman MS, Chapman LJ, et al. 2018. Predicted impacts of climate warming on aerobic performance and upper thermal tolerance of six tropical freshwater fishes spanning three continents. *Conserv Physiol* **6**(1): coy056.
- Latini AO, y Petrere Junior M. 2004. Reduction of native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Manage Ecol* **11**: 71-9.
- Latrubesse EM, Arima EY, Dunne T, et al. 2017. Damming the rivers of the Amazon basin. *Nature* **546**: 363–9.
- Lebreton LCM, van der Zwet J, Damsteeg J-W, et al. 2017. River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Commun* **8**: 15611.
- Lees AC, Peres CA, Fearnside PM, et al. 2016. Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodivers Conserv* **25**: 451–66.
- Liew JH, Tan HH, y Yeo DJC. 2016. Dammed rivers: Impoundments facilitate fish invasions. *Freshwater Biol* **61**: 1421-9.
- Lima IBT de. 2002. Emissão de metano por reservatórios hidrelétricos amazônicos através de leis de potência. Tese de doutorado en energía nuclear, Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA), Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo, Brasil. 108 pp
- Lima IBT, Novo EMLM, Ballester MVR, et al. 2000. Macrophyte community in the CH<sub>4</sub> production and emission in the tropical reservoir of Tucuruí, Pará state, Brazil. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Limnologie* **27**: 1437-1440.
- Lima MAL, Kaplan DA, y Doria CRC. 2017. Hydrological controls of fisheries production in a major Amazonian

- tributary. *Ecohydrology* **10**: e1899.
- Lima AC y Prang G. 2008. Demandas para o manejo e conservação do aruanã branco, *Osteoglossum bicirrhosum* (Cuvier, 1829), na região do médio rio Solimões. In: *Biologia, Conservação e Manejo dos Aruanãs na Amazônia Brasileira*. Téfé, Amazonas, Brasil: Instituto de Desenvolvimento Sustentável de Mamirauá, pp. 15-26. <https://bit.ly/3viTf12>
- Lima-Junior DP, Magalhães ALB, Pelicice FM *et al.* 2018. Aquaculture expansion in Brazilian freshwaters against the Aichi Biodiversity Targets. *Ambio* **47**: 427–40.
- Lobón-Cerviá J, Hess L, Melack J, *et al.* 2015. The importance of forest cover for fish richness and abundance on the Amazon floodplain. *Hydrobiologia* **750**: 245-55.
- Lucas-Solis OGM, Moullet J, Guamangallo N, *et al.* 2021. Preliminary assessment of plastic litter and microplastic contamination in freshwater depositional areas: The case study of Puerto Misahualli, Ecuadorian Amazonia. *Bull Environ Contamin Toxicol* **107**: 45–51.
- Lytle DA, y Poff NL. 2004. Adaptation to natural flow regimes. *Trends Ecol Evol* **19**: 94–100.
- Maia LMS. 2012. BR 319: Impacto da Estrada na Qualidade Ambiental dos Cursos d'Água. Tese de doctorado en engenharia forestal. Lavras, Minas Gerais, Brasil: Universidade Federal de Lavras (UFLA). 119 pp. <https://bit.ly/36rpf>
- Malhi Y, Aragão LEOC, Galbraith D *et al.* 2009. Exploring the likelihood and mechanism of a climate-change-induced dieback of the Amazon rainforest. *Proc Nat Acad Sci USA* **106**: 20610-5.
- Markert B. 2007. Definitions and principles for bioindication and biomonitoring of trace metals in the environment. *Journ Trace Elements Medicine Biol, Suppl*, **1**: 77-82.
- Mariac C, Renno J-F, Garcia-Davila C, *et al.* 2022. Species-level ichthyoplankton dynamics for 97 fishes in two major river basins of the Amazon using quantitative metabarcoding. *Molecular Ecol* **31**: 1627-48.
- Marshall B, Forsberg B, Hess L. *et al.* 2011. Water temperature differences in interfluvial palm swamp habitats of *Parachei-*rodon axelrodi** and *P. simulans* (Osteichthyes: Characidae) in the middle Rio Negro, Brazil. *Ichthyolog Explor Freshwaters* **22**: 377-83. <https://bit.ly/3O9nCzz>
- Marshall BG, Forsberg BR, Thomé-Souza M, *et al.* 2016. Evidence of mercury biomagnification in the food chain of the cardinal tetra *Parachei-*rodon axelrodi** (Osteichthyes: Characidae) in the Rio Negro, central Amazon, Brazil. *Journ Fish Biol* **89**. <https://doi.org/10.1111/jfb.12952>,
- Martinelli LA, Ferreira JR, Forsberg BR *et al.* 1988. Mercury contamination in the Amazon – a gold rush consequence. *Ambio* **17**: 252-4. <https://bit.ly/3jC81dG>
- Martinelli Filho JE, y Monteiro RCP. 2019. Widespread microplastics distribution at an Amazon macrotidal sandy beach. *Marine Pollut Bull* **145**: 219-23.
- Martins RT, Couceiro SEM, Melo AS *et al.* 2017. Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon. *Ecol Indicators* **73**: 480-91.
- McClain ME, y Naiman RJ. 2008. Andean influences on the biogeochemistry and ecology of the Amazon River. *Bioscience* **58**: 325–38.
- McIntyre PB, Reidy Liermann C, Childress E, *et al.* 2016. Conservation of migratory fishes in freshwater ecosystems. In: Closs GP, Olden JD (Eds). *Conservation of Freshwater Fishes*. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press.
- Meade RH. 2007. Transcontinental moving and storage: the Orinoco and Amazon Rivers transfer the Andes to the Atlantic. In: *Large Rivers Geomorphology and Management*. New York, EE.UU: Wiley, pp. 45–64.
- Mendes RDA, Lopes AS, Souza LC, *et al.* 2016. DDT concentration in fish from the Tapajós River in the Amazon region, Brazil. *Chemosphere* **153**: 340-45.
- Miranda-Chumacero G, Wallace R, Calderón H, *et al.* 2012. Distribution of arapaima (*Arapaima gigas*) (Pisces: Arapaimidae) in Bolivia: Implications in the control and management of a non-native population. *BioInvasions Records* **1**: 129–38.
- Mojica JIE, Usma Oviedo JUE, Alvarez León RE, y Lasso CA. 2012. Libro rojo de peces dulceacuicolas de Colombia. Universidad Nacional de Colombia and Ministério del Médio Ambiente, Bogotá, Colombia.
- Molina CI, Gibon FM, Duprey JL *et al.* 2010. Transfer of mercury and methylmercury along macroinvertebrate food chains in a floodplain lake of the Beni River, Bolivian Amazonia. *Sci Total Environ* **408**: 3382-91.
- Monteiro Jr CS, Couceiro SEM, Hamada N, *et al.* 2013. Effect of vegetation removal for road building on richness and composition of Odonata communities in Amazonia, Brazil. *Internat Journ Odonatology* **16**: 135-44.
- Monticini P. 2010. *The Ornamental Fish Trade Production and Commerce of Ornamental Fish: technical, managerial and legislative aspects*. GLOBEFISH Research Programme, Vol. 102. Roma, Italia: FAO. 134 pp. <https://bit.ly/37ITbiW>
- Moquet J-S, Maurice L, Crave A, *et al.* 2014. Cl and Na fluxes in an Andean foreland basin of the Peruvian Amazon: An anthropogenic impact evidence. *Aquatic Geochem* **20**: 613-37.
- Moreau M-A, y Coomes OT. 2006. Potential threat of the international aquarium fish trade to silver arawana *Osteoglossum bicirrhosum* in the Peruvian Amazon. *Oryx* **40**: 152–60.
- Moreau M-A, y Coomes OT. 2007. Aquarium fish exploitation in western Amazonia: conservation issues in Peru. *Environ Conserv* **34**: 12–22.
- Mosquera-Guerra F, Trujillo F, Caicedo-Herrera D, y Martínez-Callejas S. 2015. Indicios de biomagnificación de Mercurio total (Hg) en las especies del género *Inia* (Cetartiodactyla: Iniidae) en los ríos Amazonas y Orinoco (Colombia). *Momentos Cienc* **12**: 77–86.
- Myers BJE, Lynch AJ, Bunnell DB *et al.* 2017. Global synthesis of the documented and projected effects of climate change on inland fishes. *Reviews Fish Biol Fisheries* **27**: 339-61.
- Myhre G, Shindell D, Bréon F-M, *et al.* 2013. Anthropogenic and natural radiative forcing. In: *Climate Change 2013 the Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press. pp. 661-740.
- Nascimento SP do. 2002. Observações sobre o comportamento de nidificação de três espécies de Podocnemis Wagler (Testudinata, Pelomedusidae) no Baixo Rio Branco, Roraima,

- Brasil. *Rev Bras Zool* **19**: 201–4.
- Neill C, Deegan LA, Thomas SM, *et al.* 2001. Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small Amazon streams. *Ecol Applicat* **11**: 1817–28.
- Neill C, Deegan LA, Thomas SM, *et al.* 2006. Deforestation alters the hydraulic and biogeochemical characteristics of small lowland Amazon streams. *Hydrolog Processes* **20**: 2563–2580.
- Nelson J, y Val AL. 2016. From the equator to the poles, a physiology section perspective on climate change. *Fisheries* **41**: 409–11.
- Nilsson C, y Berggren K. 2000. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. *Bioscience* **50**: 783–92.
- Norris D, Michalski F, y Gibbs JP. 2018. Beyond harm's reach? Submersion of river turtle nesting areas and implications for restoration actions after Amazon hydropower development. *PeerJ* **6**: e4228.
- Nunes DMF, Magalhães ALB, Weber AA, *et al.* 2015. Influence of a large dam and importance of an undammed tributary on the reproductive ecology of the threatened fish matrinxã *Brycon orthotaenia* Günther, 1864 (Characiformes: Bryconidae) in southeastern Brazil. *Neotrop Ichthyol* **13**: 317–24.
- Odinetz Collart O. 1987. La pêche crevetteière de *Macrobrachium amazonicum* (Palaemonidae) dans le Bas-Tocantins après fermeture du barrage de Tucuruí (Brésil). *Rev d'hydrobiologie Trop* **20**: 131–44.
- Oliveira AM de, y Val AL. 2017. Effects of climate scenarios on the growth and physiology of the Amazonian fish tambaqui (*Colossoma macropomum*) (Characiformes: Serrasalminidae). *Hydrobiologia* **789**: 167–78.
- Oliveira WL, Medeiros MB, Moser P, y Simon MF. 2021. Megadams and extreme rainfall: Disentangling the drivers of extensive impacts of a large flooding event on Amazon Forests. *PLoS One* **16**: e0245991
- Olivier K. 2001. The ornamental fish market. Roma, Italia: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). <https://bit.ly/38IIJZb>
- Orta Martínez M, Napolitano DA, MacLennan GJ, *et al.* 2007. Impacts of petroleum activities for the Achuar people of the Peruvian Amazon: summary of existing evidence and research gaps. *Environ Res Lett* **2**: 45006.
- Ortega Lara A, Cruz-Quintana Y, y Puentes Granada V. 2015. Dinámica de la Actividad Pesquera de los Peces Ornamentales Continentales de Colombia. In: *Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities*. Dordrecht: Paises Bajos: Springer. pp. 247–278. <https://bit.ly/3JDMJak>
- Otomo JI, de Jesus TA, Coelho LHG, *et al.* 2021. Effect of eight common Brazilian drugs on *Lemna minor* and *Salvinia auriculata* growth. *Environ Sci Pollution Res* **28**: 43747–62.
- Paschoalini M, Almeida RM, Trujillo F, *et al.* 2020. On the brink of isolation: Population estimates of the Araguaian river dolphin in a human-impacted region in Brazil. *PLoS One* **15**: e0231224.
- Passos C, y Mergler D. 2008. Human mercury exposure and adverse health effects in the Amazon: A review. *Cadern Saúde Pública* **24**: S503–20.
- Patterson RJ y Smokorowski KE. 2011. Assessing the benefit of flow constraints on the drifting invertebrate community of a regulated river. *River Res Appl* **27**: 99–112.
- Pauly D, y Cheung WWL. 2018. Sound physiological knowledge and principles in modeling shrinking of fishes under climate change. *Global Change Biol* **24**: e15–e26.
- Pauly D, Christensen V, Dalsgaard J, *et al.* 1998. Fishing down marine food webs. *Science* **279**: 860–3.
- Pegado TSS, Schmid K, Winemiller KO *et al.* 2018. First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary. *Marine Pollution Bull* **133**: 814–21.
- Pelicice FM y Agostinho AA. 2008. Fish-passage facilities as ecological traps in large neotropical rivers. *Conserv Biol* **22**: 180–8.
- Pelicice FM y Agostinho AA. 2009. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a neotropical reservoir. *Biolog Invasions* **11**: 1789–1801
- Pelicice FM, Pompeu PS, y Agostinho AA. 2015a. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish Fish* **16**: 697–715.
- Pelicice FM, Latini JD, y Agostinho AA. 2015b. Fish fauna disassembly after the introduction of a voracious predator: main drivers and the role of the invader's demography. *Hydrobiologia* **746**: 271–83.
- Petrere Junior M, Barthem RB, Córdoba EA, y Gómez BC. 2004. Review of the large catfish fisheries in the upper Amazon and the stock depletion of piraiba (*Brachyplatystoma filamentosum* Lichtenstein). *Rev Fish Biol Fish* **14**: 403–14.
- Piedade MTF, Parolin P, y Junk WJ. 2000. The flood pulse and photosynthetic response of trees in a white water floodplain (várzea) of the Central Amazon, Brazil. *Verhandlungen - Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* **27**: 1734–39.
- Pignati MT, de Souza LC, Mendes RA, *et al.* 2018. Levels of organochlorine pesticides in Amazon turtle (*Podocnemis unifilis*) in the Xingu River, Brazil. *Jour Environ Sci Health, Part B* **53**(12): 810–6.
- Pires NL, Passos CJS, Morgado MGA *et al.* 2020. Determination of glyphosate, AMPA and glufosinate by high performance liquid chromatography with fluorescence detection in waters of the Santarem Plateau, Brazilian Amazon. *Jour Environ Sci Health, Part B* **55**(9): 794–802.
- Poff LN, Angermeier PL, Cooper SD, *et al.* 2001. Fish diversity in streams and rivers. In: *Global biodiversity in a Changing Environment: Scenarios for the 21st Century*. New York, EE.UU: Springer. pp. 315–49. <https://bit.ly/3JKyVKV>
- Pouilly M, Rejas D, Pérez T, *et al.* 2013. Trophic Structure and Mercury Biomagnification in Tropical Fish Assemblages, Itenez River, Bolivia. *PLoS ONE* **8**(5): e65054.
- Pringle CM, Freeman MC, y Freeman BJ. 2000. Regional effects of hydrologic alterations on riverine macrobiota in the new world: tropical-temperate comparisons. *BioScience* **50**: 807–23.
- Pueyo S y Fearnside P. 2011. Emissões de gases de efeito estufa dos reservatórios de hidrelétricas: Implicações de uma lei de potência. *Oecologia Aust* **15**: 199–212.
- Resende AF de, Schöngart J, Streher AS, *et al.* 2019. Massive tree mortality from flood pulse disturbances in Amazonian floodplain forests: The collateral effects of hydropower production. *Sci Total Environ* **659**: 587–98.
- Ribeiro M, y Petrere M. 1988. Viagem de reconhecimento ao rio



- Tocantins e baixo rio Araguaia entre 20/11/88 e 8/12/88. Informe de consultaria al UNDP/ELETRONORTE, Brasília (DF)(informe mimeografado).
- Ribeiro MCL de B, Petrere Junior M, y Juras AA. 1995. Ecological integrity and fisheries ecology of the Araguaia–Tocantins River Basin, Brazil. *Regul Rivers Res Manag* **11**: 325–50.
- Rico A, de Oliveira, R, Nunes GSS, et al. 2021. Pharmaceuticals and other urban contaminants threaten Amazon freshwater ecosystems. *Environ Internat* **155**: 106702.
- Roach K, Jacobsen N, Fiorello C, et al. 2013. Gold mining and mercury bioaccumulation in a floodplain lake and main channel of the Tambopata River, Perú. *Jour Environ Protection* **4**: 51-60.
- Rochman CM, Hoh E, Kurobe T, et al. 2013. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scient Rep* **3**: 3263.
- Rosas FCW, y Lethi KK. 1996. Nutritional and mercury content of milk of the Amazon river dolphin, *Inia geoffrensis*. *Compar Biochem Physiol* **115A**(2): 117-9.
- Roulet M, Lucotte M, Farella N, et al. 1999. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. *Water Air Soil Pollut* **112**: 297–313.
- Roulet M, Lucotte M, Guimarães JRD, y Rheault I. 2000. Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajós River, Brazil. *Sci Total Environ* **261**: 43–59.
- Rubio L, Marcos R, y Hernández A. 2020. Potential adverse health effects of ingested micro- and nanoplastics on humans. Lessons learned from *in vivo* and *in vitro* mammalian models. *Jourl Toxicol Environ Health, Part B*, **23**(2): 51-68.
- Ruffino ML, y Isaac VJ. 1999. Dinâmica populacional do surubim-tigre, *Pseudoplatystoma tigrinum* (Valenciennes, 1840) no médio Amazonas (Siluriformes, Pimelodidae). *Acta Amazonica* **29**: 463-76.
- Sadauskas-Henrique H, Braz-Mota S, Duarte RM, et al. 2016. Influence of the natural Rio Negro water on the toxicological effects of a crude oil and its chemical dispersion to the Amazon fish *Colossoma macropomum*. *Environ Sci Pollution Res* **23**: 19764-75.
- Salinas C, Cubillos JC, Gómez R, et al. 2013. Pig in a poke (gato por liebre)”: The “mota” (*Calophysus macropterus*) Fishery, Molecular Evidence of Commercialization in Colombia and Toxicological Analyses. *EcoHealth*, **11**: 197-206.
- Salisbury C. 2015. Damming the Amazon: new hydropower projects put river dolphins at risk. *Mongabay*, 15 Diciembre 2015. <https://bitly.co/56NP>
- Salisbury C. 2016. Amazon turtles imperiled by dams, mercury pollution and illegal trade. *Mongabay*, 12 Julio 2016. <https://bitly.co/55Vv>
- Sánchez-Cuervo AM, de Lima LS, Dallmeier F, et al. 2020. Twenty years of land cover change in the southeastern Peruvian Amazon: Implications for biodiversity conservation. *Regional Environ Change* **20**: 8.
- Santos GM dos. 1995. Impactos da hidrelétrica Samuel sobre as comunidades de peixes do rio Jamari (Rondônia, Brasil). *Acta Amazonica* **25**: 247-80.
- Santos RE, Pinto-Coelho RM, Drumond MA, et al. 2020. Damming Amazon rivers: Environmental impacts of hydroelectric dams on Brazil’s Madeira River according to local fishers’ perception. *Ambio* **49**: 1612–28.
- Santos RE, Pinto-Coelho RM, Fonseca R, et al. 2018. The decline of fisheries on the Madeira River, Brazil: The high cost of the hydroelectric dams in the Amazon Basin. *Fish Manag Ecol* **25**: 380–91.
- Sá-Oliveira JC, Hawes JE, Isaac-Nahum VJ, et al. 2015a. Upstream and downstream responses of fish assemblages to an eastern Amazonian hydroelectric dam. *Freshwater Biol* **60**: 2037–50.
- Sá-Oliveira JC, Isaac VJ, y Ferrari SF. 2015b. Fish community structure as an indicator of the longterm effects of the damming of an Amazonian river. *Environ Biol Fishes* **98**: 273–86.
- Sarica S, Amyot M, Hare L, et al. 2005. Mercury transfer from fish carcasses to scavengers in boreal lakes: the use of stable isotopes of mercury. *Environ Pollution* **134**: 13–22.
- Schmidt N, Fauvelle V, Ody A, et al. 2019. The Amazon River: A major source of organic plastic additives to the tropical North Atlantic? *Environ Sci Technol* **53**: 7513–21.
- Schöngart J, Wittmann F, Faria de Resende A, et al. 2021. The shadow of the Balbina Dam: A synthesis of over 35 years of downstream impacts on floodplain forests in central Amazonia. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* **31**: 1117–35.
- Sebastian SM, y Hurtig AK. 2004. Oil exploitation in the Amazon basin of Ecuador: A public health emergency. *Pan Amer Jour Pub Health* **3**: 205-11. <https://bitly.co/6MQa>
- Sheridan JA, y Bickford D. 2011. Shrinking body size as an ecological response to climate change. *Nature Climate Change* **1**: 401–6.
- Silva G, Matos L, Freitas J, et al. 2019. Gene expression, genotoxicity, and physiological responses in an Amazonian fish, *Colossoma macropomum* (CUVIER 1818), exposed to Roundup® and subsequent acute hypoxia. *Compar Biochem Physiol* **222**: 49-58.
- Sioli H. 1984. The Amazon and its main affluents: hydrography, morphology of the river courses, and river types. In: *The Amazon*. Dordrecht, Paises Bajos: Springer. pp. 127-65.
- Soares BE. 2015. *O Assoreamento por Rejeito de Bauxita e sua Relação com a Diversidade Taxonômica e Filogenética: Um Estudo da Ictiofauna de um Lago da Amazônia Central (Lago Batata, PA)*. Disertación de maestrado en ecología. Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 127 pp. <https://bitly.co/6MLH>
- Soares MGM, Menezes NA, y Junk WJ. 2006. Adaptations of fish species to oxygen depletion in a central Amazon floodplain lake. *Hydrobiologia* **68**: 353–67.
- Sorribas MV, Paiva RCD, Melack JM, et al. 2016. Projections of climate change effects on discharge and inundation in the Amazon basin. *Climatic Change* **136**: 555–70.
- Souza-Araújo J, Giarrizzo T, Lima MO, et al. 2016. Mercury and methyl mercury in fishes from Bacajá River (Brazilian Amazon): Evidence for bioaccumulation and biomagnification. *Jour Fish Biol* **89**: 249-263.
- Souza S, Machado R, Costa J, Campos D, Silva G y Almeida-Val VMF. 2020. Severe damages caused by Malathion exposure in *Colossoma macropomum*. *Ecotoxicol Environ Safety* **205**: 111340.

- Starling F, Lazzaro X, Cavalcanti C, *et al.* 2002. Contribution of omnivorous tilapia to eutrophication of a shallow tropical reservoir: Evidence from a fish kill. *Freshw Biol* **47**: 2443–52.
- Stegmann LF, Leitão RP, Zuanon J, y Magnusson WE. 2019. Distance to large rivers affects fish diversity patterns in highly dynamic streams of Central Amazonia. *PLoS One* **14**: e0223880.
- Stevens CH, Croft DP, Paull GC, y Tyler CR. 2017. Stress and welfare in ornamental fishes: what can be learned from aquaculture? *J Fish Biol* **91**: 409–28.
- Tadei WP, Scarpassa VM, Rodrigues IB, y Moura R. 1991. Evolução das populações de *Anopheles* e de *Mansonia*, na área de influência da UHE de Tucuruí (Pará). *Ciência e Cultura* **43**(7) (supl.): 639–40.
- Taylor BW, Flecker AS, y Hall RO. 2006. Loss of a harvested fish species disrupts carbon flow in a diverse tropical river. *Science* **313**: 833–6.
- The Intercept. 2019. Plano de desenvolvimento da Amazônia. *The Intercept*. 12 Septiembre 2019. <https://bit.ly/3yl5ygk>.
- Thomas KV, da Silva FMA, Langford KH *et al.* 2014. Screening for selected human pharmaceuticals and cocaine in the urban streams of Manaus, Amazonas, Brazil. *Jour Amer Water Resour Assoc* **50**: 302–8.
- Timpe K, y Kaplan D. 2017. The changing hydrology of a dammed Amazon. *Sci Adv* **3**: e1700611.
- Tófoli RM, Dias RM, Alves GHZ *et al.* 2017. Gold at what cost? Another megaproject threatens biodiversity in the Amazon. *Perspect Ecol Conserv*, **15**: 129–31.
- Tognelli MF, Anderson EP, Jiménez-Segura LF *et al.* 2019. Assessing conservation priorities of endemic freshwater fishes in the tropical Andes region. *Aquat Conserv: Marine and Freshw Ecosyst*, **29**: 1123–32.
- Torres JPM, Lailson-Brito J, Saldanha GC, *et al.* 2009. Persistent toxic substances in the Brazilian Amazon: Contamination of man and the environment. *Jour Braz Chem Soc*, **20**: 1175–9.
- Toussaint A, Charpin N, Brosse S, y Villéger S. 2016a. Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Sci Rep* **6**: 1–9.
- Toussaint A, Beauchard O, Oberdorff T, *et al.* 2016b. Worldwide freshwater fish homogenization is driven by a few widespread non-native species. *Biol Invasions* **18**: 1295–304.
- Tregidgo DJ, Barlow J, Pompeu PS, *et al.* 2017. Rainforest metropolis casts 1,000-km defaunation shadow. *Proc Natl Acad Sci USA* **114**: 8655–9.
- Ullrich SM, Tanton TW, y Abdrashitova SA. 2001. Mercury in the aquatic environment: A review of factors affecting methylation. *Critl Reviews Environl Sci Technol* **31**: 241–93.
- Val AL. 2019. Fishes of the Amazon: diversity and beyond. *An Acad Bras Cienc* **91**(supl 3): e20190260.
- Val, A.L., y Almeida-Val, V.M.F., 1995. *Fishes of the Amazon and their environments. Physiological and biochemical features*. Heidelberg, Alemania: Springer Verlag.
- Val AL, Almeida-Val VMF de, y Randall DJ. 2006. *Fish Physiology: The Physiology of Tropical Fishes*. London, Reino Unido: Elsevier.
- Val AL, y Almeida-Val VMF. 1999. Effects of crude oil on respiratory aspects of some fish species of the Amazon. In: *Biology of Tropical Fish*. Manaus, Amazonas, Brasil: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). pp. 277–91.
- Val AL, Silva MNP, y Almeida-Val VMF. 1998. Hypoxia adaptation in fish of the Amazon: A never-ending task. *South African Jour Zool* **33**: 107–14.
- Valdez-Carrillo J, Abrell L, Ramírez-Hernández J, Reyes-López JA, *et al.* 2020. Pharmaceuticals as emerging contaminants in the aquatic environment of Latin America: A review. *Environ Sci Pollution Res*, **27**: 44863–91.
- Van Damme PA, Carvajal-Vallejos F, Sarmiento J, Barrera S, Osi-naga K y Miranda-Chumacero G. 2009. Peces. In *Libro rojo de la fauna Silvestre de vertebrados de Bolivia*. La Paz, Bolivia: Ministerio de Medio Ambiente y Agua. pp. 25–90. <https://bit.ly/3M5V2Ns>
- Van Damme PA, Carvajal-Vallejos F, Pouilly M, *et al.* 2011. Amenazas para los peces y las pesquerías en la Amazonía Boliviana. In: *Los peces y delfines de la Amazonía Boliviana - Hábitats, potencialidades y amenazas*. Cochabamba, Bolivia: Editorial INIA. pp. 327–366. <https://bit.ly/3JKzy7f>
- Vasconcelos LP, Alves DC, y Gomes LC. 2014. Fish reproductive guilds downstream of dams. *J Fish Biol* **85**: 1489–506.
- Villéger S, Blanchet S, Beauchard O, *et al.* 2011. Homogenization patterns of the world's freshwater fish faunas. *Proc Nat Acad Sci USA* **108**: 18003–8.
- Villén-Pérez S, Moutinho P, Nóbrega CC, *et al.* 2020. Brazilian Amazon gold: Indigenous land rights under risk. *Elementa Sci Anthropocene* **8**: 31.
- Wang J, Ding C, Heino J, *et al.* 2020. What explains the variation in dam impacts on riverine macroinvertebrates? A global quantitative synthesis. *Environ Res Lett* **15**: 124028.
- Watts J. 2019. Poorly planned Amazon dam project 'poses serious threat to life'. *The Guardian*, 8 November 2019. <https://bit.ly/35W8>
- Welcomme RL. 1995. Relationships between fisheries and the integrity of river systems. *Regul Rivers Res Manag* **11**: 121–36.
- Welcomme RL. 1999. A review of a model for qualitative evaluation of exploitation levels in multi-species fisheries. *Fish Manag Ecol* **6**: 1–19.
- Williams MR, Fisher TR, y Melack JM. 1997. Solute dynamics in soil water and groundwater in a central Amazon catchment undergoing deforestation. *Biogeochem* **38**: 303–35.
- Winemiller KO, Marrero C, y Taphorn DC. 1996. Perturbaciones causadas por el hombre a las poblaciones de peces de los llanos y del piedemonte andino de Venezuela. *Biollania* (Venezuela) **12**: 13–48. <https://bit.ly/36eLD7e>
- Wittmann F, Schöngart J, Montero JC, *et al.* 2006. Tree species composition and diversity gradients in whitewater forests across the Amazon Basin. *J Biogeogr* **33**: 1334–47.
- Wootton RJ. 1998. *The Ecology of Teleost Fishes, second edition*. Dordrecht, Países Bajos, Kluwer. 386 pp.
- Wright JP, y Flecker AS. 2004. Deforesting the riverscape: The effects of wood on fish diversity in a Venezuelan piedmont stream. *Biol Conserv* **120**: 443–51.
- Wootton RJ. 1998. *The Ecology of Teleost Fishes, second edition*. Dordrecht, Países Bajos: Kluwer. 386 pp.
- Xenopoulos MA, Lodge DM, Alcamo J, *et al.* 2005. Scenarios of

- freshwater fish extinctions from climate change and water withdrawal. *Global Change Biol* **11**: 1557-64.
- Yusta-García R, Orta-Martínez M, Mayor P, *et al.* 2017. Water contamination from oil extraction activities in northern Peruvian Amazon rivers. *Environ Pollution* **225**: 370-80.
- Zaret TM, y Paine RT. 1973. Species introduction into a tropical lake. *Science* **182**: 449-55.
- Zehev BS, Vera A, Asher B, y Raimundo R. 2015. Ornamental fishery in Rio Negro (Amazon region), Brazil: combining social, economic and fishery analyses. *Fish Aquac Jour* **6**: 1000143.
- Zuanon JA, Py-Daniel LHR, Ferreira EJG., *et al.* 2005. Padrões de distribuição da ictiofauna na várzea do sistema Solimões-Amazonas, entre Tabatinga (AM) e Santana (AP). In: *Projeto de Manejo dos Recursos Naturais da Várzea. Provárzea - Estudos Estratégicos. Bases Científicas para a Conservação da Várzea - Identificação e Caracterização de Regiões Biogeográficas*. Manaus, AM, Brasil: EMBRAPA/ProVárzea. pp. 237-85.
- Zuanon J. 2015. Ictiofauna. In: *Uma avaliação crítica do Estudo e Relatório de Impacto Ambiental (EIA/RIMA) do Aproveitamento Hidrelétrico São Luiz do Tapajós*. São Paulo, SP, Brasil: Greenpeace Brasil. pp. 67-74. <https://bit.ly/3jGAizG>
- Zwink W, y Young PS. 1990. Desova e eclosão de *Podocnemis expansa* (Schweigger 1812)(Chelonia: Pelomedusidae) no Rio Trombetas, Pará, Brasil. In: *FOREST 90: First International Symposium on Environmental Studies*. Rio de Janeiro, RJ, Brasil: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). pp. 34-35.

## **Capítulo 21**

Impactos de la degradación de los ecosistemas terrestres y acuáticos sobre el bienestar y la salud de los seres humanos



Queimadas em Rio Branco, no Acre, 2020 (Foto: Sérgio Vale/Amazônia Real)

## **INDEX**

<b>RESUMEN GRÁFICO .....</b>	<b>21.2</b>
<b>RESUMEN.....</b>	<b>21.3</b>
<b>21.1 INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>21.4</b>
<b>21.2 IMPACTOS DE LA DEFORESTACIÓN SOBRE LA DIVERSIDAD Y LA PROPAGACIÓN DE ENFERMEDADES .....</b>	<b>21.5</b>
21.2.1 MALARIA .....	21.5
21.2.2 CHAGAS.....	21.6
21.2.3 LEISHMANIASIS CUTÁNEA AMERICANA.....	21.6
21.2.4 APARICIÓN DE NUEVAS ENFERMEDADES .....	21.8
<b>21.3 IMPACTOS DE LA CONTAMINACIÓN POR MERCURIO DE LA MINERÍA EN LA SALUD HUMANA .....</b>	<b>21.9</b>
<b>21.4 IMPACTOS DE LOS INCENDIOS FORESTALES EN LA CALIDAD DEL AIRE Y LA SALUD HUMANA .....</b>	<b>21.11</b>
<b>21.5 INTERACCIONES ENTRE IMPACTOS .....</b>	<b>21.12</b>
<b>21.7 CONCLUSIONES .....</b>	<b>21.14</b>
<b>21.8 RECOMENDACIONES.....</b>	<b>21.19</b>
<b>21.9 REFERENCIAS .....</b>	<b>21.19</b>

Resumen gráfico

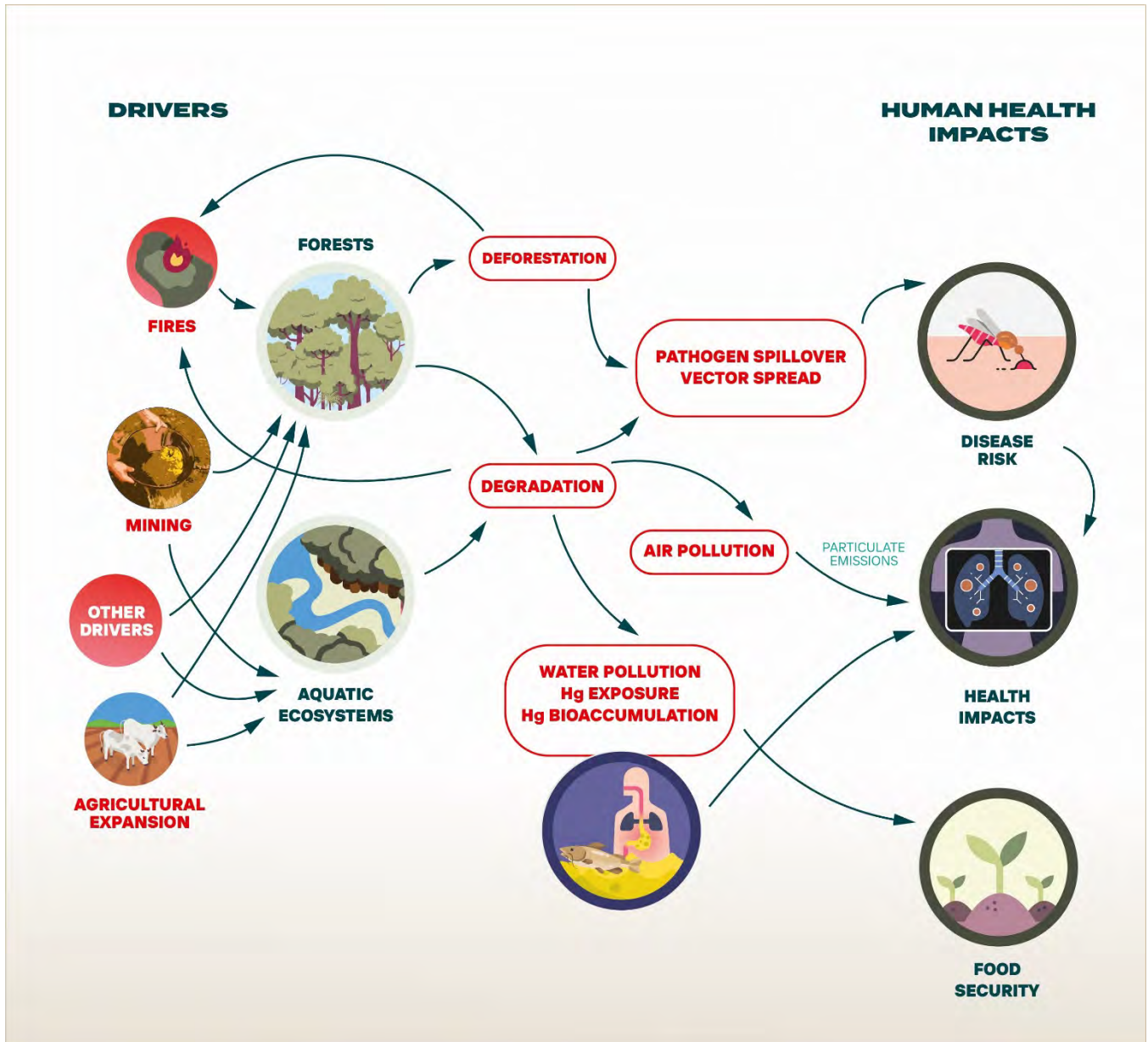


Figura 21.A Resumen gráfico

# Impactos de la degradación de los ecosistemas terrestres y acuáticos sobre el bienestar y la salud de los seres humanos

*Dolors Armenteras<sup>a\*</sup>, Erika Berenguer<sup>bc\*</sup>, Cecilia S. Andreazzi<sup>d</sup>, Liliana M. Dávalos<sup>e</sup>, Fabrice Duponchelle<sup>f</sup>, Sandra Hacon<sup>d</sup>, Andres G. Lescano<sup>g</sup>, Marcia N. Macedo<sup>h</sup>, Nathália Nascimento<sup>i</sup>*

## Mensajes clave

- Existe evidencia sustancial de que la degradación ambiental puede tener impactos agudos y crónicos sobre la salud humana.
- Los brotes y el aumento de la incidencia de diferentes enfermedades infecciosas emergentes, reemergentes y endémicas en la Amazonía están asociados con cambios ambientales. Estos son impulsados por una variedad de factores, como el rápido crecimiento de la población humana, la urbanización y/o las actividades de desarrollo económico.
- La deforestación y la degradación asociada de los ecosistemas forestales y acuáticos pueden facilitar la propagación de enfermedades infecciosas y aumentar la probabilidad de aparición de nuevas enfermedades zoonóticas.
- Los impactos sobre la salud a corto y largo plazo de la contaminación del aire por los incendios y la contaminación por mercurio derivados de la deforestación, las represas y las actividades mineras también están bien descritos.
- Aunque no conocemos en detalle todos los mecanismos de cómo funcionan los impactos sinérgicos, la evidencia hasta la fecha sugiere una necesidad urgente de acción en toda la Amazonía para evitar la disminución severa y persistente en salud y el bienestar humanos debido a la degradación ambiental.

## Resumen

Los ecosistemas terrestres y acuáticos son la base de los servicios de los ecosistemas y desempeñan un papel crucial en los medios de subsistencia, el bienestar humano y la salud de las personas. Algunos de los problemas de salud actuales más relevantes y con grandes desafíos en la Amazonía están asociados a la deforestación y degradación de los ecosistemas terrestres y acuáticos. Estos incluyen el riesgo de contraer enfermedades infecciosas y distintos problemas respiratorios y cardiovasculares derivados de la degradación ambiental. Las enfermedades infecciosas emergentes, reemergentes y endémicas en la Amazonía se han asociado con cambios ambientales impulsados por el rápido crecimiento de la población humana y/o la transición socioeconómica. Sin embargo, la relación entre la conversión y fragmentación de los bosques y la incidencia de enfermedades infecciosas es compleja, depende de la escala y está fuertemente modulada por retroalimentaciones socioecológicas. La Amazonía es también una región con una

<sup>a</sup> Ecología del Paisaje y Modelación de Ecosistemas ECOLMOD, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá, Colombia, [armenterasp@unal.edu.co](mailto:armenterasp@unal.edu.co)

<sup>b</sup> Environmental Change Institute, School of Geography and the Environment, University of Oxford, OX1 3QY, Oxford, UK. [erika.berenguer@ouce.ox.ac.uk](mailto:erika.berenguer@ouce.ox.ac.uk)

<sup>c</sup> Lancaster Environment Centre, Lancaster University, LA1 4YQ, Lancaster, UK

<sup>d</sup> Instituto Oswaldo Cruz (IOC), FIOCRUZ, Av. Brasil, 4365, Mangueiras, Rio de Janeiro RJ, 21040-900, Brazil

<sup>e</sup> State University of New York at Stony Brook, 100 Nicolls Rd, Stony Brook NY 11794, United States.

<sup>f</sup> Institut de Recherche pour le Développement (IRD), MARBEC (Univ Montpellier, CNRS, IFREMER, IRD), Montpellier, France.

<sup>g</sup> Universidad Peruana Cayetano Heredia, Latin American Center of Excellence for Climate Change and Health, San Martín de Porres, Peru.

<sup>h</sup> Woodwell Climate Research Center, Falmouth, USA / Amazon Environmental Research Center (IPAM), Brasilia, Brazil

<sup>i</sup> Universidade Federal do Espírito Santo - UFES, Instituto de Estudos Climáticos, Vitória, Espírito Santo, Brazil

## Capítulo 21: Impactos de la degradación de los ecosistemas terrestres y acuáticos sobre el bienestar y la salud de los seres humanos

diversidad excepcionalmente alta (aunque poco conocida) de virus y huéspedes virales, lo que exacerba los riesgos de posibles efectos secundarios zoonóticos. Otra importante preocupación ambiental y de salud pública en la cuenca Amazónica es la contaminación por mercurio resultante de la extracción de oro, las represas hidroeléctricas y la deforestación. Las comunidades de la cuenca Amazónica no solo están expuestas a altas concentraciones de Hg en riesgo de contaminación toxicológica, sino que también se observan efectos ambientales en la pesca y la vida silvestre en toda la Amazonía. Como resultado, las comunidades con altos niveles de consumo de pescado presentan algunos de los niveles de Hg más altos registrados en el mundo. El impacto de los incendios también es una gran preocupación, ya que emiten grandes cantidades de material particulado y otros contaminantes que degradan la calidad del aire y afectan la salud humana, especialmente entre los grupos vulnerables de la Amazonía. Aquí demostramos que la degradación ambiental es también un problema socioeconómico, que afecta la salud de millones de amazónicos y compromete la calidad de vida y la salud humana de las generaciones futuras.

*Palabras clave: bienestar humano, salud humana, degradación ambiental, contaminación, enfermedad tropical.*

### 21.1 Introducción

Según la Organización Mundial de la Salud (OMS), la salud es “un estado de completo bienestar físico, mental y social”, que va más allá de la ausencia de enfermedad o padecimiento (Organización Mundial de la Salud 1947). Disfrutar de un medio ambiente limpio y sostenible es fundamental para la salud y el bienestar humanos (Agencia Europea de Medio Ambiente 2020) y preservar regiones cruciales, como la cuenca Amazónica, es fundamental para lograr este objetivo. Sin embargo, cuantificar los riesgos e impactos de la degradación ambiental para la salud humana plantea varios desafíos metodológicos, particularmente cuando se consideran temas complejos, como la salud mental o el bienestar social. Por ejemplo, la pérdida de la cultura, el idioma y las tradiciones de las poblaciones indígenas y las comunidades tradicionales sin duda tiene un profundo impacto a largo plazo en el bienestar de las poblaciones ya de por sí vulnerables (Athayde y Silva-Lugo 2018; Damiani 2020), pero estos impactos son difíciles de medir. Por otro lado, existe un cuerpo sustancial de literatura que aborda específicamente los impactos de la deforestación y la degradación ambiental en la salud física (Ellwanger 2020; White y Razgour 2020), que será el tema central de este capítulo. Aquí, abordamos los problemas de salud física en la Amazonía derivados de la deforestación y la degradación de los ecosistemas terrestres y acuáticos, centrándonos

en los riesgos de contraer enfermedades infecciosas, los problemas respiratorios causados por los incendios y la contaminación por mercurio debido a la contaminación de las actividades ilegales y legales de extracción de oro.

Existen múltiples impulsores de la deforestación y la degradación ambiental general en la Amazonía, incluyendo la expansión agrícola, la tala, los incendios, la minería, la expansión urbana y las represas hidroeléctricas, entre otros (Kalamandeen 2018; Piotrowski 2019). El tipo y el nivel de degradación asociados con cada actividad pueden tener impactos específicos en la transmisión de enfermedades infecciosas, en particular enfermedades zoonóticas y/o transmitidas por vectores (Ellwanger 2020). También pueden contribuir a otros problemas de salud, como síndromes respiratorios, enfermedades transmitidas por el agua y desnutrición (inseguridad alimentaria). Los procesos relacionados con estas actividades pueden tener impactos adicionales, en el bienestar, muchos de los cuales están más allá del alcance de este capítulo. Por ejemplo, la tala y la minería ilegales pueden conducir al trabajo forzoso y el comercio de personas, el consumo de drogas y un aumento del VIH y las enfermedades de transmisión sexual (Wagner y Hoang 2020). El aumento de la densidad de población en los entornos urbanos facilita la transmisión de infecciones respiratorias, como se ha visto con la COVID-19 (Rader 2020), que puede agravarse aún más por la mala calidad del aire y la exposición al humo



de la quema de biomasa. La urbanización descontrolada y la falta de saneamiento y planificación urbana también pueden aumentar la incidencia de arbovirus y enfermedades diarreicas en las ciudades amazónicas en expansión (Viana 2016; Lowe 2020). Finalmente, la degradación ambiental y la urbanización pueden conducir a la inseguridad alimentaria al socavar la diversidad y sostenibilidad de las dietas locales (Sundstrom 2014).

### 21.2 Impactos de la deforestación sobre la diversidad y la propagación de enfermedades

Los cambios ambientales en la Amazonía, en particular los cambios en el clima, microclimas y el uso de la tierra, se han relacionado repetidamente con el aumento del riesgo (y la incidencia) de enfermedades infecciosas emergentes y reemergentes. Las enfermedades emergentes son aquellas que se han descubierto recientemente, mientras que las enfermedades reemergentes son aquellas que en el pasado estaban controladas pero que han vuelto a surgir como un problema. Se espera que la incidencia de enfermedades infecciosas emergentes y reemergentes en la Amazonía aumente con el aumento de la deforestación y el cambio climático antropogénico, pero existen factores y diferencias importantes según la dinámica de cada agente infeccioso. Por ejemplo, las enfermedades transmitidas por vectores como la malaria han recibido mucha atención debido a su incidencia, eventos de resurgimiento e importantes determinantes socio ecológicos de transmisión y control. En contraste, el potencial de enfermedades zoonóticas emergentes, particularmente de origen viral, ha recibido mucha menos atención (Cuadro 1). La vigilancia de los virus de la vida silvestre ha revelado que la Amazonía es un punto crítico de diversidad de coronavirus (Anthony 2017), por ejemplo, con riesgos esencialmente desconocidos de contagio a las poblaciones humanas. La rabia es quizás la enfermedad zoonótica viral mejor documentada en la región (Gilbert 2012). Finalmente, mientras que el riesgo de adquisición zoonótica de enfermedades infecciosas como la fiebre amarilla está bien documentado, se sabe menos sobre el riesgo de que el cambio ambiental genere efectos secundarios de

humanos a vida silvestre, estableciendo reservorios de vida silvestre para otros arbovirus (p. ej., los agentes causales de dengue, Chikunguña y zika) (Valentine 2019), o incluso del SARS-CoV-2 (Botto 2020). Aquí, resumimos la literatura sobre la asociación entre el cambio ambiental y los riesgos de enfermedades infecciosas emergentes y reemergentes en la Amazonía.

#### 21.2.1 Malaria

Décadas de trabajo sobre la deforestación y la malaria en la Amazonía han arrojado evidencia de relaciones no lineales y dependientes de la escala con la incidencia de la enfermedad (Laporta 2019) e importantes retroalimentaciones de la incidencia de la enfermedad a la deforestación (MacDonald y Mordecai 2019). Los análisis de la densidad de *Anopheles darlingi*, el principal vector de la malaria en América del Sur, muestran una relación positiva con la deforestación reciente (Vittor 2006, 2009; Burkett-Cadena y Vittor 2018), lo que sugiere que la tala de bosques podría aumentar el riesgo de malaria cerca de los bordes de los bosques. Sin embargo, en regiones con asentamientos humanos consolidados, la incidencia de la malaria está positivamente correlacionada con la cubierta forestal (Valle y Clark 2013; Valle y Tucker Lima 2014). Esta aparente falta de linealidad puede explicarse en parte por la ecología de *A. darlingi*, que favorece los bordes de los bosques, lo que se traduce en un mayor riesgo de malaria en ambas áreas recientemente deforestadas (Barros y Honório 2015; Terrazas *et al.* 2015) y parches de bosque en áreas urbanas. La transmisión de la malaria se ha asociado con varios factores: (1) minería legal e ilegal con alta exposición humana a picaduras de mosquitos, movimiento humano y grandes cambios ambientales (Ferreira y Castro 2016); (2) la expansión de las fronteras agrícolas, lo que lleva a la deforestación, cambios en el uso de la tierra y la invasión humana en áreas boscosas (Chaves *et al.* 2018), (3) discontinuidad de los programas de control de la malaria en áreas remotas de difícil acceso (Terrazas *et al.* 2015); y (4) factores ecológicos, que pueden aumentar drásticamente la abundancia de vectores,

como las piscifactorías en áreas rurales, periurbanas y urbanas (dos Reis *et al.* 2015).

Los factores socioeconómicos, incluyendo las horas de actividad humana y los patrones de migración, también pueden desempeñar un papel importante en la modulación del riesgo y los resultados de la enfermedad. Por ejemplo, las actividades crepusculares antes del amanecer o al atardecer se asociaron con un mayor riesgo de malaria en la Amazonía peruana (Andersen 2000), lo que destaca las fuertes interacciones entre la ecología del vector y las actividades humanas. Asimismo, a una escala espacial diferente, la presencia tanto de la extracción de oro como de mayores ingresos rurales se vincularon con una mayor incidencia de malaria en Brasil (Valle y Tucker Lima 2014), lo que demuestra cómo el cambio ambiental rápido junto con el desarrollo económico puede aumentar la exposición a vectores de enfermedades infecciosas. Finalmente, a escala de la Amazonía brasileña en su conjunto, un trabajo reciente sugiere una relación bidireccional compleja entre el riesgo de malaria y la deforestación. Aunque la deforestación aumentó significativamente la transmisión de la malaria (un aumento del 10% en la deforestación provocó un aumento del 3,3% en la incidencia de la malaria), una alta carga de malaria redujo simultáneamente la tala de bosques (un aumento del 1% en la incidencia de la malaria provocó una disminución del 1,4% en la deforestación). Este último presumiblemente estuvo asociado con cambios en el comportamiento humano, la actividad económica, la migración y el asentamiento, y la fuerza de la interacción se atenuó a medida que se intensificó el uso de la tierra (MacDonald y Mordecai 2019). Estas retroalimentaciones socio-ecológicas complejas aún no son bien conocidas, pero subrayan la íntima relación entre el cambio ambiental y la salud humana.

### 21.2.2 Chagas

Aunque menos estudiados que los anofelinos que transmiten la malaria, los vectores de la enfermedad de Chagas (es decir, los insectos triatomíneos *Rhodnius* y *Triatoma*) también responden a los

cambios ambientales. En la interfaz entre los asentamientos humanos y los hábitats forestales. Los vectores de Chagas parecen haberse adaptado rápidamente a los asentamientos improvisados, lo que lleva a una correlación positiva entre la fragmentación del bosque y la incidencia de enfermedades (Brito 2017). Los ambientes urbanizados, sin embargo, no están completamente exentos de transmisión a pesar de la falta de cobertura forestal. Esto se debe a que el Chagas puede adquirirse por vía oral a través de la ingestión de jugos de frutas contaminados, como el açaí y el bacaba. Todavía no está claro si estos jugos se contaminan debido a la presencia de heces de insectos o porque los insectos infectados se mezclan con la fruta durante la preparación de los alimentos (Valente 2009; Beltrão 2009; Sousa Júnior 2017). Por lo tanto, los nuevos asentamientos forestales experimentan ciclos selváticos de Chagas, pero los asentamientos más urbanizados, que se esperaría que tuvieran una menor abundancia de vectores debido a las temperaturas más altas y la baja cobertura forestal (Brito 2017), experimentan brotes de un mecanismo epidemiológico diferente (Ellwanger 2020).

### 21.2.3 Leishmaniasis cutánea americana

Las interacciones socio-ecológicas también son evidentes para la leishmaniasis, otra enfermedad transmitida por vectores importante y desatendida en la Amazonía. Al igual que la malaria, los factores ambientales como la deforestación pueden correlacionarse positivamente con la incidencia de la leishmaniasis cutánea (Olalla 2015; Gonçalves-Oliveira 2019), pero al menos un estudio ha encontrado una incidencia decreciente en función de la pérdida de bosques (Rodrigues *et al.* 2019). Los factores socioeconómicos y una fuerte dependencia de las trayectorias del paisaje a más largo plazo podrían explicar estos resultados contradictorios. Por ejemplo, en los municipios amazónicos, la leishmaniasis cutánea disminuye con la efectividad del sistema de salud (Rodrigues *et al.* 2019). La introducción de animales domésticos en áreas recientemente colonizadas también puede contribuir a la aclimatación de los vectores a los

### **Cuadro 21.1 Virus olvidados en la Amazonía**

*Cecilia S. Andreazzi*

Los brotes de enfermedades febriles y fiebres hemorrágicas han fomentado la investigación en virología en la región amazónica y han brindado oportunidades para encontrar nuevos virus en humanos y animales. La investigación de los virus transmitidos por artrópodos (arbovirus) en la región amazónica comenzó a principios del siglo XX, liderada por el programa de investigación de la Fundación Rockefeller para comprender y controlar la fiebre amarilla (Downs 1982). Durante las últimas siete décadas, los estudios realizados en la Amazonía brasileña ya aislaron y caracterizaron alrededor de 220 especies diferentes de arbovirus, lo que es notable considerando que hay alrededor de 500 especies registradas en el Catálogo Internacional de Arbovirus (Medeiros *et al.* 2019). También se han identificado varias evidencias de orthohantavirus y mammarenavirus en la región amazónica (Gimaque *et al.* 2012; Fernandes *et al.* 2020; Delgado *et al.* 2008; Terças-Trettel *et al.* 2019; Medeiros *et al.* 2010; Oliveira *et al.* 2014). Este gran número de virus puede explicarse por la gran biodiversidad tanto de artrópodos vectores como de huéspedes vertebrados, así como por la gran variedad de condiciones ecológicas que mantienen y promueven la biodiversidad de virus (Rosa 2016; Medeiros *et al.* 2019). A pesar de los esfuerzos entusiastas de los científicos latinoamericanos (Rosa 2016), estos virus son subdiagnosticados y desatendidos por los sistemas de salud, a pesar de ser las infecciones más comunes entre las personas más pobres del mundo (Hotez *et al.* 2008). Aquí describimos algunos de estos virus que se encuentran en la Amazonía con más detalle y evaluamos la posibilidad de aparición de enfermedades en la región.

Los arbovirus son generalmente transmitidos por vectores artrópodos a sus huéspedes vertebrados y circulan entre los animales salvajes, sirviendo como reservorios en el ciclo de vida selvático. Los artrópodos hematófagos más frecuentes que pueden servir como vectores de arbovirus incluyen mosquitos, garrapatas, flebótomos, jejenes y posiblemente ácaros (Medeiros *et al.* 2019). A través de la transmisión indirecta de los ciclos de amplificación enzoótica, los humanos pueden infectarse como huéspedes incidentales y sin salida (Vasconcelos *et al.* 1991). Por el contrario, algunos arbovirus experimentan un ciclo urbano que involucra a humanos como huéspedes amplificadores y han causado varias epidemias en áreas urbanas (Medeiros *et al.* 2019). La mayoría de los arbovirus que causan enfermedades en humanos/animales pertenecen a las familias de virus *Togaviridae*, *Flaviviridae*, *Reoviridae* y *Rhabdoviridae* y al orden *Bunyavirales* (Figueiredo 2007; Kuhn *et al.* 2020). Las infecciones en humanos y animales pueden variar desde subclínicas o leves hasta encefálicas o hemorrágicas, con una proporción significativa de muertes. Treinta seis arbovirus han sido asociados con enfermedades humanas en la región amazónica; siete de ellos son importantes en salud pública y están involucrados en epidemias. Son los virus del dengue, Chikunguña, Zika, Mayaro, Oropouche, Rocío y fiebre amarilla (Rosa 2016). Otros arbovirus importantes son los asociados a la encefalitis, que en la Amazonía están representados por los virus de la encefalitis equina (oriental, occidental y venezolana) y el virus de la encefalitis de San Luis. Además de estos, se han aislado varios otros arbovirus de casos de enfermedad febril aguda, incluyendo muchas especies del género *orthobunyavirus* (Ellwanger *et al.* 2020; Vasconcelos *et al.* 2001).

Las fiebres hemorrágicas virales son enfermedades altamente letales que producen trastornos hemorrágicos y síndromes de pérdida de líquidos, con o sin daño capilar, que afectan el hígado, los riñones y el sistema nervioso central (Bausch y Ksiazek 2002). La transmisión viral a los humanos ocurre a través de la picadura de un artrópodo infectado (que incluye algunos arbovirus) o la inhalación de partículas de los excrementos de roedores infectados (Figueiredo 2006). Más de 25 virus diferentes de seis familias están relacionados con las fiebres hemorrágicas en todo el mundo. En la región amazónica, las fiebres hemorrágicas *Flaviviridae* (dengue hemorrágico/síndrome de choque por dengue y fiebre amarilla), *Arenaviridae* (fiebres hemorrágicas por arenavirus) y *Hantaviridae* (síndrome pulmonar por hantavirus) merecen una atención especial (Figueiredo 2006).

paisajes humanos, aumentando los riesgos de enfermedades por la deforestación (Rosário 2016). Por lo tanto, las relaciones no lineales entre la pérdida de bosques y el riesgo de enfermedades están mediadas por sus interacciones con una fauna de vectores diversa y los sistemas de salud locales.

### 21.2.4 Aparición de nuevas enfermedades

Los esfuerzos de vigilancia para identificar puntos críticos de coronavirus zoonóticos con potencial de propagación han señalado a la Amazonía como una región con una diversidad excepcionalmente alta, aunque poco conocida, de virus y huéspedes virales (Anthony *et al.* 2017). El aumento de la densidad de población humana también aumenta el potencial de efectos secundarios zoonóticos (Olival *et al.* 2017). Las predicciones de riesgo estuvieron basadas originalmente en la riqueza de especies de murciélagos, después de encontrar coronavirus alfa y beta en algunas especies de murciélagos, en particular la subfamilia de virus que incluye los patógenos humanos que causan el SARS, el MERS y el SARS-CoV-2 (Anthony *et al.* 2017). Otros virus también circulan en la región amazónica y presentan serios riesgos de brotes generalizados, incluyendo los arbovirus Rocio, Oropouche, Mayaro y Saint Louis (Vasconcelos 2001; Araújo 2019), así como hantavirus (Guterres 2015) y arenavirus (Bausch y Mills 2014). Dado el escaso registro, nuestra comprensión del potencial del cambio de uso de la tierra para aumentar el riesgo de contagio sigue siendo limitada.

Sin embargo, la vigilancia global de virus con potencial zoonótico ofrece lecciones clave para prevenir futuros contagios zoonóticos. Debido a que la diversidad de virus en las poblaciones de animales salvajes es enorme, pero el potencial de propagación de la mayoría de los virus es limitado, la vigilancia estrecha de las enfermedades infecciosas en la población humana es una forma eficaz de evitar futuras pandemias (Holmes 2018; Carlson 2020). Las mejoras a nivel regional de los servicios de salud pública también reducirían la carga de patógenos conocidos como *Plasmodium* o *Leishmania*, y son necesarias para reducir el riesgo de aparición de

virus en las poblaciones silvestres. Si bien la Amazonía alberga una gama hiperdiversa de huéspedes y comunidades diversas de virus de potencial patógeno humano desconocido, la prevención de una pandemia catastrófica requiere la implementación de estrategias que mejoren la salud humana de manera más amplia.

Una pandemia mundial de coronavirus, la de COVID-19, ha recordado al mundo los riesgos de los efectos secundarios zoonóticos. Sin embargo, el potencial de contagio de humanos a la fauna es igualmente importante para la biodiversidad (Núñez *et al.* 2020). Décadas de investigación sobre arbovirus transmitidos por vectores ya han revelado las consecuencias del derrame. Fuera del Amazonas, en Espírito Santo (Brasil), un brote de fiebre amarilla que mató a decenas de primates no humanos provocó una respuesta temprana de salud pública para vacunar a las personas (Fernandes 2017). Aunque no se ha establecido una cadena de transmisión entre los primates, se han documentado mosquitos selváticos que albergan los virus Chikungunya y Zika introducidos recientemente, lo que indica un riesgo plausible para la fauna (Valentine 2019). El hallazgo de que los Monos Nocturnos *Aotus* endémicos no contraen el dengue después de la exposición a mosquitos infectados en Iquitos sugiere que la transmisión del dengue permanece confinada a los humanos y los insectos vectores, en lugar de generar un ciclo selvático (Valentine 2019). Al igual que con el riesgo de emergencia zoonótica, evitar el establecimiento de reservorios zoonóticos para arbovirus requiere inversiones sostenidas en salud pública, incluyendo las herramientas necesarias para diagnosticar la diversidad de virus que circulan en la población humana. Como ha revelado la crisis del COVID-19, la infraestructura de salud pública es lamentablemente inadecuada en toda la Amazonía (de Castro 2020; Navarro 2020), lo que enfatiza la necesidad de considerar los riesgos socio-ecológicos derivados de la migración humana, el contacto con la vida silvestre y los vectores de enfermedades, y la deforestación.

### 21.3 Impactos de la contaminación por mercurio de la minería en la salud humana

Entre 2000 y 2010, el precio del oro se cuadruplicó, estimulando las actividades de extracción de oro en la Amazonía (Swenson 2011; Alvarez-Berríos y Aide 2015). Esto tuvo graves consecuencias ambientales para los ecosistemas terrestres y acuáticos de la región (ver el Capítulo 19 y el Capítulo 20, respectivamente). Los sitios de extracción de oro se asocian comúnmente con la contaminación por varios elementos, incluyendo el arsénico (As), el cobalto (Co), el plomo (Pb), el manganeso (Mn) y el zinc (Zn) (Filho y Maddock 1997; Pereira 2020). Estos elementos están asociados con una variedad de efectos adversos para la salud en otros lugares, incluyendo la mortalidad infantil. Sin embargo, los impactos de estos elementos y compuestos sobre la salud humana en la Amazonía en gran medida aún se desconocen. Se estima que existen 453 sitios de minería ilegal en la Amazonía brasileña y más de 2500 para toda la cuenca amazónica (Basta *et al.* 2021; RAISG 2020). El principal impacto de las minas de oro en la salud humana es la contaminación por mercurio (Hg), resultado de la minería tanto legal como ilegal. Las comunidades que viven cerca de operaciones mineras de oro están expuestas a concentraciones dañinas de Hg liberadas durante la extracción de oro y descargadas en vías fluviales, suelos y la atmósfera (Gibb y O'Leary 2014). Una vez que el mercurio metálico inorgánico es liberado por actividades antropogénicas, es transformado a su forma orgánica más tóxica (metilmercurio, MeHg), generalmente en condiciones anóxicas. Este proceso de metilación del mercurio permite que el MeHg ingrese a las redes alimentarias acuáticas, donde puede acumularse en organismos individuales (bioacumulación) o aumentarse a medida que avanza hacia niveles tróficos más altos (p. ej., biomagnificación en peces depredadores) (Morel 1998; Ullrich 2001) y puede afectar a los peces que son de gran importancia para la seguridad alimentaria de las comunidades locales (Diringer 2015), (Cuadro 2).

A pesar de la falta de análisis sistemáticos, estudios de Colombia, Perú y Bolivia han documentado el

envenenamiento por mercurio en los últimos 20 años incluso en poblaciones indígenas remotas. Las poblaciones de kayabi del río Teles Pires, en la Amazonía brasileña, presentaron 12,7  $\mu\text{g/g}$  de mercurio en el pelo, mientras que los mundurukú del río Tapajós, también en la Amazonía brasileña, presentaron niveles que oscilan entre 1,4 y 23,9  $\mu\text{g/g}$ . (Dórea *et al.* 2005; Basta *et al.* 2021). El límite recomendado internacionalmente de concentración de mercurio en el pelo varía de 1 a 2  $\mu\text{g/g}$  (OMS 1990). Estudios similares se realizaron en poblaciones de la cuenca del río Caquetá en la Amazonía colombiana, con un 79% de individuos con niveles de mercurio en el pelo superiores a 10  $\mu\text{g/g}$  (Olivero-Verbel 2016).

Además, la exposición al mercurio puede ser tóxica incluso en dosis muy bajas, y los efectos toxicológicos del MeHg son motivo de especial preocupación para la salud pública, dada su capacidad para atravesar la placenta y la barrera hematoencefálica (Rice 2014). El MeHg alcanza altos niveles tanto en la circulación materna como fetal, con el potencial de causar daños irreversibles en el desarrollo infantil, incluyendo la disminución de la capacidad intelectual y motora (Gibb y O'Leary 2014). Los estudios que investigan las asociaciones entre los niveles de Hg en el pelo y el rendimiento neuropsicológico encontraron fuertes vínculos entre el mercurio y las deficiencias cognitivas en niños y adolescentes en toda la Amazonía, incluyendo los ríos Madeira (Santos-Lima 2020) y Tapajós en Brasil (Grandjean 1999) y la región del Perú llamada Madre de Dios (Reuben 2020). La Organización Mundial de la Salud recomienda el control de la concentración de MeHg en el pelo de las mujeres embarazadas y argumenta que el nivel de 10  $\mu\text{g/g}$  o más puede aumentar el riesgo de efectos neurológicos fetales (Alhibshi 2012). El Hg también puede afectar la salud de los adultos, ya que afecta los sistemas nervioso, digestivo, renal y cardiovascular. Los efectos sobre el sistema nervioso central incluyen depresión e irritabilidad extrema; alucinaciones y pérdida de memoria; temblores que afectan las manos, la cabeza, los labios y la lengua; ceguera, retinopatía y neuropatía óptica; pérdida de la audición; y un sentido del olfato reducido

**Cuadro 21.2 Seguridad alimentaria y pesca**

*Fabrice Duponchelle, Sebastian Heilpern, Marcia Macedo, David McGrath*

Históricamente, los peces han tenido una gran importancia social como una de las principales fuentes de proteínas y otros nutrientes esenciales de origen animal (p. ej., ácidos grasos, hierro, zinc) para los habitantes de la Amazonía (Veríssimo 1895). Representaron hasta el 75% de las especies de vertebrados consumidas en los primeros asentamientos humanos (750 a 1020 dC) en Brasil, por ejemplo (Prestes-Carneiro *et al.* 2016). La larga dependencia cultural y socioeconómica del pescado también se ilustra por el hecho de que la pesca fue una de las primeras actividades económicas y de subsistencia en la Amazonía (Furtado 1981; Erickson 2000; Blatrix *et al.* 2018). Hoy, incluso fuera de las comunidades de pescadores profesionales, la mayoría de los amazónicos que viven en ciudades y comunidades ribereñas tienen algún miembro de la familia dedicado a esta actividad (Cerdeira *et al.* 2000; Agudelo Córdoba *et al.* 2006; Doria *et al.* 2016). La pesca no siempre es una actividad central, pero puede complementar otras actividades productivas que sustentan los medios de subsistencia, como la agricultura, la cría de animales y la recolección de productos naturales (Agudelo Córdoba *et al.* 2000; Cerdeira *et al.* 2000). Las pesquerías de llanuras aluviales a menudo actúan como redes de seguridad para muchas comunidades indígenas y rurales pobres que recurren más al pescado que a los productos forestales cuando se enfrentan a la adversidad (Coomes *et al.* 2010).

La importancia del pescado para los amazónicos también se destaca por algunas de las tasas de consumo más altas del mundo, aunque pueden variar sustancialmente entre las cuencas de los ríos (Isaac y Almeida 2011); con el estado de conservación y aislamiento de la región (Isaac *et al.* 2015; Van Vliet *et al.* 2015); o con preferencias culturales y regionales (Begossi *et al.* 2019). La tasa per cápita promedio oscila entre 30 y 40 kg año<sup>-1</sup> para poblaciones urbanas y entre 70 y 200 kg año<sup>-1</sup> para poblaciones rurales (Batista 1998; Isaac y Almeida 2011; Doria *et al.* 2016; Doria *et al.* 2018; Isaac *et al.* 2015). Estas tasas per cápita están muy por encima del promedio mundial de ~ 20 kg año<sup>-1</sup> (Tacon y Metian 2013) y la recomendación de la Organización Mundial de la Salud de 12 kg año<sup>-1</sup>.

Las estimaciones indican que ~ 600.000 t año<sup>-1</sup> de pescado se consumen en la Amazonía brasileña (Isaac y Almeida 2011) y 29.000 toneladas por año<sup>-1</sup> en la Amazonía colombiana (Agudelo Córdoba 2015). Esto representa tres veces los desembarques comerciales totales informados para la cuenca Amazónica en su conjunto (173.000 a 199.000 toneladas por año<sup>-1</sup>, Bayley y Petrere 1989; Barthem y Goulding 2007). Aunque parte de este consumo podría deberse a la pesca marina y la acuicultura en las grandes ciudades amazónicas, estas cifras indican claramente que en la cuenca Amazónica (como en otras pesquerías tropicales de agua dulce), las capturas de subsistencia no declaradas están fuertemente subestimadas (Fluet-Chouinard *et al.* 2018) y puede ser del mismo orden de magnitud que los desembarques comerciales de pescado (Tello-Martín y Bayley 2001; Crampton *et al.* 2004). Otra cifra ilustra la importancia del pescado para la seguridad alimentaria de los pueblos amazónicos: solo en la Amazonía brasileña, el sector pesquero emplea directamente a 168.000 personas y genera un ingreso anual total de hasta US \$ 200 millones (Petrere 1992; Barthem *et al.* 1997).

Aunque aún no se han documentado de manera concluyente las disminuciones en la biomasa total de peces, los signos de sobreexplotación son evidentes en los cambios en la biodiversidad de peces. En Brasil, por ejemplo, los grandes tambaqui están virtualmente ausentes cerca de los centros urbanos (Tregidgo *et al.* 2017). Estos cambios en curso en la biodiversidad tienen dos implicaciones para la seguridad alimentaria. Primero, los cambios en la composición de especies reflejan un reemplazo secuencial de especies grandes y de alta biomasa, como el bagre y el boquichico, por especies más pequeñas y de crecimiento más rápido. Este patrón de “pescar un tamaño menor” podría dar lugar a una disminución de la resiliencia a largo plazo y al eventual colapso de la biomasa (Heilpern *et al.* 2021a). La segunda implicación para la seguridad alimentaria es que el pescado proporciona a las personas una variedad de nutrientes más allá de las proteínas, pero varían en calidad nutricional (Tacon y Metian 2013; Khalili Tilami and Samples 2018; Hicks *et al.* 2019). Al cambiar la biodiversidad, las amenazas antropogénicas a los ecosistemas de agua dulce pueden afectar tanto la cantidad de nutrientes disponibles para las personas como la probabilidad de alcanzar la adecuación nutricional (Heilpern *et al.* 2021a).

**Cuadro 21.2 Seguridad alimentaria y pesca (cont.)**

El aumento de la urbanización en la cuenca Amazónica también está cambiando los hábitos alimentarios. Mientras que las comunidades ribereñas aún consumen grandes cantidades de pescado capturado en la naturaleza y algo de carne de animales silvestres, las comunidades urbanas y periurbanas están consumiendo mayores proporciones de pescado, pollo y otros productos derivados de la acuicultura (Nardoto *et al.* 2011; Van Vliet *et al.* 2015, Pettigrew *et al.*, 2019, Oestreicher *et al.* 2020). Dichos cambios en los hábitos alimentarios de los pueblos amazónicos, junto con una diversidad reducida en las especies de pescado consumidas, podrían exacerbar las deficiencias nutricionales existentes, ya que los alimentos de origen animal pueden tener un valor nutricional más bajo, en particular los ácidos grasos omega-3 y los minerales (p. ej., hierro, selenio; Heilpern *et al.* 2021b, Pettigrew *et al.* 2019).

El cambio a fuentes domesticadas de alimentos de origen animal tiene otra implicación profunda para la seguridad alimentaria: un cambio de alimentos de subsistencia capturados en la naturaleza a alimentos que requieren más capital y dependen del acceso al efectivo. Debido a que son menos asequibles, este cambio puede, en última instancia, afectar los medios de subsistencia y el acceso a dietas saludables. Para agravar estos problemas, la transición nutricional a una dieta más industrializada también se asocia con una mayor ingesta de grasas y azúcares, lo que puede exacerbar la doble carga de desnutrición y obesidad que se manifiesta en la Amazonía.

(OMS 2008). La enfermedad de Minamata se confirmó recientemente en comunidades amazónicas, como resultado de la exposición a altos niveles de MeHg, con síntomas que incluyen temblores, insomnio, ansiedad, sensaciones táctiles y vibratorias alteradas y déficit del perímetro visual.

**21.4 Impactos de los incendios forestales en la calidad del aire y la salud humana**

Tanto la deforestación como los incendios forestales emiten grandes cantidades de material particulado y otros contaminantes a la atmósfera. Esto degrada la calidad del aire y afecta la salud humana, especialmente entre los grupos vulnerables, como los niños pequeños (Smith 2015). La estación seca es el período más crítico en cuanto a la exposición de la población al humo de los incendios: los niveles de partículas durante estos meses (Figura 1) suelen estar muy por encima de los niveles recomendados por la Organización Mundial de la Salud. Las visitas a urgencias aumentan durante la estación seca, especialmente entre los niños menores de 10 años. Se correlacionan positivamente con las concentraciones de PM<sub>2,5</sub> (es decir, material particulado <2,5 micrómetros de diámetro), que corresponden a partículas finas presentes en el

humo (Mascarenhas 2008). Las partículas finas pueden permanecer en la atmósfera hasta por una semana y pueden ser transportadas a favor del viento hacia áreas urbanas, donde pueden afectar la salud de las poblaciones lejos del origen del incendio (Freitas 2005; Liana Anderson y Marchezini 2020).

Otros componentes del humo son PM<sub>10</sub> (es decir, partículas <10 micrómetros de diámetro), hollín y carbón negro, todos los cuales también son muy tóxicos para los humanos. PM<sub>10</sub>, por ejemplo, tiene el potencial de causar daño en el ADN y muerte celular (Alves 2020), lo que lleva al desarrollo de cáncer de pulmón mediado por PM<sub>10</sub> (Alves *et al.*, 2017). Estas partículas inhalables se clasificaron como carcinógenos de clase 1 en 2016 (IARC Working Group on The Evaluation Of Carcinogenic Risks To Humans; International Agency for Research On Cancer 2016). Pueden penetrar en las regiones alveolares del pulmón, atravesar la membrana celular, llegar al torrente sanguíneo y acumularse en otros órganos. El PM<sub>2.5</sub> y el Carbón Negro están asociados con una función pulmonar reducida en niños de 6 a 15 años (Jacobson 2012; 2013; 2014). Los niños en edad escolar de municipios con altos niveles de deforestación, y por lo tanto expuestos a incendios y humo de defores-

tación, tienen una alta prevalencia de asma (Rosa *et al.* 2009; Farias *et al.* 2010). El humo también puede afectar indirectamente el bienestar de los niños, por ejemplo, al reducir el tiempo al aire libre y, por lo tanto, comprometer el desarrollo cognitivo. Las mujeres embarazadas también son muy vulnerables a la contaminación por humo. Silva *et al.* (2014) demostraron que la exposición a PM2.5 y monóxido de carbono (CO) de la quema de biomasa durante el segundo y tercer trimestre del embarazo aumentó la incidencia de bajo peso al nacer en un 50%. Esto es consistente con estudios previos que demuestran que la exposición de las mujeres embarazadas a la deforestación y los incendios forestales durante el embarazo puede aumentar el riesgo de parto prematuro y poner en peligro el desarrollo del niño.

### 21.5 Interacciones entre impactos

Los impulsores de la degradación de los ecosistemas terrestres y acuáticos en la Amazonía pueden tener impactos sinérgicos que afectan el bienestar humano. Las interacciones entre los impulsores y los impactos de la degradación son fenómenos complejos que afectan a las personas y la biodiversidad a través de múltiples vías específicas del contexto. Por ejemplo, la minería y la tala de oro introducen una degradación ambiental que facilita la transmisión de enfermedades transmitidas por vectores como la malaria (Galardo 2013; Adhin 2014a; Sanchez 2017), la leishmaniasis (Rotureau 2006; Loiseau 2019), los hantavirus (Terças-Trettel 2019) e incluso la enfermedad de Chagas (Almeida 2009). Históricamente, tales actividades también atraen a un gran número de inmigrantes de regiones no endémicas (Godfrey 1992), muchos de los cuales son susceptibles e inmunológicamente ingenuos (Bury 2007). Si se producen grandes brotes y epidemias, puede surgir resistencia a los insecticidas y antimicrobianos si no se controla el consumo de medicamentos (Adhin 2014b).

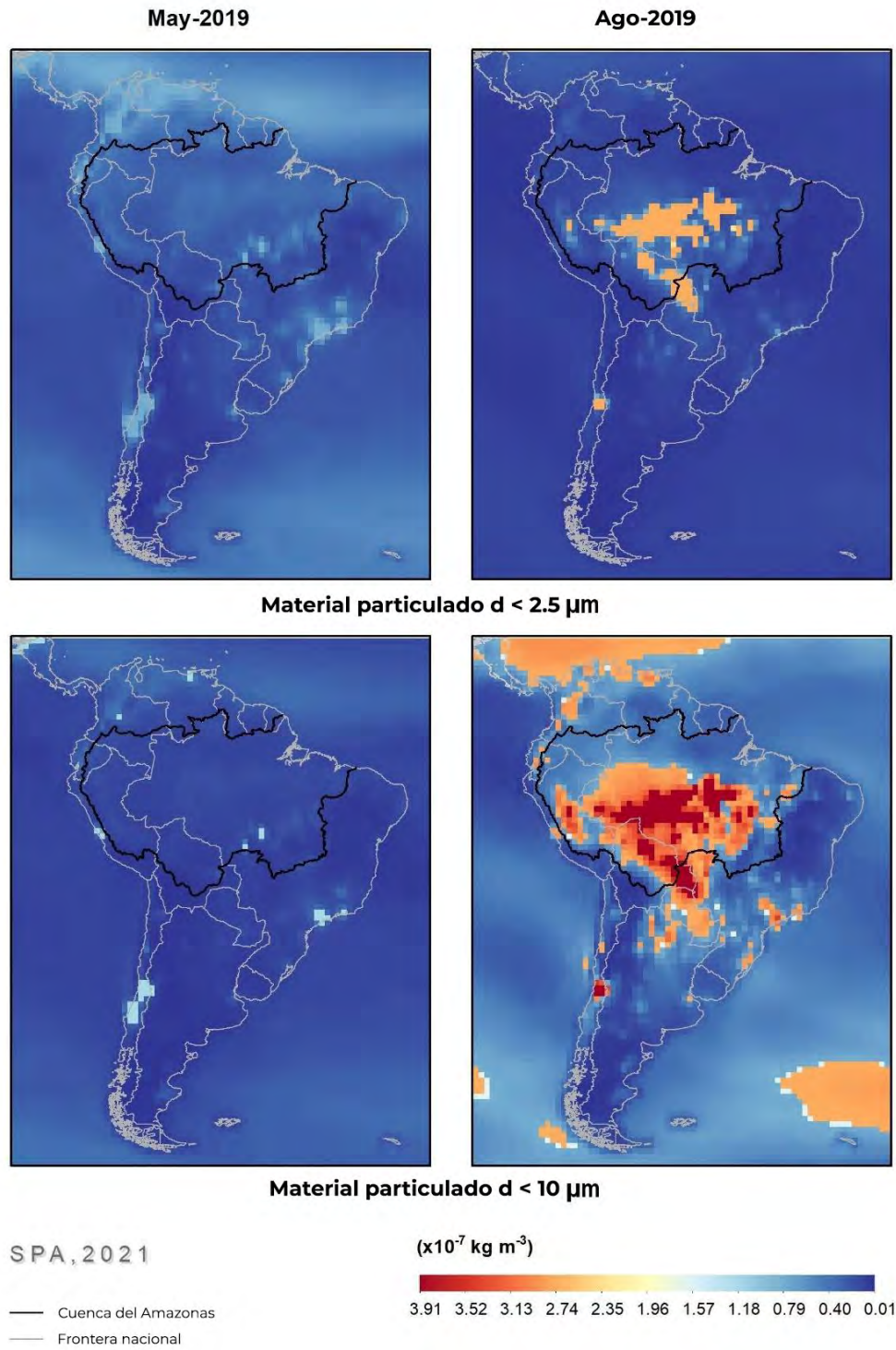
La resistencia a los insecticidas que surge del uso excesivo de pesticidas en las tierras de cultivo (Schiesari y Grillitsch 2011) también puede extenderse a otras poblaciones de vectores (Schiesari

2013). Se crean nuevos nichos ecológicos que allanan el camino para la introducción de vectores de enfermedades que están bien adaptados y pueden sustentar enfermedades a largo plazo (Vittor 2006, 2009). El envenenamiento por metales pesados, el uso y abuso de alcohol y drogas, la prostitución y la trata de personas pueden exacerbar aún más las condiciones, disminuyendo el bienestar humano (Terrazas *et al.* 2015). Las poblaciones indígenas locales se ven afectadas y muchas son desplazadas y obligadas a irse o chocan con colonos ilegales (Terrazas *et al.* 2015). Estos escenarios se han observado claramente en Madre de Dios, Perú, el Escudo Guayanés, los diversos sitios de extracción de oro en el estado brasileño de Pará y en las Tierras Yanomami en Roraima, Brasil (Reuters 2021; Terrazas 2015). Innumerables áreas de la Amazonía replican condiciones similares a menor escala.

El cambio de uso hacia agricultura crea un escenario similar para la invasión de la malaria “fronteriza” (Bourke *et al.* 2018) y posiblemente Leishmaniasis. Varios estudios han demostrado que las poblaciones cercanas a los bordes de los bosques, como las que se dedican a la extracción de oro (Hacon 2020), tienen un mayor riesgo de contraer enfermedades infecciosas debido a su mayor contacto con vectores y huéspedes (Ellwanger 2020). Con el tiempo, la agricultura industrial a gran escala exacerba el cambio climático, aumenta la contaminación por pesticidas (Schiesari y Grillitsch 2011; Schiesari 2013) y reduce la diversidad del suministro de alimentos. Estos factores contribuyen a la doble carga de la desnutrición y al aumento del riesgo de obesidad y enfermedades cardiovasculares en el futuro (Oresund 2008).

Las carreteras e incluso los ríos eventualmente facilitan el tránsito de mosquitos *Aedes* para colonizar pueblos y asentamientos pequeños y antes de difícil acceso (Guagliardo 2014; Sinti-Hesse 2019). La exposición a incendios forestales introduce afecciones respiratorias agudas y también puede inducir vulnerabilidades a largo plazo como el asma (D'Amato 2015; Rappold 2017). Entre los casos de Covid-19 (Cuadro 3), muchas de estas comorbilidades han aumentado severamente el





Fuentes: Monitoreo Atmosférico Copernicus (material particulado y aerosol de materia orgánica, mayo y agosto, 2019) WCS (nueva clasificación cuenca amazónica)

**Figura 21.1** Penacho de humo y circulación de material particulado (PM2.5, PM10) sobre América del Sur y la Amazonía (límites negros - límite adoptado por SPA para la cuenca Amazónica) en mayo de 2019 (paneles de la izquierda) y agosto de 2019 (paneles de la derecha). Fuentes: Copernicus (2020) y WCS-Venticinque *et al.* (2016).

riesgo de resultados adversos y pueden haber contribuido al impacto devastador de la pandemia en la cuenca Amazónica (Filho 2017).

Muchas de las sinergias descritas anteriormente existen desde hace décadas. Por ejemplo, la fiebre del oro en Madre de Dios se remonta a la década de 1930. Tales sinergias a menudo han magnificado las desigualdades que históricamente plagaron la cuenca Amazónica dentro de cada país (Dávalos 2020). Lo que es diferente hoy es la magnitud y la escala de la degradación ya infligida, sus efectos acumulativos y el potencial cada día menor para revertir estos procesos. Décadas de degradación han llevado a la Amazonía a un punto crítico hoy, generando una necesidad urgente de implementar estrategias y acciones integradas para enfrentar estos desafíos. El crecimiento reciente en el número y el alcance de los impulsores de la deforestación ha contribuido aún más a este escenario crítico.

### 26.6 Incertidumbres y lagunas de conocimiento

Las relaciones complejas impiden amplias generalizaciones sobre el impacto integral de la degradación ambiental en el bienestar y la salud en los seres humanos. Si bien existe amplia evidencia, a menudo está limitada a entornos específicos utilizando un enfoque de investigación de "estudio de caso" (Magliocca *et al.* 2018). Caracterizar estas complejas relaciones requiere tanto de estudios más detallados como de estudios que cubran escalas temporales y espaciales más amplias, tal y como lo ilustra la investigación sobre las relaciones entre la incidencia de la malaria y la deforestación. Además, existe una gran necesidad de expandir la investigación más allá de la salud física para ampliar nuestra comprensión de cómo la degradación ambiental afecta la salud mental de las poblaciones amazónicas rurales y urbanas.

Analizar y predecir los diversos impactos que interactúan en varias escalas requiere de marcos conceptuales amplios y flexibles. Los enfoques ecosistémicos pueden ser valiosos para comprender mejor las interacciones, las sinergias y las

complejidades generales inherentes a las relaciones entre la pérdida de bosques, la degradación de los recursos hídricos y la salud humana. De manera similar, la investigación multidisciplinaria que combine campos como la observación de la tierra, la ciencia de datos, el modelado matemático, la economía, las ciencias sociales y la antropología serán fundamental para cuantificar y abordar estas brechas de conocimiento y sus incertidumbres. Debido a que la Amazonía es altamente heterogénea, se necesitan también estudios de los impactos de la degradación ambiental en la salud y el bienestar humano en diferentes escalas geográficas. Estos van desde modelos a nivel de toda la Amazonía, o a nivel de país hasta estimaciones para ubicaciones específicas y problemas de salud y bienestar individual. De manera similar, los modelos en diferentes escalas de tiempo mejorarán nuestras perspectivas sobre estos temas complejos. Dicha información es crucial para guiar de manera efectiva la toma de decisiones en todos los niveles.

### 21.7 Conclusiones

- La degradación de los ecosistemas terrestres y acuáticos genera reacciones en cadena complejas con una variedad de impactos en la salud y el bienestar humanos que aumentan la desigualdad estructural existente.
- Los brotes de enfermedades y el aumento de la incidencia de enfermedades infecciosas emergentes, reemergentes y endémicas en la Amazonía están asociados con una serie de cambios ambientales. La relación entre la conversión y fragmentación de los bosques y la incidencia de enfermedades infecciosas es compleja, depende de la escala y, a menudo, está modulada por retroalimentaciones socio-ecológicas.
- Ciertos vectores de enfermedades (p. ej., el vector de la malaria, *Anopheles darlingi*, el vector de Chagas, *Rhodnius*, y el vector de Leishmania, *Lutzomyia*), pueden aumentar a lo largo de las fronteras de la deforestación. Sin embargo, la matriz espacial, la abundancia de animales domésticos y ciertas actividades humanas modulan la carga de la enfermedad.

**Cuadro 21.3 El impacto del COVID-19 sobre la región amazónica**

*Cecilia S. Andreatzi, Tatiana C. Neves y Cláudia T. Codeço*

En diciembre de 2019, luego de investigaciones sobre un aumento repentino en el número de casos de neumonía en la ciudad de Wuhan, provincia de Hubei, China, se descubrió una nueva enfermedad viral respiratoria emergente causada por un coronavirus previamente desconocido, el síndrome respiratorio agudo severo - coronavirus-2 (SARS-CoV-2). La epidemia de la nueva enfermedad por coronavirus 2019 (COVID-19) evolucionó rápidamente hasta convertirse en una emergencia de salud pública de importancia internacional. El 11 de marzo de 2020, debido a su distribución geográfica en diferentes continentes con transmisión humana sostenida, la Organización Mundial de la Salud declaró la pandemia de COVID-19. El SARS-CoV-2 llegó a la región amazónica de Ecuador el 7 de marzo y para fines de marzo, casi todos los países pan amazónicos ya estaban afectados (Ramírez *et al.* 2020). En todos esos países, la región amazónica concentra la mayor parte de los casos y muertes, encabezada, por Brasil, Ecuador y Colombia (Ramírez *et al.* 2020).

La epidemia de COVID-19 afectó severamente a la Amazonía, destacando las vulnerabilidades sociales y ambientales de la región (Codeço *et al.* 2020). Aunque la región amazónica abarca muchos países que adoptaron políticas distintas para controlar la pandemia de COVID-19, las vulnerabilidades sociales y económicas de las poblaciones que viven en esta región comparten grandes similitudes. Brasil tiene el área territorial más grande de la Amazonía y la dinámica de propagación de COVID-19 en la Amazonía brasileña es un buen indicador de su dinámica en esta región, en solo cuatro meses desde su llegada; esta región alcanzó un total de 32.259 casos confirmados y 1.957 defunciones (Buss *et al.* 2020; Hallal *et al.* 2020).

El impacto desproporcionado de la epidemia de COVID-19 en la región amazónica (Figura 1) está fuertemente relacionado con el acceso a la asistencia en salud (Codeço *et al.* 2020, Bezerra *et al.* 2020). La mayor parte de la población, incluyendo los Pueblos Indígenas, quilombolas y comunidades ribereñas (Codeço *et al.* 2020), necesita viajar largas distancias, e incluso cruzar fronteras, para acceder a los servicios de salud (Canalez *et al.* 2020, Nicoletis *et al.* 2021). La región amazónica muestra uno de los números per cápita más bajos de camas de Unidad de Cuidados Intensivos (UCI). En Ecuador, por ejemplo, los departamentos de la región amazónica tenían solo 10 camas de UCI por cada 100.000 habitantes (Navarro *et al.* 2020).

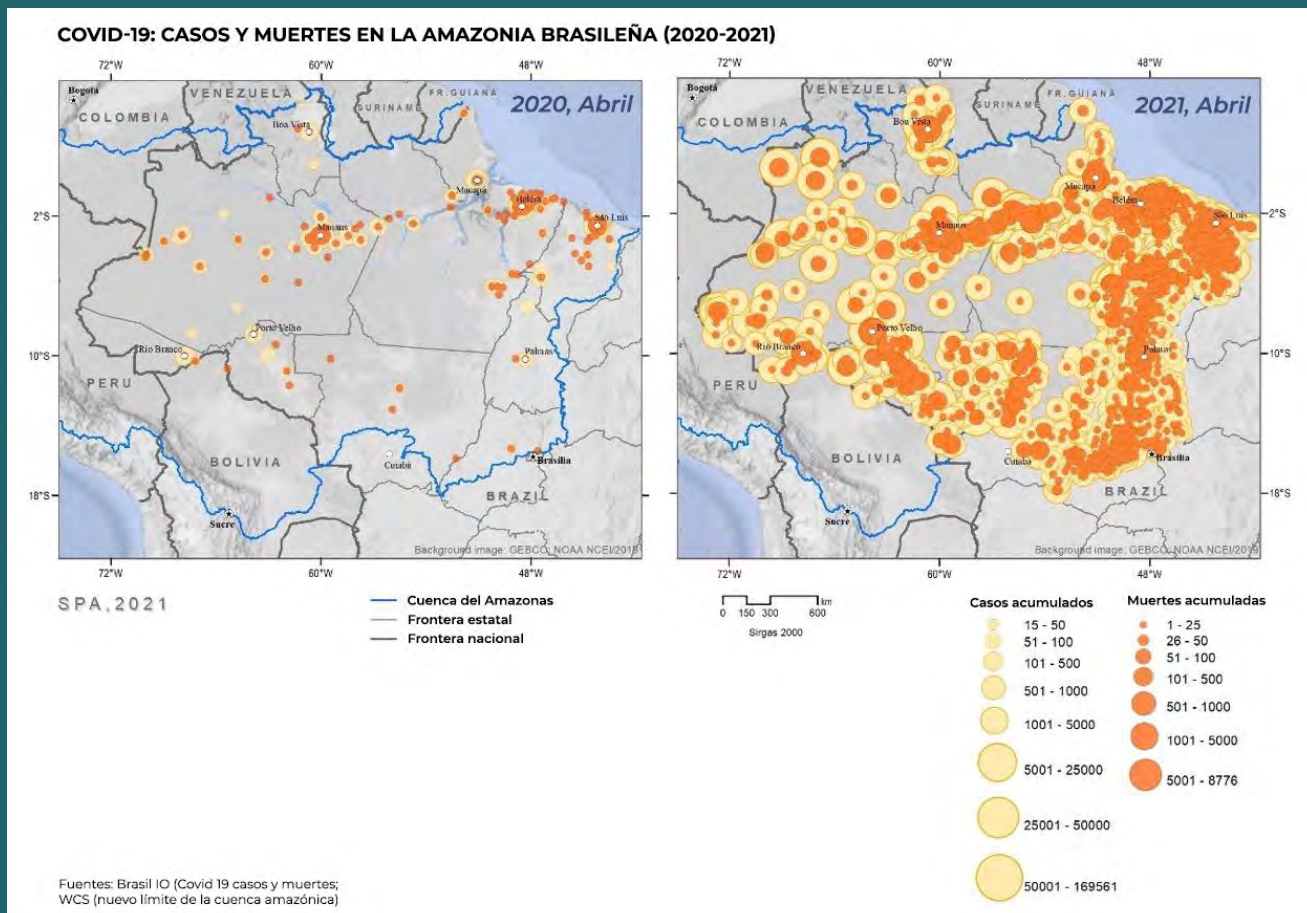
En Brasil, el número de camas de UCI per cápita exclusivas para pacientes con COVID-19 (Figura 2) fue menor en la Amazonía (2,20 UTI/100.000 habitantes), en comparación con las regiones no amazónicas (3,06 UTI/100.000 habitantes). Este número se mantuvo más bajo incluso después de las acciones para aumentar el número de camas en respuesta a la pandemia de COVID-19 en curso (Figura 2). El precario sistema de salud y la alta dependencia de los servicios de salud presentes solo en las grandes ciudades jugaron un papel importante en la dinámica de la pandemia de COVID-19 en la Amazonía, con altas cifras de incidencia y mortalidad, y sistemas de salud y funerarios sobrecargados.

La infección por COVID-19 se propagó rápidamente de las ciudades amazónicas a las comunidades rurales y forestales (Codeço *et al.* 2020), marcando la rápida interiorización de la COVID-19 en la región amazónica en comparación con otras regiones de Brasil (Figura 3). La propagación de la enfermedad ocurrió de forma jerárquica, saltando escalas geográficas debido a la alta conexión entre puertos y aeropuertos, desde las ciudades más grandes (*por ejemplo*, Manaus) hasta las localidades más pequeñas. A lo largo de la Amazonía, existe una densa red de vías fluviales con botes abarrotados y un flujo intenso hacia las ciudades más grandes en busca de servicios, aprovisionamiento de bienes y negocios. Estos barcos favorecen la transmisión viral y la propagación de la COVID-19 (Aleixo *et al.* 2020). Las consecuencias de estos patrones de movilidad y comportamiento en la propagación y evolución de COVID-19 aún no están claras, pero los estudios sugieren que podrían haber jugado un papel en la aparición de nuevas variantes (Naveca *et al.* 2021).

**Cuadro 21.3 El impacto del COVID-19 sobre la región amazónica (cont.)**

La pandemia de COVID-19 mostró una dinámica espacial desfasada entre los municipios amazónicos urbanos y rurales de Brasil y dos oleadas a principios y finales de 2020. El aumento de los períodos de transmisión se correlaciona con los distintos niveles de adopción de intervenciones no farmacéuticas, como las medidas de distanciamiento social y el uso de mascarillas. Un estudio de epidemiología genómica (Naveca *et al.* 2020) investigó los sucesivos reemplazos de linaje de Sars-Cov-2 en el estado de Amazonas y la aparición de nuevas variantes preocupantes, en especial el virus P.1, una variante más transmisible coincidente con la segunda ola de COVID-19. Los autores sugieren que los niveles adoptados de distanciamiento social pudieron reducir el número reproductivo efectivo de Sars-Cov-2 pero fueron insuficientes para controlar la pandemia de COVID-19. La transmisión descontrolada y la alta prevalencia brindan las condiciones para la diversificación de los linajes virales, especialmente cuando se relajaron las medidas de mitigación (Naveca *et al.* 2020).

Los patrones de propagación de COVID-19 en Brasil evidencian claramente las grandes disparidades en la cantidad y calidad de los recursos de salud y los ingresos entre las regiones. A pesar de la evidente emergencia de salud pública severa, hubo una falla en la coordinación de las acciones de control, en parte debido a la negación gubernamental de la gravedad de la pandemia (Castro *et al.* 2021). La ausencia de restricciones a la movilidad y el total desprecio por las políticas de distanciamiento social y confinamiento contribuyeron a los sucesivos colapsos del sistema de salud, morgues y cementerios (Ferrante *et al.* 2020). El exceso de muertes incluyó no solo los casos de COVID-19, sino también una gran



**Figura 21.B3.1** Casos y muertes por COVID-19 en la Amazonía brasileña. Fuentes WCS-Venticinque et al. (2016); Brasil.IO.

**Cuadro 21.3 El impacto del COVID-19 sobre la región amazónica (cont.)**



**Figura 21.B3.2** Casos y muertes por COVID-19 en la Amazonía colombiana y peruana. Fuentes WCS-Venticinque et al. (2016); Ministerio de Salud de Perú e Instituto Nacional de Salud de Colombia.

fracción de pacientes afectados por enfermedades prevalentes, endémicas y epidémicas en la región amazónica, como la malaria y el dengue (Navarro *et al.* 2020, Torres *et al.* 2020), y los afectados por enfermedades crónicas como hipertensión, obesidad, diabetes, y enfermedades cardiovasculares y respiratorias crónicas, que también son prevalentes en la región y requieren una pronta atención en salud (Horton 2020).

Cuadro 21.3 El impacto del COVID-19 sobre la región amazónica (cont.)

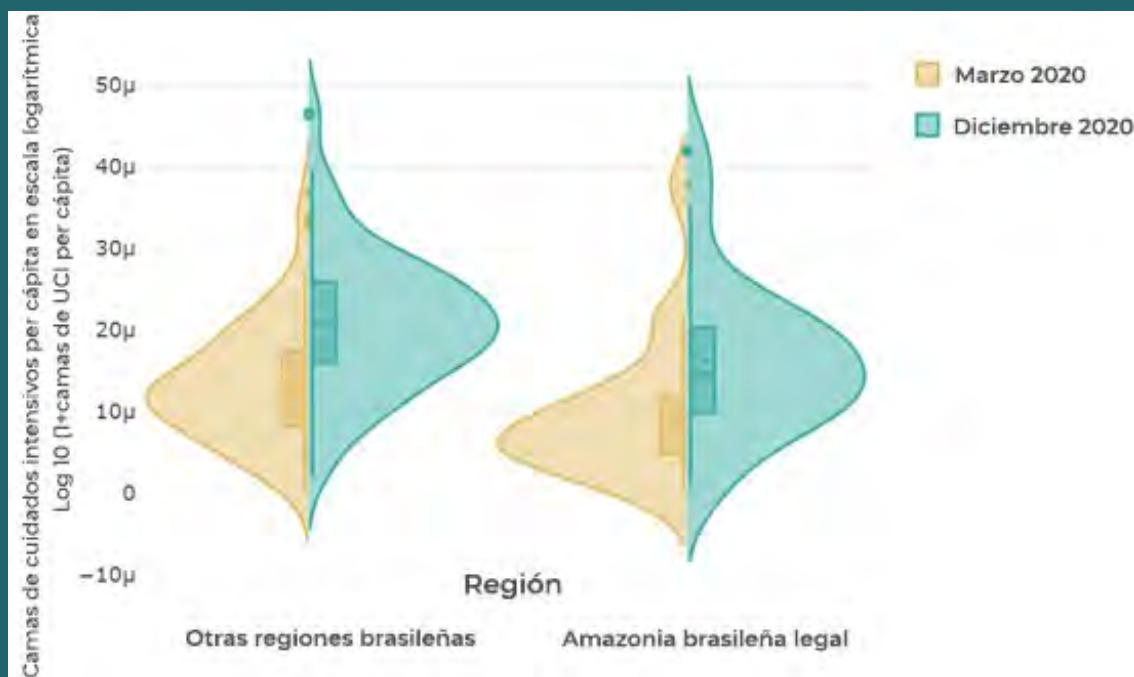


Figura 21.B3.3 Diagrama que muestra un menor servicio de Unidad de Cuidados Intensivos para COVID-19 per cápita en macroregiones de salud en la Amazonía Legal Brasileña en comparación con otras regiones brasileñas, tanto a principios como a finales de 2020. Fuente: Registro Nacional de Establecimientos de Salud de Brasil (CNES), Ministerio de Salud.

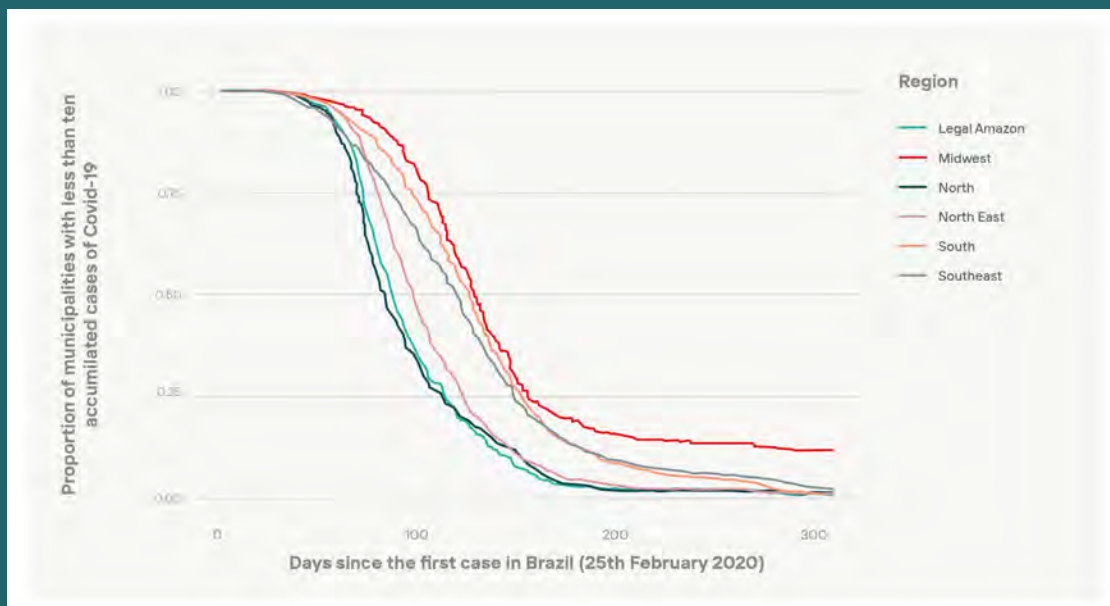


Figura 21.B3.4 Proporción de municipios con menos de diez casos acumulados de COVID-19 entre la Amazonía Legal Brasileña y regiones geográficas. La región Norte (en verde, toda la cual es parte de la Amazonía) tuvo la tasa más rápida de propagación de COVID, con el 50% de los municipios alcanzados en 90 días desde el inicio de la epidemia; seguida por la Amazonía Legal Brasileña (en rojo), incluye un estado ubicado en el Medio Oeste y parte de un estado del Noreste. Las regiones Sudeste (en rosa), Sur (en azul oscuro) y Centro-Oeste (en café claro), respectivamente, pasaron más de 100 días (después del primer caso en Brasil) para tener la mitad de los municipios con diez o más acumulados de COVID-19 casos. Incluso a fines de 2020, luego de más de 300 días, la región del Medio Oeste aún tiene más del 10% de sus municipios con menos de diez casos acumulados de COVID-19. Fuente: Brasil.IO (<https://brasil.io/home/>)

## Capítulo 21: Impactos de la degradación de los ecosistemas terrestres y acuáticos sobre el bienestar y la salud de los seres humanos

- Aunque la carga de malaria y leishmaniasis cutánea puede disminuir en áreas urbanas estructuradas, los entornos muy urbanizados en la Amazonía pueden proporcionar nichos que faciliten la propagación de otros arbovirus transmitidos por vectores como *Aedes aegypti* y *Aedes albopictus*.
  - Las enfermedades emergentes asociadas con la propagación zoonótica de hantavirus y arenavirus se han relacionado con actividades específicas de deforestación.
  - Se ha demostrado que la contaminación por mercurio de las actividades mineras produce deterioros neurológicos, motores, sensoriales y cognitivos en las poblaciones amazónicas expuestas. A menos que se aborde ahora, la toxicidad del mercurio tendrá efectos duraderos en las generaciones futuras, dada la escala y el crecimiento de las actividades mineras; los procesos de bioacumulación y biomagnificación; e impactos de salud específicos en el desarrollo de embriones y jóvenes.
  - Las interacciones complejas y las sinergias negativas entre los diferentes impactos de la degradación terrestre y acuática y sus vías aún no se comprenden claramente. Además, es necesario comprender la relación entre los impactos individuales y acumulativos de las diferentes perturbaciones ambientales.
- sólido centrado en la circulación de patógenos en el medio ambiente (agua, suelo y sedimentos), así como en las poblaciones de vectores de enfermedades y reservorios animales.
  - Las interacciones complejas entre los impulsores de la deforestación y la degradación de los ecosistemas y la carga de enfermedades resultante en la región amazónica deben investigarse más a fondo. Es particularmente importante enfatizar el papel de la deforestación y el cambio climático en el modelado de enfermedades transmitidas por vectores.
  - Se necesitan estrategias de salud pública adaptadas para abordar cada problema específico, pero estas medidas requieren una mejor integración de las acciones en los diferentes sectores y esferas de la sociedad.
  - Se necesitan métodos y enfoques innovadores para abordar el desafío de los impactos acumulativos más amplios de la degradación de los bosques y los ecosistemas acuáticos en la salud humana.
  - Es necesario reconocer que la Cuenca Amazónica es crucial para la subsistencia humana, especialmente para las comunidades tradicionales y los Pueblos Indígenas que dependen de los recursos naturales de la Amazonía para su supervivencia.
  - Se necesitan esfuerzos para formular políticas de gestión participativas legítimas, desarrolladas en un marco intercultural (p. ej., indígena, académico e institucional) para mejorar las estrategias de resiliencia climática, sostenibilidad, seguridad alimentaria y salud humana. La promoción de prácticas socialmente justas y culturalmente sensibles se puede lograr a través de una investigación orientada a la acción en la que los actores académicos y comunitarios desarrollen conjuntamente soluciones prácticas.

### 21.8 Recomendaciones

- Dada la importante influencia de los factores socioecológicos en la carga de enfermedades, mejorar la salud humana en la Amazonía requerirá descubrir todos los riesgos ambientales, gestionar los paisajes y promover soluciones equitativas.
- Para reducir el riesgo de aparición de virus en las poblaciones silvestres, es necesario mejorar los servicios de salud pública en toda la región (incluyendo el acceso, el saneamiento ambiental y las instalaciones de salud) y una estrecha vigilancia de las enfermedades infecciosas en la población humana.
- La prevención de enfermedades infecciosas también requiere un sistema de monitoreo

### 21.9 Referencias

- Adhin M, Labadie-Bracho M y Vreden S. 2014. Áreas mineras de oro en Surinam: ¿reservorios de resistencia a la malaria? *Infect Drug Resist* 7: 111.
- Agudelo CE. 2015. Bases científicas para contribuir a la gestión de la pesca comercial de bagres (familia pimelodidae) en la

## Capítulo 21: Impactos de la degradación de los ecosistemas terrestres y acuáticos sobre el bienestar y la salud de los seres humanos

- Amazonia colombiana y sus zonas de frontera. Universitat Autònoma de Barcelona.
- Agudelo CE, Alonso J y Moya L (Eds.). 2006. Perspectivas para el ordenamiento de la pesca y la acuicultura en el área de integración fronteriza Colombo – Peruana del río Putumayo. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas (SINCHI) and Instituto Nacional de Desarrollo (INADE).
- Agudelo CE, Salinas CY, Sánchez PCL, *et al.* 2000. Bagres de la amazonia colombiana: Un recurso sin fronteras. Bagres de la amazonia colombiana: Un recurso sin fronteras. (N. Fabrè, J. Donato, y J. Alonso, Eds). Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI.
- Alhibshi, E. A. 2012. Revista de Investigación de Ciencias Farmacéuticas, Biológicas y Químicas.
- Aleixo NCR, Neto JCA da S, Pereira H dos S, *et al.* 2020. Pelos caminhos das águas: a mobilidade e evolução da COVID-19 no estado do Amazonas. *Confins*.
- Almeida CE, Folly-Ramos E, Peterson AT, *et al.* 2009. ¿Podría el insecto triatoma sherlocki ser vector de la enfermedad de Chagas en pequeñas comunidades mineras en Bahía, Brasil? *Med Vet Entomol* **23**: 410-7.
- Alvarez-Berrios NL y Mitchell Aide T. 2015. La demanda mundial de oro es otra amenaza para los bosques tropicales. *Environ Res Lett* **10**: 14006.
- de Oliveira Alves, N., Vessoni, A. T., Quinet, A., Fortunato, R. S., Kajitani, G. S., Peixoto, M. S., ... & De Medeiros, S. R. B. (2017). La quema de biomasa en la región amazónica causa daño en el ADN y muerte celular en las células pulmonares humanas. *Informes científicos* 7(1), 1-13
- Alves L. 2020. Oleada de enfermedades respiratorias en niños por incendios en la región amazónica de Brasil. *Lancet Respir Med* **8**: 21-2.
- Andersen EM, Goicochea CG, Torres RS, *et al.* 2000. La epidemiología de la malaria en un área epidémica de la Amazonia peruana. *Am J Trop Med Hyg* **62**: 247-56.
- Anthony SJ, Johnson CK, Greig DJ, *et al.* 2017. Patrones globales en la diversidad del coronavirus: *Virus Evol* **3**.
- Araújo PA, Freitas MO, Chiang JO, *et al.* 2019. Investigación sobre la Ocurrencia de Ciclos de Transmisión de Arbovirus en la Selva Tropical, Región Amazónica. *Viruses* **11**: 774.
- Athayde S y Silva-Lugo J. 2018. Estrategias de Adaptación al Desplazamiento y Cambio Ambiental Entre los Pueblos Indígenas Kaiabi de la Amazonia Brasileña. *Soc Nat Resour* **31**: 666-82.
- Barros Moreira Beltrão H, Paula Cerroni M de, Freitas DRC de, *et al.* 2009. Investigación de dos brotes de sospecha de transmisión oral de la enfermedad de Chagas aguda en la región amazónica, Estado de Pará, Brasil, en 2007. *Trop Doct* **39**: 231-2.
- Barros FSM y Honório NA. 2015. Deforestación y Malaria en la Frontera Amazónica: La agrupación de larvas de Anopheles darlingi (Diptera: Culicidae) determina la distribución focal de la malaria. *Am J Trop Med Hyg* **93**: 939-53.
- Barthem R y Goulding M. 1997. La conexión del bagre: Ecología, migración y conservación de los depredadores amazónicos. Nueva York: Columbia University Press.
- Barthem R y Goulding M. Un ecosistema inesperado: La Amazonia revelada por las pesqueras. St. Louis: Missouri Botanical Garden Press.
- Basta PC, Viana PV de S, Vasconcellos ACS de, *et al.* 2021. Exposición al mercurio en comunidades indígenas munduruku de la Amazonia brasileña: Antecedentes metodológicos y resumen de los principales resultados. *Int J Environ Res Public Health* **18**: 9222.
- Batista V. 1998. Distribuição, dinâmica da frota e dos recursos pesqueiros da Amazônia central. Universidade do Amazonas and INPA.
- Bausch DG y Mills JN. 2014. Arenavirus: Fiebre de Lassa, Fiebre Hemorrágica de Lujo, Coriomeningitis Linfocítica y Fiebres Hemorrágicas Sudamericanas. En: Infecciones virales de humanos. Boston, MA: Springer US.
- Bayley PB y Petrere Jr M. 1989. Pesquerías amazónicas: métodos de evaluación, estado actual y opciones de manejo. (D Dodge, Ed). *Can Spec Publ Fish Aquat Sci*.
- Begossi A, Salivonchik S V., Hallwass G, *et al.* 2018. Consumo de pescado en la Amazonia: una revisión de la biodiversidad, la energía hidroeléctrica y los problemas de seguridad alimentaria. *Brazilian J Biol* **79**: 345-57.
- Bezerra ÉCD, Santos PS dos, Lisbinski FC, y Dias LC. 2020. Análise espacial das condições de enfrentamento à COVID-19: uma proposta de Índice da Infraestrutura da Saúde do Brasil. *Cien Saude Colet* **25**: 4957-67.
- Bezerra ÉCD, Santos PS dos, Lisbinski FC, y Dias LC. 2020. Análise espacial das condições de enfrentamento à COVID-19: uma proposta de Índice da Infraestrutura da Saúde do Brasil. *Cien Saude Colet* **25**: 4957-67.
- Bezerra ÉCD, Santos PS dos, Lisbinski FC, y Dias LC. 2020. Análise espacial das condições de enfrentamento à COVID-19: uma proposta de Índice da Infraestrutura da Saúde do Brasil. *Cien Saude Colet* **25**: 4957-67.
- Blatrix R, Roux B, Béarez P, *et al.* 2018. El funcionamiento único de una pesquería precolombina en la planicie aluvial amazónica. *Sci Rep* **8**: 5998.
- Botto G, Cunningham A, Moise BF, *et al.* 2020. Estrategia recomendada por el Grupo de especialistas en murciélagos (BSG) de la SSC de la UICN para que los investigadores reduzcan el riesgo de transmisión del SARS-CoV-2 de humanos a murciélagos MEP: Minimizar, Evaluar, Proteger.
- Bourke BP, Conn JE, Oliveira TMP de, *et al.* 2018. Explorando la diversidad de vectores de malaria en la frontera amazónica. *Malar J* **17**: 342.
- Brito RN, Gorla DE, Diotaiuti L, *et al.* 2017. Impulsores de la invasión domiciliar por vectores selváticos de la enfermedad de Chagas en la transición Amazonia-Cerrado: Una evaluación estatal de varios años de los datos de vigilancia agregados por municipios (E Dumonteil, Ed). *PLoS Negl Trop Dis* **11**: e0006035.
- Burkett-Cadena ND y Vittor AY. 2018. Deforestación y enfermedades transmitidas por vectores: La conversión de bosques favorece a importantes mosquitos vectores de patógenos humanos. *Basic Appl Ecol* **26**: 101-10.
- Bury J. 2007. Migrantes mineros: Minería transnacional y patrones migratorios en los Andes peruanos. *Prof Geogr* **59**: 378-89.
- Buss LF, Prete CA, Abraham CMM, *et al.* 2021. Tasa de ataque de tres cuartos de SARS-CoV-2 en la Amazonia brasileña



## Capítulo 21: Impactos de la degradación de los ecosistemas terrestres y acuáticos sobre el bienestar y la salud de los seres humanos

- durante una epidemia en gran medida no mitigada. *Science* **371**: 288-92.
- Canalez G de G, Rapozo P, Coutinho T, y Reis R. 2020. Espalhamento da Covid-19 no interior do Amazonas: panorama e reflexões desde o Alto Solimões, Brasil. *Mundo Amaz* **11**: 111-44.
- Carlson CJ. 2020. De LA PREDICCIÓN a la prevención, una pandemia después. *The Lancet Microbe* **1**: e6-7.
- Castro F, Lopes GR y Brondizio ES. 2020. La Amazonía brasileña en tiempos de COVID-19: ¿De la crisis a la transformación? *Ambient e Soc* **23**: 1-13.
- Castro MC, Kim S, Barberia L, et al. 2021. Patrón espaciotemporal de propagación de COVID-19 en Brasil. *Science* **372**: 821-6.
- Cerdeira RGP, Ruffino ML, and Isaac VJ. 2000. Capturas de peces entre comunidades ribereñas alrededor del Lago Grande de Monte Alegre, Bajo Amazonas, Brasil. *Fish Manag Ecol* **7**: 355-74.
- Chaves LSM, Conn JE, López RVM, and Sallum MAM. 2018. La abundancia de parches de bosque afectados de menos de 5 km<sup>2</sup> es un factor clave de la incidencia de la malaria en la Amazonía brasileña. *Sci Rep* **8**: 7077.
- Choi YW, Tuel A y Eltahir EAB. 2020. Un determinante ambiental de la enfermedad respiratoria viral. *medRxiv*.
- Codeço CT, Villela D, Coelho F, et al. 2020. Estimativa de risco de espalhamento da COVID-19 no Brasil e o impacto no sistema de saúde e população por microrregião.
- Coomes OT, Takasaki Y, Abizaid C and Barham BL. 2010. Las pesquerías de llanura aluvial como seguro natural para los pobres rurales en ambientes de bosques tropicales: evidencia de la Amazonía. *Fish Manag Ecol* **17**: 513-21.
- Crampton W, Castello L, Viana JP, et al. 2004. Pesquerías en la Amazonía Várzea. Tendencias históricas, estado actual y factores que afectan la sostenibilidad. En: Silvius KM, Bodmer RE, Fragoso JM. (Eds). *People in Nature: Conservación de la vida silvestre en América del Sur y Central. Naturaleza: Conservación de la vida silvestre en América del Sur y Central*.
- Crespo-Lopez ME, Augusto-Oliveira M, Lopes-Araújo A, et al. 2021. Mercurio: ¿Qué podemos aprender de la Amazonía? *Environ Int* **146**: 106223.
- D'Amato G, Holgate ST, Pawankar R, et al. 2015. Condiciones meteorológicas, cambio climático, nuevos factores emergentes y asma y trastornos alérgicos relacionados. Una declaración de la Organización Mundial de la Alergia. *World Allergy Organ J* **8**: 25.
- Damiani S, Guimarães SMF, Montalvão MTL y Passos CJS. 2020. "Todo lo que queda es tierra y cielo desnudos": Cultura del aceite de palma e impactos socioambientales en un territorio indígena tembé en la Amazonía brasileña. *Ambient Soc* **23**.
- Dávalos LM, Austin RM, Balisi MA, et al. 2020. El papel histórico de las pandemias en la creación de desigualdad (J Sills, Ed). *Science* **368**: 1322,2-1323.
- Andreazzi CS de, Brandão ML, Bueno MG, et al. 2020. La respuesta de Brasil al COVID-19. *Lancet* **396**: e30.
- Barros Moreira Beltrão H de, Paula Cerroni M de, Freitas DRC de, et al. 2009. Investigación de dos brotes de sospecha de transmisión oral de la enfermedad de Chagas aguda en la región amazónica, Estado de Pará, Brasil, en 2007. *Trop Doct* **39**: 231-2.
- Delgado S, Erickson BR, Agudo R, et al. 2008. Virus del Chapare, un Arnavirus recién descubierto aislado de un caso de fiebre hemorrágica fatal en Bolivia (MJ Buchmeier, Ed). *PLoS Pathog* **4**: e1000047.
- Diringer SE, Feingold BJ, Ortiz EJ, et al. 2015. Transporte fluvial de mercurio procedente de la minería de oro artesanal y en pequeña escala y riesgos de la exposición alimentaria al mercurio en Madre de Dios, Perú. *Environ Sci Process & Impacts* **17**: 478-87.
- Dórea JG, Souza JR de, Rodrigues P, et al. 2005. Mercurio capilar (marca del consumo de pescado) y riesgo cardiovascular en indígenas Mundurukú y Kayabi de la Amazonía. *Environ Res* **97**: 209-19.
- Doria CRC, Duponchelle F, Lima MAL, et al. 2018. Revisión del uso y estado de los recursos pesqueros en la cuenca del río Madeira (Brasil, Bolivia y Perú) antes de la finalización de la represa hidroeléctrica. *Rev Fish Sci Aquac* **26**: 494-514.
- Doria CR da C, Machado LF, Brasil de Souza ST y Lima MAL. 2016. A pesca em comunidades ribeirinhas na região do médio rio Madeira, Rondônia. *Novos Cad NAEA* **19**: 163-88.
- Downs WG. 1982. El programa de virus de la Fundación Rockefeller: 1951-1971 con Actualización a 1981. *Annu Rev Med* **33**: 1-30.
- Ellwanger JH, Kulmann-Leal B, Kaminski VL, et al. 2020. Más allá de la pérdida de diversidad y el cambio climático: Impactos de la deforestación amazónica en las enfermedades infecciosas y la salud pública. *An Acad Bras Cienc* **92**.
- Erickson CL. 2000. Una pesquería artificial a escala de paisaje en la Amazonía boliviana. *Nature* **408**: 190-3.
- Agencia Europea del Medio Ambiente. 2016. Medio ambiente y salud — Agencia Europea del Medio Ambiente. Disponible en: <https://www.eea.europa.eu/themes/human/intro>. Visto 15 Mar 2021.
- Ferrante, L., Steinmetz, W. A., Almeida, A. C. L., Leão, J., Vassão, R. C., Tupinambás, U., ... & Duczmal, L. H. (2020). Las políticas de Brasil condenan a la Amazonía a una segunda ola de COVID-19. *Nature Medicine*, 26(9), 1315-1315.
- Farias, M. R. D. C. D., Rosa, A. M., Hacon, S. D. S., Castro, H. A. D., & Ignotti, E. (2010). Prevalencia de asma en escolares de un municipio del sudeste de la Amazonía brasileña. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, 13(1), 49-57.
- Fernandes J, Coelho TA, Oliveira RC de, et al. 2020. Una encuesta retrospectiva de virus transmitidos por roedores en poblaciones rurales de la Amazonía brasileña. *Rev Soc Bras Med Trop* **53**.
- Fernandes NCC de A, Cunha MS, Guerra JM, et al. 2017. Brote de fiebre amarilla entre primates no humanos, Espirito Santo, Brasil, 2017. *Emerg Infect Dis* **23**: 2038-41.
- Figueiredo LTM. 2007. Arbovirus emergentes en Brasil. *Rev Soc Bras Med Trop* **40**: 224-9.
- Figueiredo LTM. 2007. Arbovirus emergentes en Brasil. *Rev Soc Bras Med Trop* **40**: 224-9.
- Figueiredo LTM. 2006. Febres hemorrágicas por virus no Brasil. *Rev Soc Bras Med Trop* **39**: 203-10.
- Filho SR y Maddock JEL. 1997. Contaminación por mercurio en dos áreas mineras de oro de la Amazonía brasileña. *J*

## Capítulo 21: Impactos de la degradación de los ecosistemas terrestres y acuáticos sobre el bienestar y la salud de los seres humanos

- Geochemical Explor* **58**: 231-40.
- Filho VS de A, Netto PEA, Hacon S de S, y Carmo CN do. 2017. Distribuição espacial de queimadas e mortalidade em idosos em região da amazônia Brasileira, 2001-2012. *Cienc e Saude Coletiva* **22**: 245-53.
- Fluet-Chouinard E, Funge-Smith S, y McIntyre PB. 2018. Cosecha mundial oculta de peces de agua dulce revelada por encuestas domiciliarias. *Proc Natl Acad Sci* **115**: 7623-8.
- Freitas SR, Longo KM, Dias MAFS, y Dias PLS. 2005. Emissões de queimadas em ecossistemas da América do Sul. *Estud Avancados* **19**: 167-85.
- Furtado LG. 2012. Pesca artesanal: um delineamento de sua história no Pará. Belém: Boletim do Museo Paraense Emilio Goeldi - Antropologia.
- Galarido AKR, Zimmerman R, y Galarido CD. 2013. Control de larvas de Anopheles (Nyssorhynchus) mediante formulación granular de Bacillus sphaericus en pozos de excavación de mineros de oro abandonados en la selva amazónica brasileña. *Rev Soc Bras Med Trop* **46**: 172-7.
- Gibb H y O'Leary KG. 2014. Exposición al mercurio e impactos en la salud entre las personas de la comunidad minera de oro artesanal y en pequeña escala: Una revisión completa. *Environ Health Perspect* **122**: 667-72.
- Gilbert AT, Petersen BW, Recuenco S, et al. 2012. Evidencia de exposición al virus de la rabia entre humanos en la Amazonía peruana. *Am J Trop Med Hyg* **87**: 206-15.
- Gimaque JBL, Bastos M de S, Braga WSM, et al. 2012. Evidencia serológica de infección por hantavirus en regiones rurales y urbanas del estado de Amazonas, Brasil. *Mem Inst Oswaldo Cruz* **107**: 135-7.
- Gimaque JBL, Bastos MS, Braga WSM, et al. 2012. Evidencia serológica de infección por hantavirus en regiones rurales y urbanas del estado de Amazonas, Brasil. *Mem Inst Oswaldo Cruz* **107**: 135-7.
- Godfrey BJ. 1992. Migración a la frontera aurífera en la Amazonía brasileña. *Geogr Rev* **82**: 458-69.
- Gomes AL do V, Magalhães C, Melo F, et al. 2009. Curso Internacional de Virus Emergentes en la Región Amazónica. *Emerg Infect Dis* **15**: e1-e1.
- Gomes ALDV, Magalhães C, Melo F, et al. 2009. Curso internacional sobre virus emergentes en la amazonia. En: Enfermedades infecciosas emergentes. Centros para el Control y la Prevención de Enfermedades (CDC).
- Gonçalves-Oliveira LF, Souza-Silva F, Castro Côrtes LM de, et al. 2019. La terapia combinada de antimoniato de meglumina y oxiranos (epoxi- $\alpha$ -lapachona y epoximetil-lawsona) potencia el efecto leishmanicida en ratones infectados por Leishmania (Leishmania) amazonensis. *Int J Parasitol Drugs Drug Resist* **10**: 101-8.
- Grandjean P, White RF, Nielsen A, et al. 1999. Neurotoxicidad por metilmercurio en niños amazónicos aguas abajo de la minería aurífera. *Environ Health Perspect* **107**: 587-91.
- Guagliardo SA, Barboza JL, Morrison AC, et al. 2014. Patrones de Expansión Geográfica de Aedes aegypti en la Amazonía Peruana (R Barrera, Ed). *PLoS Negl Trop Dis* **8**: e3033.
- Guterres A, Oliveira RC de, Fernandes J, et al. 2015. Detección de diferentes hantavirus sudamericanos. *Virus Res* **210**: 106-13.
- Hacon S de S, Oliveira-da-Costa M, Gama C de S, et al. 2020. Exposición al mercurio a través del consumo de pescado en comunidades tradicionales de la Amazonía norte brasileña. *Int J Environ Res Public Health* **17**: 5269.
- Hallal PC, Hartwig FP, Horta BL, et al. 2020. Prevalencia de anticuerpos contra el SARS-CoV-2 en Brasil: resultados de dos encuestas domiciliarias serológicas sucesivas a nivel nacional. *Lancet Glob Heal* **8**: e1390-8.
- Heilpern SA, DeFries R, Fiorella K, et al. 2021. La disminución de la diversidad de especies capturadas en la naturaleza pone en riesgo los suministros de nutrientes dietéticos. *Sci Adv* **7**.
- Heilpern SA, Fiorella K, Cañas C, et al. 2021. La sustitución de la pesca de agua dulce por la acuicultura y el pollo socava la nutrición humana en la Amazonía peruana. *Nat Food* **2**: 192-7.
- Hicks CC, Cohen PJ, Graham NAJ, et al. 2019. Aprovechar las pesquerías mundiales para hacer frente a las deficiencias de micronutrientes. *Nature* **574**: 95-8.
- Holmes EC, Rambaut A y Andersen KG. 2018. Pandemias: Gastar en vigilancia, no comentar predicción. *Nature* **558**: 180-2.
- Horton R. 2020. Fuera de línea: El COVID-19 no es una pandemia. *Lancet* **396**: 874.
- Hotez PJ, Bottazzi ME, Franco-Paredes C, et al. 2008. Las Enfermedades Tropicales Desatendidas de América Latina y el Caribe: Una revisión de la carga y distribución de la enfermedad y una hoja de ruta para el control y la eliminación (PJ Lammie, Ed). *PLoS Negl Trop Dis* **2**: e300.
- Hotez PJ, Bottazzi ME, Franco-Paredes C, et al. 2008. Las Enfermedades Tropicales Desatendidas de América Latina y el Caribe: Una revisión de la carga y distribución de la enfermedad y una hoja de ruta para el control y la eliminación (PJ Lammie, Ed). *PLoS Negl Trop Dis* **2**: e300.
- Grupo de trabajo de la IARC sobre la evaluación de los riesgos cancerígenos para los seres humanos. (2010). Algunos hidrocarburos aromáticos policíclicos no heterocíclicos y algunas exposiciones relacionadas. Monografías de la IARC sobre la evaluación de los riesgos cancerígenos para los seres humanos, 92, 1.
- Isaac VJ y Almeida MC. 2011. El Consumo de pescado en la Amazonía brasileña. Italia.
- Isaac VJ, Almeida MC, Giarrizzo T, et al. 2015. El consumo de alimentos como indicador de la conservación de los recursos naturales en comunidades ribereñas de la Amazonía brasileña. *An Acad Bras Cienc* **87**: 2229-42.
- Jacobson L da SV. 2013. Efeitos adversos da poluição atmosférica em crianças e adolescentes devido a queimadas na Amazônia: uma abordagem de modelos mistos em estudos de painel.
- Jacobson L da SV, Hacon S de S, Castro HA de, et al. 2012. Asociación entre el material particulado fino y el flujo espiratorio máximo de escolares en la Amazonía subcuatorial brasileña: Un estudio de panel. *Environ Res* **117**: 27-35.
- Jacobson L da SV, Hacon S de S, Castro HA de, et al. 2014. Efectos agudos del material particulado y el carbono negro de los incendios estacionales en el flujo espiratorio máximo de escolares en la Amazonía brasileña (Q Sun, Ed). *PLoS One* **9**: e104177.
- Jones C, Lowe J, Liddicoat S, y Betts R. 2009. Cambios

## Capítulo 21: Impactos de la degradación de los ecosistemas terrestres y acuáticos sobre el bienestar y la salud de los seres humanos

- comprometidos en los ecosistemas terrestres debido al cambio climático. *Nat Geosci* **2**: 484-7.
- Kalamandeen M, Gloor E, Mitchard E, *et al.* 2018. Aumento generalizado de la deforestación a pequeña escala en la Amazonía. *Sci Rep* **8**: 1-10.
- Khalili Tilami S y Sampels S. 2018. Valor nutricional del pescado: Lípidos, Proteínas, Vitaminas y Minerales. *Rev Fish Sci Aquac* **26**: 243-53.
- Kuhn JH, Adkins S, Alioto D, *et al.* 2020. Actualización taxonómica 2020 para el filo Negarnaviricota (Riboviria: Orthornavirae), incluyendo los grandes órdenes Bunyavirales y Mononegavirales. *Arch Virol* **165**: 3023-72.
- Laporta GZ. 2019. Pérdida de la selva amazónica y disminución de la carga de malaria en Brasil. *Lancet Planet Heal* **3**: e4-5.
- Liana Anderson y Marchezini V. 2020. Incêndios Florestais na Amazônia: O Que Dizem os Dados Sobre Desenvolvimento, Desastres e Emergências em Saúde Pública.
- Loiseau R, Nabet C, Simon S, *et al.* 2019. Leishmaniasis cutánea americana en Guyana Francesa: actualización epidemiológica y estudio de factores de riesgo ambientales. *Int J Dermatol* **58**: 1323-8.
- Lowe R, Lee S, Martins Lana R, *et al.* 2020. Arbovirus emergentes en la selva amazónica urbanizada. *BMJ*: m4385.
- MacDonald AJ y Mordecai EA. 2019. La deforestación de la Amazonía impulsa la transmisión de la malaria, y la carga de la malaria reduce la tala de bosques. *Proc Natl Acad Sci USA* **116**: 22212-8.
- Magliocca NR, Ellis EC, Allington GRH, *et al.* 2018. Cerrando las brechas de conocimiento global: Producir conocimiento generalizado a partir de estudios de casos de sistemas socioecológicos. *Glob Environ Chang* **50**: 1-14.
- Mascarenhas MDM, Vieira LC, Lanzieri TM, *et al.* 2008. Poluição atmosférica devida à queima de biomassa florestal e atendimentos de emergência por doença respiratória em Rio Branco, Brasil - Setembro, 2005. *J Bras Pneumol* **34**: 42-6.
- Mascarenhas MDM, Vieira LC, Lanzieri TM, *et al.* 2008. Contaminación antropogénica del aire y visitas a la sala de emergencias relacionadas con enfermedades respiratorias en Rio Branco, Brasil, septiembre de 2005. *J Bras Pneumol* **34**: 42-6.
- Medeiros DBA y Vasconcelos PFC. 2019. ¿Es el ambiente diverso brasileño una cuna para el surgimiento y mantenimiento de arbovirus exóticos? *An Acad Bras Cienc* **91**.
- Medeiros DB, Rosa EST da, Marques AA, *et al.* 2010. Circulación de hantavirus en el área de influencia de la Carretera Cuiabá-Santarém. *Mem Inst Oswaldo Cruz* **105**: 665-71.
- Medeiros DBA y Vasconcelos PFC. 2019. ¿Es el ambiente diverso brasileño una cuna para el surgimiento y mantenimiento de arbovirus exóticos? *An Acad Bras Cienc* **91**.
- Monteiro AS y Santos LL dos. 2020. Covid-19 e a crescente fragilidade da Amazônia brasileira. *Inst Adv Sustain Stud*.
- Monteiro, Sgambatti A Santos L dos L. 2020. Covid-19 e a crescente fragilidade da Amazônia brasileira. *IASS Discuss Pap*.
- Morel FMM, Kraepiel AML y Amyot M. 1998. El ciclo químico y la bioacumulación del mercurio. *Annu Rev Ecol Syst* **29**: 543-66.
- Nardoto GB, Murrieta RSS, Prates LEG, *et al.* 2011. Pollo congelado por pescado salvaje: Transición nutricional en la región amazónica brasileña determinada por proporciones de isótopos estables de carbono y nitrógeno en las uñas. *Am J Hum Biol* **23**: 642-50.
- Navarro JC, Arrivillaga-Henríquez J, Salazar-Loor J, y Rodríguez-Morales AJ. 2020. COVID-19 y dengue, coepidemias en Ecuador y otros países de América Latina: Empujando los sistemas de atención médica tensos al límite. *Travel Med Infect Dis* **37**.
- Navarro J-C, Arrivillaga-Henríquez J, Salazar-Loor J, y Rodríguez-Morales AJ. 2020. COVID-19 y dengue, coepidemias en Ecuador y otros países de América Latina: Empujando los sistemas de atención médica tensos al límite. *Travel Med Infect Dis* **37**: 101656.
- Naveca FG, Nascimento V, Souza VC de, *et al.* 2021. COVID-19 en Amazonas, Brasil, fue impulsado por la persistencia de linajes endémicos y la aparición de P.1. *Nat Med* **27**: 1230-8.
- Nicolelis MAL, Raimundo RLG, Peixoto PS, and Andreazzi CS. 2021. El impacto de las ciudades superpropagadoras, las carreteras y la disponibilidad de cuidados intensivos en las primeras etapas de la epidemia de COVID-19 en Brasil. *Sci Rep* **11**: 13001.
- Oestreicher JS, Amaral DP Do, Passos CJS, *et al.* 2020. Desarrollo rural y cambios en las prácticas alimentarias de los hogares de 1999 a 2010 en la región del río Tapajós, Amazonia brasileña: Evidencia empírica de encuestas dietéticas. *Global Health* **16**.
- Olalla HR, Velez LN, Kato H, *et al.* 2015. Un análisis de los casos notificados de leishmaniasis en la Amazonía sur ecuatoriana, 1986-2012. *Acta Trop* **146**: 119-26.
- Olival KJ, Hosseini PR, Zambrana-Torrelío C, *et al.* 2017. Los rasgos virales y del huésped predicen la propagación zoonótica de los mamíferos. *Nature* **546**: 646-50.
- Oliveira RC de, Santos MC, Guterres A, *et al.* 2020. Virus Río Marmoré y Síndrome Pulmonar por Hantavirus, Brasil <https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/10982>. Visto
- Olivero-Verbel J, Carranza-Lopez L, Caballero-Gallardo K, *et al.* 2016. Exposición humana y evaluación del riesgo asociado a la contaminación por mercurio en el río Caquetá, Amazonia colombiana. *Environ Sci Pollut Res* **23**: 20761-71.
- Organization WH. 2005. Ecosistemas y el bienestar humano: Síntesis de Salud.
- Pereira WV da S, Teixeira RA, Souza ES de, *et al.* 2020. Fraccionamiento químico y bioaccesibilidad de elementos potencialmente tóxicos en zona de minería artesanal de oro en la Amazonía. *J Environ Manage* **267**: 110644.
- Petrere JM. 1992. As comunidades humanas ribeirinhas da Amazônia e suas transformações sociais. En: Diegues A (Ed). *Populações humanas, rios e mares da Amazônia*. São Paulo: Anais do IV Encontro de Ciências Sociais e o Mar no Brasil.
- Pettigrew SM, Pan WK, Berky A, *et al.* 2019. En áreas urbanas, pero no rurales, de Madre de Dios, Perú, la adopción de una dieta occidental está inversamente asociada con la ingesta de selenio. *Sci Total Environ* **687**: 1046-54.
- Piotrowski M y Ortiz E. 2019. Acercándose al punto de inflexión. Impulsores de la deforestación en la región amazónica. *Dialogue Leadersh Am*: 1-28.
- Prestes-Carneiro G, Béarez P, Bailon S, *et al.* 2016. Pesca de subsistencia en Hatahara (750-1230 CE), un pueblo precolombino de la Amazonía central. *J Archaeol Sci Reports* **8**: 454-62.
- Rader B, Scarpino S V., Nande A, *et al.* 2020. El hacinamiento y

## Capítulo 21: Impactos de la degradación de los ecosistemas terrestres y acuáticos sobre el bienestar y la salud de los seres humanos

- la forma de las epidemias de COVID-19. *Nat Med* **26**: 1829-34.
- Ramírez JD, Sordillo EM, Gotuzzo E, *et al.* 2020. SARS-CoV-2 en la Región Amazónica: Un presagio de la fatalidad para los amerindios (A Mostafa, Ed). *PLoS Negl Trop Dis* **14**: e0008686.
- Rappold AG, Reyes J, Pouliot G, *et al.* 2017. Vulnerabilidad de la comunidad a los impactos en la salud de la exposición al humo de incendios forestales. *Environ Sci Technol* **51**: 6674-82.
- Reuben A, Frischtak H, Berky A, *et al.* 2020. Los niveles elevados de mercurio en el pelo están asociados con deficiencias en el desarrollo neurológico en niños que viven cerca de la minería de oro artesanal y de pequeña escala en Perú. *Geo-Health* **4**.
- Reuters. 2021. Mineros de oro disparan contra comunidad indígena yanomami en Brasil.
- Rice KM, Walker EM, Wu M, *et al.* 2014. Mercurio ambiental y sus efectos tóxicos. *J Prev Med Public Heal* **47**: 74-83.
- Rodrigues MG de A, Sousa JD de B, Dias ÁLB, *et al.* 2019. El papel de la deforestación en la incidencia de la leishmaniasis cutánea americana: distribución espacio-temporal, factores ambientales y socioeconómicos asociados en la Amazonía brasileña. *Trop Med Int Heal* **24**: 348-55.
- Rosa AP de AT. 2016. La historia de la Arbovirología en el Instituto Evandro Chagas, Belém, Pará, Brasil, de 1954 a 1998. *Rev Pan-Amazônica Saúde* **7**: 61-70.
- Rosa AP de AT da. 2016. La historia de la Arbovirología en el Instituto Evandro Chagas, Belém, Pará, Brasil, de 1954 a 1998. *Rev Pan-Amazônica Saúde* **7**: 61-70.
- Rosa, A. M., Ignotti, E., Hacon, S. d. S. & Castro, H. A. d. 2008. Análisis de hospitalizaciones por enfermedades respiratorias en Tangara da Serra, Brasil. *J Bras Pneumol*. **34**, 575-582.
- Rosário ING, Andrade AJ, Ligeiro R, *et al.* 2016. Evaluación del proceso de adaptación de la fauna de flebotomos a ambientes antropizados en un área de transmisión de leishmaniasis en la Amazonía brasileña. *J Med Entomol* **54**: tjw182.
- Rotureau B, Joubert M, Clyti E, *et al.* 2006. Leishmaniasis entre mineros de oro, Guyana Francesa [6]. *Emerg Infect Dis* **12**: 1169-70.
- Sanchez JF, Carnero AM, Rivera E, *et al.* 2017. Transmisión inestable de malaria en el sur de la Amazonía peruana y su asociación con la minería aurífera, Madre de Dios, 2001-2012. *Am J Trop Med Hyg* **96**: 304-11.
- Santos-Lima C, Mourão D de S, Carvalho CF de, *et al.* 2020. Efectos neuropsicológicos de la exposición al mercurio en niños y adolescentes de la región amazónica, Brasil. *Neurotoxicology* **79**: 48-57.
- Schiesari L y Grillitsch B. 2011. Los plaguicidas se encuentran con la megadiversidad en la expansión de los cultivos para biocombustibles. *Front Ecol Environ* **9**: 215-21.
- Schiesari L, Waichman A, Brock T, *et al.* 2013. Uso de plaguicidas y conservación de la biodiversidad en la frontera agrícola amazónica. *Philos Trans Biol Sci* **368**: 1-9.
- Schiesari L, Waichman A, Brock T, *et al.* 2013. Uso de plaguicidas y conservación de la biodiversidad en la frontera agrícola amazónica. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **368**: 20120378.
- Silva AMC da, Moi GP, Mattos IE, y Hacon S de S. 2014. Bajo peso al nacer a término y presencia de partículas finas y monóxido de carbono en la Amazonía brasileña: un estudio de cohorte retrospectivo de base poblacional. *BMC Pregnancy Childbirth* **14**: 309.
- Silva WNT da, Rosa MFP, Mendonça KS, *et al.* 2021. Síndrome respiratoria aguda grave em indígenas no contexto da pandemia da COVID-19 no Brasil: uma análise sob a perspectiva da vigilância epidemiológica. *Vigil Sanit em Debate* **9**: 2-11.
- Sinti-Hesse C, Díaz-Soria F, Casanova-Rojas W, *et al.* 2019. Las embarcaciones fluviales como medio de expansión de *Aedes aegypti* hacia zonas fronterizas de la amazonía peruana. *Rev Peru Med Exp Salud Publica* **36**: 392-9.
- Smith LT, Aragão LEOC, Sabel CE, y Nakaya T. 2015. La sequía impacta en la salud respiratoria de los niños en la Amazonía brasileña. *Sci Rep* **4**: 3726.
- Sousa Júnior A da S, Palácios VR da CM, Miranda C do S, *et al.* 2017. Análise espaço-temporal da doença de Chagas e seus fatores de risco ambientais e demográficos no município de Barcarena, Pará, Brasil. *Rev Bras Epidemiol* **20**: 742-55.
- Sundström JF, Albiñh A, Boqvist S, *et al.* 2014. Amenazas futuras a la producción agrícola de alimentos planteadas por la degradación ambiental, el cambio climático y las enfermedades animales y vegetales: un análisis de riesgos en tres entornos económicos y climáticos. *Food Secur* **6**: 201-15.
- Swenson JJ, Carter CE, Domec J-C, y Delgado CI. 2011. Minería de oro en la Amazonía peruana. Precios globales, deforestación e importaciones de mercurio (GJ-P Schumann, Ed). *PLoS One* **6**: e18875.
- Tacon AGJ y Metian M. 2013. El pescado importa: Importancia de los alimentos acuáticos en la nutrición humana y el suministro mundial de alimentos. *Rev Fish Sci* **21**: 22-38.
- Tello-Martin JS y Bayley P. 2001. La Pesquería Comercial de Loreto con Énfasis en el Análisis de la Relación Entre Captura y Esfuerzo Pesquero de la Flota Comercial De Iquitos, Cuenca Del Amazonas (Perú). *Folia Amaz* **12**: 123.
- Terças-Trettel ACP, Oliveira EC De, Fontes CJF, *et al.* 2019. Malaria y Síndrome Pulmonar por Hantavirus en la Minería de Oro en la Región Amazónica, Brasil. *Int J Environ Res Public Health* **16**: 1852.
- Terrazas WCM, Sampaio VDS, Castro DB de, *et al.* 2015. Deforestación, red de drenaje, condición indígena y diferencias geográficas de la malaria en el Estado de Amazonas. *Malar J* **14**: 379.
- Torres K, Alava F, Soto-Calle V, *et al.* 2020. Situación de la Malaria en la Amazonía Peruana durante la Pandemia del COVID-19. *Am J Trop Med Hyg* **103**: 1773-6.
- Tregidgo DJ, Barlow J, Pompeu PS, *et al.* 2017. La metrópolis de la selva tropical proyecta una sombra de defaunación de 1.000 km. *Proc Natl Acad Sci* **114**: 8655-9.
- Ullrich SM, Tanton TW, y Abdrashitova SA. 2001. Mercurio en el Medio Acuático: Una revisión de los factores que afectan la metilación. *Crit Rev Environ Sci Technol* **31**: 241-93.
- Vale MM, Berenguer E, Argollo de Menezes M, *et al.* 2021. La pandemia del COVID-19 como oportunidad para debilitar la protección ambiental en Brasil. *Biol Conserv* **255**: 108994.
- Valente SA da S, Costa Valente V da, Neves Pinto AY das, *et al.* 2009. Análisis de un brote agudo de enfermedad de Chagas en la Amazonía brasileña: casos humanos, triatomínicos, mamíferos reservorio y parásitos. *Trans R Soc Trop Med Hyg* **103**:

## Capítulo 21: Impactos de la degradación de los ecosistemas terrestres y acuáticos sobre el bienestar y la salud de los seres humanos

- 291-7.
- Valentine MJ, Murdock CC y Kelly PJ. 2019. Ciclos silvestres de arbovirus en primates no humanos. *Parasites and Vectors* **12**.
- Valle D y Clark J. 2013. Los esfuerzos de conservación pueden aumentar la carga de malaria en la Amazonía brasileña (T Eisele, Ed). *PLoS One* **8**: e57519.
- Valle D y Tucker Lima JM. 2014. Impulsores a gran escala de la malaria y áreas prioritarias para la prevención y el control en la región amazónica brasileña utilizando un novedoso modelo geoespacial multipatógeno. *Malar J* **13**: 443.
- Vliet N van, Quiceno-Mesa MP, Cruz-Antia D, et al. 2015. Del pescado y la carne de animales silvestres a los nuggets de pollo: la transición nutricional en un continuo de entornos rurales a urbanos en la región de la triple frontera amazónica. *Ethnobiol Conserv* **4**.
- Vasconcelos PF, Rosa JF Da, Rosa AP Da, et al. 1991. Epidemiología de la encefalitis por arbovirus en la Amazonía brasileña. *Rev Inst Med Trop Sao Paulo* **33**: 465-76.
- Vasconcelos PFC, Travassos da Rosa APA, Rodrigues SG, et al. 2001. El manejo inadecuado del ecosistema natural en la región amazónica brasileña resulta en el surgimiento y resurgimiento de arbovirus. *Cad Saude Publica* **17**: S155-64.
- Vasconcelos PFC, Travassos da Rosa APA, Rodrigues SG, et al. 2001. El manejo inadecuado del ecosistema natural en la región amazónica brasileña resulta en el surgimiento y resurgimiento de arbovirus. *Cad Saude Publica* **17**: S155-64.
- Venticinque E, Forsberg B, Barthem R, et al. 2016. Un marco explícito de la cuenca fluvial basado en SIG para la conservación de ecosistemas acuáticos en la Amazonía Disponible en: [https://knb.ecoinformatics.org/view/doi%3A10.5063%2FF1BG2KX8#snapp\\_computing.6.1](https://knb.ecoinformatics.org/view/doi%3A10.5063%2FF1BG2KX8#snapp_computing.6.1).
- Veríssimo J. 1895. A pesca na Amazônia, Vol. 3. Rio de Janeiro, RJ Brazil: Livraria clássica de Alves.
- Viana RL, Freitas CM de, y Giatti LL. 2016. Saúde ambiental e desenvolvimento na Amazônia legal: indicadores socioeconômicos, ambientais e sanitários, desafios e perspectivas. *Saúde e Soc* **25**: 233-46.
- Vittor AY, Pan W, Gilman RH, et al. 2009. Vinculando la deforestación con la malaria en la Amazonia: Caracterización del hábitat de reproducción del principal vector de la malaria, *Anopheles darlingi*. *Am J Trop Med Hyg* **81**: 5-12.
- Vittor AY, Gilman RH, Tielsch J, et al. 2006. El efecto de la deforestación en la tasa de mordeduras humanas de *Anopheles darlingi*, el principal vector de la malaria falciparum en la Amazonía peruana. *Am J Trop Med Hyg* **74**: 3-11.
- Wagner L y Hoang T. 2020. INFORME DE POLÍTICA Impactos del coronavirus sobre la trata de personas.
- Blanco RJ y Razgour O. 2020. Enfermedades zoonóticas emergentes que se originan en los mamíferos: una revisión sistemática de los efectos del cambio antropogénico del uso de la tierra. *Mamm Rev* **50**: 336-52.
- Organización Mundial de la Salud. OMS. 2008. Mercurio: Evaluar la carga ambiental de la enfermedad a nivel nacional y local. Editor, Prüss-Üstün A. Organización Mundial de la Salud, Ginebra, 2008.
- Organización Mundial de la Salud. OMS. 1947. CONSTITUCIÓN de la Organización Mundial de la Salud
- Organization <https://www.who.int/about/who-we-are/constitution>. Visto 15 Mar 2021.
- Wu M-F, Ison JR, Wecker JR, y Lapham LW. 1985. Función cutánea y auditiva en ratas después del envenenamiento con metilmercurio. *Toxicol Appl Pharmacol* **79**: 377-88.

## **Capítulo 22**

### Variabilidad a largo plazo, extremos y cambios de temperatura e hidrometeorología en la region amazónica

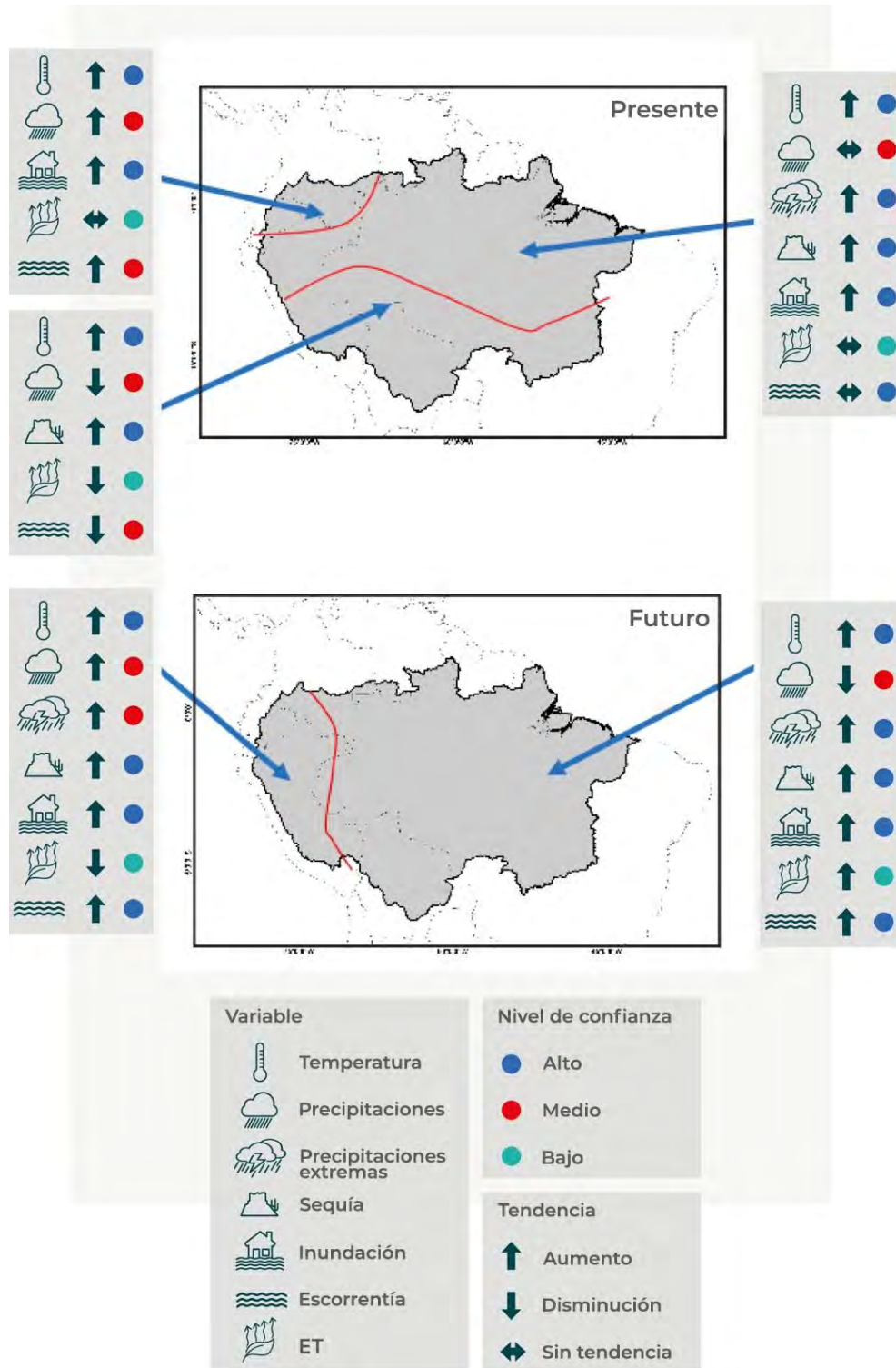


Cheia do rio Negro no centro de Manaus 2021 (Foto: Alberto César Araújo/Amazônia Real)

## INDEX

<b>RESUMEN GRÁFICO .....</b>	<b>22.2</b>
<b>MENSAJES CLAVE.....</b>	<b>22.4</b>
<b>RESUMEN.....</b>	<b>22.4</b>
<b>22.1 INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>22.5</b>
<b>22.2 VARIABILIDAD DE LA TEMPERATURA Y LOS EXTREMOS A LARGO PLAZO: TENDENCIAS DEL CALENTAMIENTO .....</b>	<b>22.5</b>
<b>22.3 VARIABILIDAD A LARGO PLAZO DE LA HIDROMETEOROLOGÍA DE LA REGIÓN AMAZÓNICA Y ANDINO-AMAZÓNICA .....</b>	<b>22.8</b>
22.3.1 VARIABILIDAD Y TENDENCIAS A LARGO PLAZO DE LAS LLUVIAS Y LOS RÍOS.....	22.8
22.3.2 VARIABILIDAD DE LA ESTACIÓN LLUVIOSA Y SECA.....	22.16
22.3.3 SEQUÍAS E INUNDACIONES HISTÓRICAS E INFLUENCIAS DE ENOS O DEL ATLÁNTICO TROPICAL.....	22.18
22.3.4 CAMBIOS EN LA EVAPOTRANSPIRACIÓN Y POSIBLE CAMBIO EN EL USO DEL SUELO .....	22.20
22.3.5 VARIABILIDAD A LARGO PLAZO DEL TRANSPORTE DE HUMEDAD ATMOSFÉRICA, RECICLAJE DE HUMEDAD DE LA AMAZONÍA E INFLUENCIAS EN EL SURESTE DE AMÉRICA DEL SUR Y LA HIDROLOGÍA DE LA REGIÓN ANDINA .....	22.22
<b>22.4 ESCENARIOS DE CAMBIO EN LA AMAZONIA CAUSAS E INFLUENCIAS LOCALES Y REMOTAS</b>	<b>22.24</b>
<b>22.5 CONCLUSIONES.....</b>	<b>22.29</b>
<b>22.6 RECOMENDACIONES .....</b>	<b>22.30</b>
<b>22.7 REFERENCIAS.....</b>	<b>22.31</b>

Resumen Gráfico



**Figura 22.A** Resumen de los cambios climáticos observados y proyectados en la Amazonía, basado en varios estudios (ver Magrin *et al.* 2014; Marengo *et al.* 2018 y referencias en el mismo). El nivel de confianza en las proyecciones futuras está determinado por el nivel de convergencia entre las señales de cambio del modelo de CMIP5 (Kirtman *et al.* 2013) y CMIP6 (Cook *et al.* 2020).



Los cambios observados y proyectados en la Amazonía muestran que las tendencias climáticas e hidrológicas actuales pueden ser diferenciadas tanto espacial como temporalmente, exhibiendo dos patrones espaciales de vaivén, uno norte-sur y otro oeste-este, y una intensificación de las estaciones húmeda y seca. En la actualidad, la Amazonía noroccidental muestra un aumento de lluvias y escurrimientos, mientras que en la parte sureste ocurre lo contrario. La región, incluyendo la Amazonía central y oriental, no muestra una tendencia significativa de largo plazo de precipitación en su conjunto. Sin embargo, las observaciones sugieren un aumento de la precipitación extremas y la intensificación de las sequías y las inundaciones, con pocos cambios generales en las descargas medias anuales de los ríos. Los registros de temperatura muestran un calentamiento general de la Amazonía en las últimas décadas, especialmente desde el año 2000 hasta el presente sobre la Amazonía oriental. La evapotranspiración (ET) se reduce en el sur de la Amazonía, probablemente como resultado del cambio del uso del suelo, pero sigue habiendo alta incertidumbres debido a la falta de observaciones sistemáticas en toda la cuenca. Este análisis está basado en una revisión de la literatura de los hallazgos basados en diferentes conjuntos de datos de observación, reanálisis y satélite de precipitación, temperatura y registros de descarga de ríos, y diferentes metodologías (técnicas paramétricas y no paramétricas), lo que lleva a diferentes niveles de confianza, consistencia y magnitud de las tendencias.

Las proyecciones para el futuro muestran un clima más seco y cálido en el este de la Amazonía, causando un aumento de la evapotranspiración. La Amazonía occidental también puede experimentar condiciones más cálidas, pero se espera que aumenten las lluvias, debido a eventos de lluvia más intensos, lo que provocará un aumento de la escorrentía y una disminución de la evapotranspiración en la Amazonía noroccidental. Sin embargo, en la región Amazonía-Andes, la resolución espacial de los modelos CMIP5 es insuficiente para reproducir las principales características atmosféricas y las proyecciones muestran altas incertidumbres.

# Variabilidad a largo plazo, extremos y cambios de temperatura e hidrometeorología en la región amazónica

Jose Antonio Marengo<sup>a\*</sup>, Jhan-Carlo Espinoza<sup>b</sup>, Rong Fu<sup>c</sup>, Juan Carlos Jimenez Muñoz<sup>d</sup>, Lincoln Muniz Alves<sup>e</sup>, Humberto Ribeiro da Rocha<sup>f</sup>, Jochen Schöngart<sup>g</sup>

## Mensajes clave

- La intensificación reciente de los extremos hidrológicos de la Amazonía se debe a la intensificación de la variabilidad interanual; el periodo de retorno de las crecidas ha aumentado de 20 años durante la primera mitad del siglo XX a 4 años desde el año 2000; las descargas regionales (Q) aumentaron en el noroeste de la Amazonía durante la temporada de aguas altas (1974-2009) y disminuyeron en el suroeste de la Amazonía durante la temporada de aguas bajas (1974-2009).
- Las sequías severas recientes están vinculadas a El Niño-Oscilación del Sur (ENOS) y/o las anomalías de la temperatura superficial del mar (TSM) del Atlántico Norte Tropical (ANT). El Océano Índico también juega un papel. Los índices de TSM basados en la región EN3.4 a lo largo del Océano Pacífico ecuatorial central no brindan suficiente información sobre los impactos debido a los diferentes tipos de El Niño (EN).
- El alargamiento de la estación seca y los cambios en la frecuencia e intensidad de los episodios de sequía extrema son probablemente las amenazas más importantes para la sociedad, los ecosistemas amazónicos y la vida silvestre. Los datos actuales muestran que la estación seca se ha expandido en aproximadamente 1 mes en el sur de la Amazonía desde mediados de la década de 1970.
- El calentamiento sobre la Amazonía es claro, pero la magnitud de la tendencia al calentamiento varía según el conjunto de datos. La tendencia al calentamiento es más evidente a partir de 1980 y aumenta desde 2000, con 2015-16 y 2020 entre los años más calientes de las últimas tres décadas.
- La huella digital del cambio climático aún es difícil de determinar debido a la corta duración de los registros climáticos; por lo tanto, los estudios de modelos climáticos que simulan la deforestación amazónica muestran reducciones significativas en la precipitación sobre la Amazonía, lo que afecta la hidrología regional y, por lo tanto, aumenta la vulnerabilidad de los servicios ecosistémicos para la población local y regional dentro y fuera de la región amazónica.

## Resumen

Este capítulo discute las tendencias hidroclimáticas observadas y también las proyecciones del clima futuro en la Amazonía. El calentamiento sobre esta región es un hecho, pero la magnitud de la tendencia del calentamiento varía según el conjunto de datos y la duración del periodo utilizados. La tendencia al calentamiento

<sup>a</sup> National Center for Monitoring and Early Warning of Natural Disasters CEMADEN, Estrada Doutor Altino Bondesan, 500 - Distrito de Eugênio de Melo, São José dos Campos/SP, CEP:12.247-060. jose.marengo@cemaden.gov.br

<sup>b</sup> Institut des Géosciences de l'Environnement (IGE) - Institut de Recherche pour le Développement (IRD), 70 Rue de la Physique, Bat. OSUG- B. Domaine Universitaire 38400 Saint Martin d'Herès, France.

<sup>c</sup> Department of Atmospheric and Oceanic Sciences, University of California-Los Angeles, 520 Portola Plaza, Math Sciences Building, 7127, Los Angeles CA 90095, USA

<sup>d</sup> Global Change Unit (GCU) of the Image Processing Laboratory (IPL), Universitat de València Estudi General (UVEG), C/ Catedrático José Beltrán 2, 46980 Paterna, Valencia, Spain.

<sup>e</sup> Earth System Science Center/National Institute for Space Research, Av. dos Astronautas, 1758 - Jardim da Granja, Brazil.

<sup>f</sup> Departamento de Ciências Atmosféricas/ Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas/ Universidade de São Paulo, Rua do Matão, 1226, São Paulo SP 05508-090, Brasil

<sup>g</sup> National Institute for Amazon Research (INPA), Department of Environmental Dynamics, 2936, Av. André Araújo, Manaus, Amazonas 69067-375, Brazil

ha sido más evidente a partir de 1980 y se ha intensificado aún más desde 2000. Se evalúan las tendencias a largo plazo en el clima y la hidrología. Diversos estudios han reportado una intensificación del ciclo hidrológico y un alargamiento de la estación seca en el sur de la Amazonía. También se evalúan los cambios en las inundaciones y las sequías debido en gran parte a la variabilidad climática natural y al cambio del uso de la tierra. Por ejemplo, en la primera mitad del siglo XX se producían inundaciones extremas cada 20 años. Desde el año 2000, ha habido 1 inundación severa cada 4 años. Durante las últimas cuatro décadas, el norte de la Amazonía ha experimentado una mayor actividad convectiva y lluvia, en contraste con la disminución de la convección y la lluvia en el sur de la Amazonía. El cambio climático en la Amazonía tendrá impactos a escala regional y global. Se proyectan reducciones significativas en la precipitación para el este de la Amazonía. Esto tendrá consecuencias para la hidrología regional y, en consecuencia, una mayor vulnerabilidad de los servicios ecosistémicos para la población local y regional dentro y fuera de la Amazonía.

*Palabras clave: Amazonia, cambio climático, cambio de uso del suelo, calentamiento, transporte de humedad, sequía, inundaciones, modelos climáticos, variabilidad climática, tendencias climáticas*

### 22.1 Introducción

Este capítulo ofrece una revisión actualizada de la literatura sobre el clima y la hidrología en la cuenca Amazónica, incluyendo los estudios clásicos y nuevos desarrollados en las últimas décadas, con el objetivo de responder preguntas clave relevantes para el funcionamiento actual y futuro de la selva amazónica como regulador de clima local y regional: ¿Cuáles son las tendencias actuales en hidrometeorología, transporte de humedad y temperatura en la Amazonía? ¿Hay señales de intensificación o alteración del ciclo hidrológico? ¿Esto se debe a la variabilidad climática o al cambio climático inducido por el hombre? ¿Qué pasa con la duración de la estación seca? ¿Existe una creciente variabilidad de sequías e inundaciones en la Amazonía? De ser así, ¿se deben a El Niño (EN), el Atlántico tropical, el cambio del uso del suelo o a una combinación de factores? ¿Cómo variaron EN y la sequía en el pasado según lo sugerido por los registros paleoclimáticos? ¿Cuáles son los cambios esperados en el clima amazónico debido al aumento de los gases de efecto invernadero (GEI) y la deforestación? ¿Cuáles serían los impactos a escala regional y mundial?

### 22.2 Variabilidad de la temperatura y los extremos a largo plazo: Tendencias del calentamiento

Varios estudios han identificado tendencias positivas de la temperatura del aire en la Amazonía, cuya

magnitud depende de los datos (estaciones o datos basados en cuadrículas, reanálisis u observaciones satelitales), metodologías (lineales y no lineales), duración de los registros climáticos, región y temporada de los años. Un estudio inicial de Victoria *et al.* (1998) utilizó datos de estaciones para la Amazonía brasileña y cuantificó una tendencia creciente de  $+0,56^{\circ}\text{C/siglo}$  durante 1913-1995. Malhi y Wright (2004) estudian las tendencias de la temperatura en los bosques tropicales amazónicos. Utilizan el conjunto de datos de la Unidad de Investigación Climática (CRU, por sus siglas en inglés) para 1960-1998 y para el subperíodo de 1976-1998. Identifican tendencias de temperatura positivas, que fueron más pronunciadas en 1976-1998 para la región. Jiménez-Muñoz *et al.* (2013) actualizaron el análisis suministrado por Malhi y Wright (2004) utilizando el reanálisis ERA-Interim del Centro Europeo para Pronósticos de Mediano Plazo (ECMWF) para 1979-2012, y también datos de teledetección del Espectrorradiómetro de Imágenes de Resolución Moderada (MODIS) de los años 2000. Identifican patrones de calentamiento que varían estacional y espacialmente. Se identificó un fuerte calentamiento sobre el sureste de la Amazonía durante la estación seca (julio a septiembre), con una tasa de calentamiento de  $+0,49^{\circ}\text{C/década}$  durante 1979-2012, según datos de ERA-Interim (Gloor *et al.* 2015).

La Tabla 22.1 resume estos estudios y las tendencias para toda la cuenca amazónica o a nivel regional. A efectos de este trabajo, la Amazonía norte y sur se

**Tabla 22.1** Resumen de estudios sobre tendencias de temperatura en la Amazonía. Incluye región de la Amazonía, el periodo de los datos, el tipo de datos, la magnitud de la tendencia y la referencia.

Región	Periodo	Datos utilizados	Tendencia	Referencia
Amazonía brasileña	1913-1995	Estación	+0,56 °C/siglo	Victoria et al. (1998)
Amazonía occidental y central	1960-1998	CRU	-0,15 °C/década	Malhi y Wright (2004)
Amazonía nororiental	1960-1998	CRU	+0,1 °C/década	Malhi y Wright (2004)
Toda la Amazonía	1976-1998	CRU	+0,26 °C/década	Malhi y Wright (2004)
Amazonía del sur	1976-1998	CRU	+0,4 °C/década	Malhi y Wright (2004)
Amazonía nororiental	1976-1998	CRU	+0,2 °C/década	Malhi y Wright (2004)
Amazonía brasileña	1961-2000	Estación	+0,3° °C/década	Obregón y Marengo (2007)
Cuenca del río Trocantis:	1961-2000	Estación	+1,4 °C /década	Obregón y Marengo (2007)
Toda la Amazonía	1979-2012	ERA-Interino	+0,13 °C/década	Jiménez-Muñoz et al. (2013)
Toda la Amazonía	2000-2012	ERA-Interino	+0,22 °C/década	Jiménez-Muñoz et al. (2013)
Sudeste amazónico (julio-septiembre)	2000-2012	ERA-Interino	+1,22 °C/década	Jiménez-Muñoz et al. (2013)
Sudeste amazónico (julio-septiembre)	2000-2102	MODIS	+1,15 °C/década	Jiménez-Muñoz et al. (2013)
Toda la Amazonía	1980-2013	CRU	+0,7 °C	Gloor et al. (2015)
Sudeste amazónico (julio-septiembre)	1973-2013	Estación	+ 0,6°C	Almeida et al. (2017)
Toda la Amazonía	1950-2019	CRU, GISS	+ 0,6°C	Marengo et al. (2018)
Amazonia boliviana	1965-2004	Estación	+0,1 °C/década	Seiler et al. (2013)
Amazonia peruana	1965-2007	Estación	+0,09 °C/década	Lavado-Casimiro et al. (2013)
Manaus	1980-2015	Estación	+0,5 °C	Schöngart J y Junk WJ.

definen como la cuenca norte y sur de 5°S, respectivamente. Esta definición considera la diferencia en los ciclos estacionales de lluvia y el hecho de que la estación seca al sur de los 5°S puede tener meses con precipitación inferior a 100 mm, lo que no ocurre al norte de los 5°S (ver el Capítulo 5).

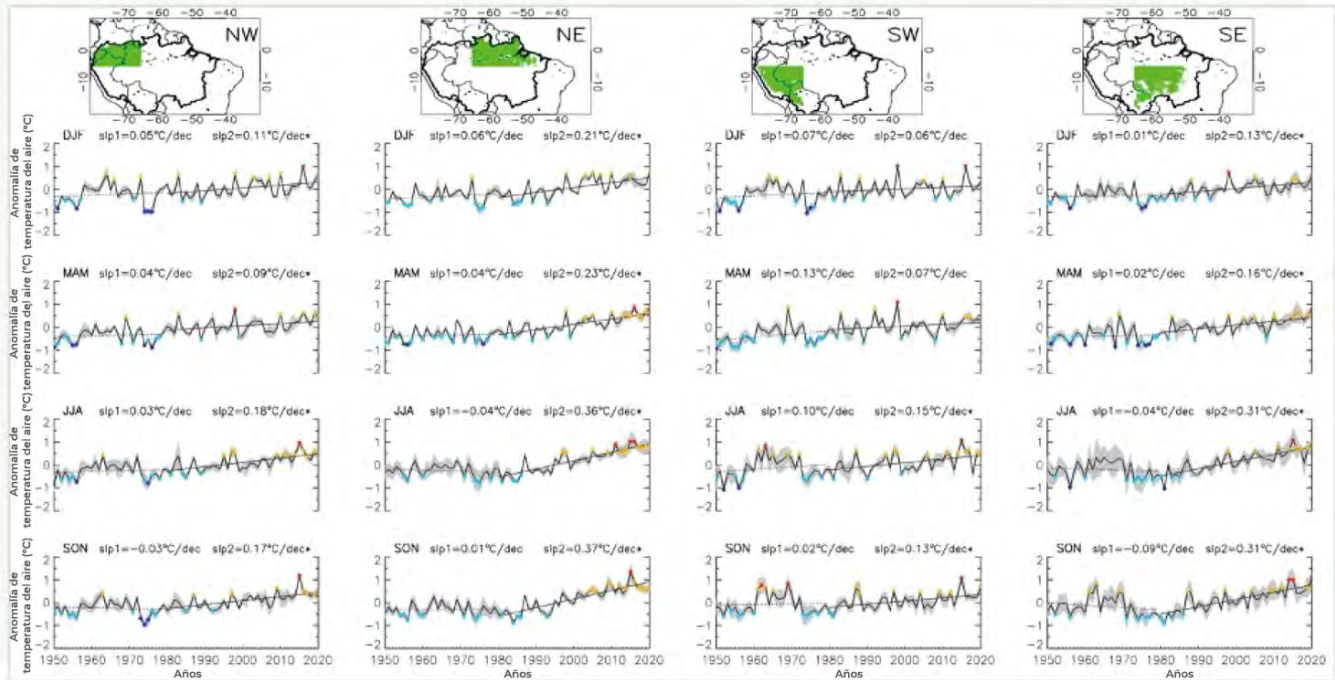
Todos los datos muestran que las últimas dos décadas fueron las más calientes, aunque existen algunas diferencias sistemáticas entre las tendencias estimadas por diferentes datos.

El año EN 2015/16 fue el año más caliente, seguido del año EN 1997/98 (Almeida et al., 2017; Marengo et al., 2018). Los análisis de los datos de temperatura de CRU y el reanálisis ERA 20C/ERA-Interim mostraron que 2016 fue el más caliente desde 1850, con un calentamiento de hasta +1°C anual y meses que superaron los +1,5 °C (Jiménez-Muñoz *et al.* 2016). Análisis posteriores mostrarán que 2020 fue uno de los cinco más cálidos de las últimas décadas.

Los registros históricos muestran una tendencia creciente para todas las estaciones. Se detectó una

mayor tasa de calentamiento para las temporadas junio-agosto (JJA) y septiembre-noviembre (SON) (Figura 22.1). Se observa un patrón contrastante Oeste-Este. Las tasas de calentamiento fueron casi el doble en la Amazonía oriental que en la Amazonía occidental. El calentamiento para 1980-2020 es mayor que el del periodo 1950-1979, especialmente en el este de la Amazonía. Este aumento reciente en la tasa de calentamiento no se observa sobre el suroeste de la Amazonía durante diciembre-febrero (DEF) y marzo-mayo (MAM), con incluso una ligera reducción en la tasa de calentamiento para el periodo 1980-2019. Sin embargo, las tendencias para el periodo 1950-1979 no son estadísticamente significativas.

Las anomalías calientes (frías) corresponden a eventos de El Niño (La Niña o LN), pero este vínculo se evidencia más claramente en el caso del calentamiento debido a EN que al enfriamiento debido a LN. Se registraron temperaturas significativas y anormalmente calientes durante las últimas dos décadas (2000-2019), especialmente en el este de la Amazonía. Las tasas de calentamiento más altas en



**Figura 22.1** Serie temporal de anomalías de temperatura del aire estacionales (DEF, MAM, JJA, SON) sobre diferentes sectores de la Amazonía (NW, NE, SW, SE) utilizando datos de la versión 4 de CRU (CRUTS4) para el periodo de referencia 1981- 2010. Los círculos naranja y rojo indican anomalías de temperatura que superan 1 desviación estándar ( $\sigma$ ) y  $2\sigma$ , respectivamente, mientras que los círculos azul claro y azul oscuro indican anomalías de temperatura por debajo de  $-1\sigma$  y  $-2\sigma$ , respectivamente. Las tendencias lineales para el periodo 1950-1979 y 1980-2020 están representadas por una línea discontinua y una línea continua, respectivamente. También se incluyen los valores de la pendiente para estos dos periodos (slp1, slp2).

el este de la Amazonía se atribuyen a los efectos del cambio de la cobertura terrestre y la posterior alteración del balance energético (Davidson *et al.* 2012). La cubierta terrestre por sí sola también juega un papel en el sureste de la Amazonía, donde los bosques tropicales están bordeados por otras cubiertas terrestres como el Cerrado y los pastizales. En contraste, la Amazonía occidental está influenciada por la barrera de los Andes y una transición de bosques tropicales montañosos a bosques de tierras bajas, donde las tendencias de temperatura disminuyen con la elevación (Malhi *et al.* 2017).

Las observaciones locales muestran que las temperaturas medias mensuales en Manaus aumentaron  $0,5^{\circ}\text{C}$  durante el periodo 1980-2015, y las temperaturas mínimas y máximas mensuales  $0,3^{\circ}\text{C}$  y  $0,6^{\circ}\text{C}$ , respectivamente, en relación con el promedio a largo plazo para el periodo 1910 -1979. Las temperaturas más altas registradas en Manaus desde 1910

ocurrieron durante la estación seca (septiembre) del año 2015. Los eventos EN fuertes, como en 1997/98 y 2015/16, tienen una fuerte influencia en las temperaturas del aire en la región central de la cuenca Amazónica (Jiménez-Muñoz *et al.* 2016). En septiembre de 2015, la temperatura máxima y mínima media diaria promedio mensual fue  $2.2\text{-}2.3^{\circ}\text{C}$  más alta en comparación con los promedios del mismo mes durante los cinco años anteriores (2010-2014). La temperatura máxima promedio para octubre de 1997 fue de  $3,1^{\circ}\text{C}$  por encima del promedio de este mes para los cinco años anteriores 1992-1996 (Schöngart y Junk 2020). Gatti *et al.* (2021) encontraron tendencias similares de calentamiento medio anual para toda la Amazonía ( $1,02 \pm 0,1^{\circ}\text{C}$ ), consistentes con el promedio mundial ( $0,9^{\circ}\text{C}$ ) entre 1979 y 2018. Sin embargo, las tendencias de calentamiento difieren entre los meses y los mayores aumentos se observaron en los meses de la estación seca de agosto, septiembre y octubre ASO ( $1,37 \pm 0,15^{\circ}\text{C}$ ).

Un estudio reciente de Khanna *et al.* (2020) intercompara las tendencias de temperatura de diferentes conjuntos de datos sobre el trópico. Muestran diferencias significativas entre conjuntos de datos, pero una fuerte tendencia al calentamiento en regiones de clima húmedo como la Amazonía. El calentamiento de la superficie sobre estas regiones se amplifica debido al efecto radiativo positivo de las nubes altas y el agua precipitable al atrapar la radiación de onda larga ascendente. Esto sugiere un papel dominante de la humedad atmosférica en el control de la respuesta regional de la temperatura de la superficie al calentamiento de los GEI.

Otros índices de temperatura también corroboran la tendencia al calentamiento en la Amazonía (Dunn *et al.* 2020). Se detectó una tendencia positiva en el número de noches cálidas y una reducción en el número de noches frías, particularmente en la última década. La mayor tendencia en días calientes se observó durante la temporada JJA. Este comportamiento puede atribuirse a una combinación de baja variabilidad de temperatura estacional/interanual con efectos de cambio de uso de la tierra. Seiler *et al.* (2013) reportaron una tasa de calentamiento sobre Bolivia de 0,1°C/década durante el periodo 1965-2004, siendo esta tasa de calentamiento más pronunciada sobre los Andes y durante la estación seca (JJA). De manera similar, Lavado-Casimiro *et al.* (2013) encontraron una tendencia de calentamiento significativa en la temperatura media de 0,09°C/década durante 1965-2007 en la zona de transición Amazonía-Andes peruana.

La conclusión general es que el calentamiento de la región amazónica es un hecho. La tendencia al calentamiento se evidencia mejor a partir de 1980, y se intensifica a partir de 2000, cuando ocurrieron tres sequías excepcionales en 2005, 2010 y 2015/16. El calentamiento en 2015-2016 alcanzó 1,2°C, mientras que en 2019-2020 el calentamiento fue de 1,1°C, convirtiéndose en el segundo más caliente desde 1960 en la Amazonía. La tendencia de calentamiento varía según el conjunto de datos (estación, conjuntos de datos cuadrículados, reanálisis o derivados de satélite), el periodo de tiempo para el cual se calculó la tendencia y la escala espacial (toda

la Amazonía o subregional). Debido a los diferentes regímenes climáticos sobre la Amazonía, la tendencia al calentamiento también depende de la estación y la región. La distribución estacional y espacial de las tendencias (con un fuerte calentamiento en el sureste de la Amazonía) es consistente con el gradiente climático a lo largo de la Amazonía, desde condiciones continuamente húmedas en el noroeste (con bajas tasas de calentamiento) hasta estaciones secas prolongadas y pronunciadas en el sureste de la Amazonía con altas tasas de calentamiento (Sección 22.3.2).

### **22.3 Variabilidad a Largo Plazo de la Hidrometeorología de la Región Amazónica y Andino-Amazónica**

#### **22.3.1 Variabilidad y tendencias a largo plazo de las lluvias y los ríos**

Se utilizaron los registros paleoclimáticos basados en polen, espeleotemas, carbón vegetal, sedimentos de lagos e inundaciones, sitios arqueológicos y anillos de árboles para reconstruir el clima amazónico. Hay indicios de que la región se vio afectada por sequías severas. Estas fueron más largas y probablemente de mayor magnitud que cualquiera observada en el periodo instrumental. Parsons *et al.* (2018) encontraron que la región ha experimentado regularmente sequías de varios años durante el último milenio. Meggers (1994) sugiere que la ocurrencia de eventos prehistóricos de mega-EN alrededor de 1500, 1000, 700 y 500 AP (antes del presente) influyeron en los afluentes de la Amazonía y en los sedimentos de inundación de la costa norte de Perú. Granato-Souza *et al.* (2020) utilizaron cronologías de anillos de árboles de *Cedrela odorata* del este de la Amazonía (cuenca del río Paru), para reconstruir los totales de precipitación de la estación húmeda para 1759-2016. Estos muestran eventos de sequía notables en el pasado, como un periodo de sequía de 18 años (1864-1881), que incluye también el evento EN 1877-1879.

Las tendencias históricas en la precipitación amazónica han sido reportadas en la literatura. Estas varían considerablemente entre los estudios, según el

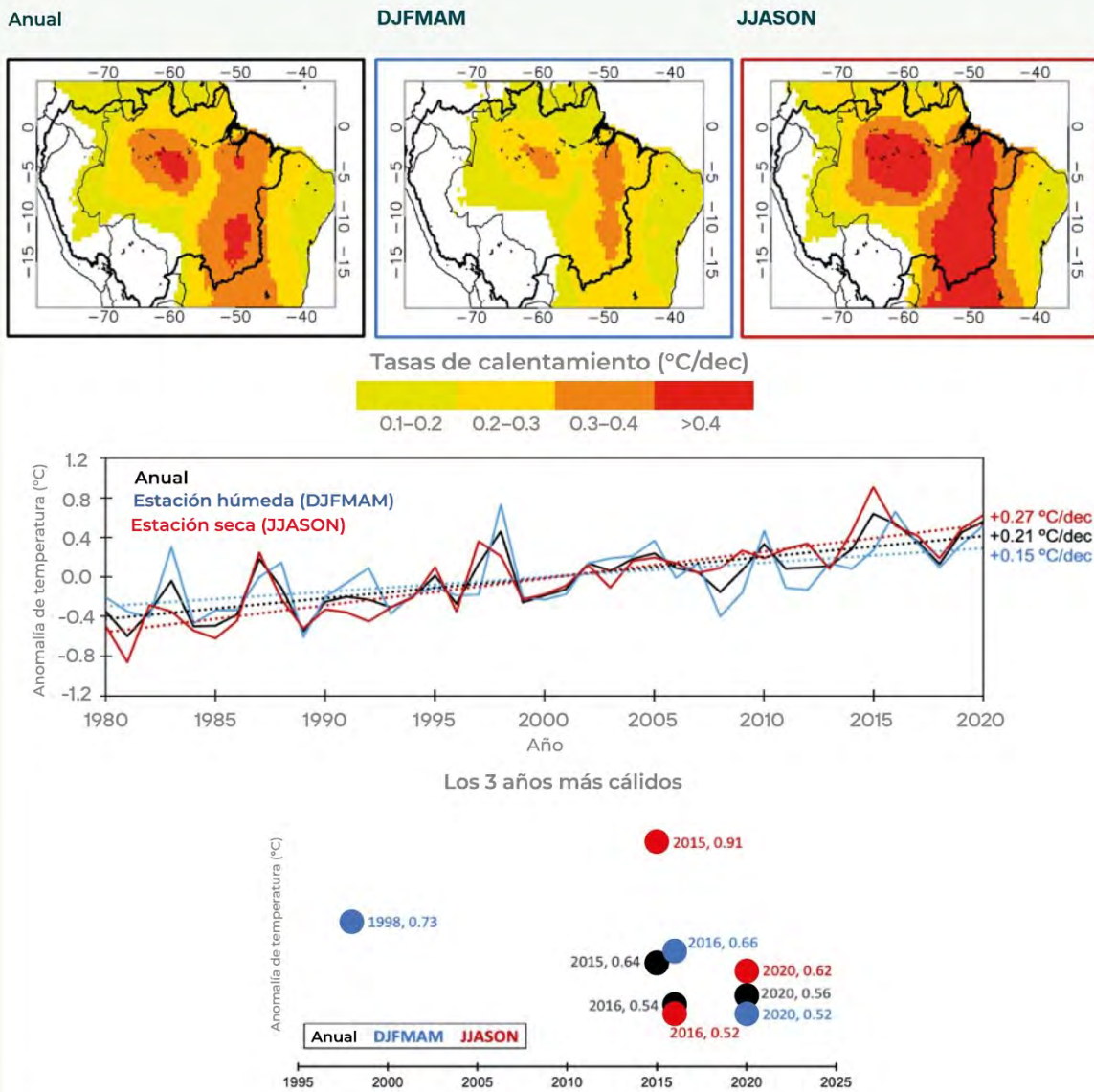
### Cuadro 22.1 El calentamiento en la región amazónica

El calentamiento de la cuenca amazónica es un hecho, pero la magnitud de la tendencia del calentamiento varía según el conjunto de datos utilizado y la duración de los registros de temperatura. Las intercomparaciones entre las tendencias de temperatura de diferentes conjuntos de datos muestran diferencias significativas entre los conjuntos de datos, pero en general, todos los conjuntos de datos muestran un calentamiento generalizado en las últimas décadas en la cuenca amazónica, con tasas de calentamiento más altas durante las estaciones secas (aproximadamente de junio a septiembre) (ver el Cuadro Figura 22.1).

Las tasas de calentamiento también varían con el periodo de tiempo considerado. Por lo tanto, los primeros estudios en 1998 cuantificaron un calentamiento de  $+0,56^{\circ}\text{C}/\text{siglo}$  durante 1913-1995 en la Amazonía brasileña usando datos de estaciones, mientras que estudios más recientes usando otros conjuntos de datos (datos de estaciones, datos cuadriculados, reanálisis y estimaciones de sensores remotos) evidenciaron un calentamiento creciente en el sur de la Amazonía durante la estación seca, a razón de  $+0,49^{\circ}\text{C}/\text{década}$  durante 1979-2012. También se observa un patrón espacial contrastado entre el oriente y el occidente de la Amazonía, con el oriente de la Amazonía (y especialmente el suroriente de la Amazonía), proporcionando una tasa de calentamiento casi dos veces mayor que el occidente de la Amazonía. Esto puede atribuirse a los efectos del cambio de la cobertura terrestre y las interacciones con el fuego y la sequía.

Las tendencias de calentamiento para el periodo reciente 1980-2019 son más altas que las tendencias durante el periodo 1950-2019. La tendencia al calentamiento se evidencia mejor a partir de 1980, y se intensifica a partir de 2000, cuando ocurrieron tres sequías excepcionales en 2005, 2010 y 2015/16. Todos los conjuntos de datos de temperatura muestran que las últimas dos décadas fueron las más cálidas, con El Niño año 2015/16 como el año más caliente seguido por El Niño año 1997/98. El año 2016 puede haber alcanzado el valor más alto de la anomalía en el último siglo, hasta  $+1^{\circ}\text{C}$  anual, con meses particulares superando los  $+1,5^{\circ}\text{C}$ . Otros índices de temperatura también corroboran la tendencia al calentamiento en la Amazonía, con aumentos en el número de noches cálidas y descensos en el número de noches frías, especialmente en la última década. Se observó una de las tendencias más fuertes de días cálidos sobre la Amazonía en todas las estaciones, pero especialmente durante la estación seca invernal.

A la luz de la discusión anterior, el calentamiento futuro de la Amazonía en  $4^{\circ}\text{C}$  o más podría inducir cambios en el ciclo hidrológico y en el funcionamiento del bosque. Evaluando las consecuencias de un cambio climático tan sustancial, se pueden anticipar varios efectos negativos en la Amazonía, entre ellos los cambios hidrológicos a corto plazo similares a los eventos asociados a las sequías extremas de 2005, 2010 y 2016, y las modificaciones a mayor escala temporal de características a gran escala, como la distribución de diferentes biomas.



**Figura Cuadro 22.1** Serie temporal de anomalías en la temperatura del aire sobre los bosques amazónicos (clase de cobertura terrestre de bosque siempreverde de hoja ancha) desde 1980 hasta 2018 utilizando la última versión del conjunto de datos CRUTS (v4.04). Se han extraído series temporales a nivel anual (negro) y semestral (primera mitad del año, DJFMAM, en azul, y segunda mitad del año, JJASON, en rojo). Las líneas discontinuas indican la tendencia lineal, incluyendo también el valor de la tendencia en °C por década.



conjunto de datos, el periodo y la duración de la serie temporal, la temporada y la región evaluada (Malhi y Wright 2004; Espinoza *et al.* 2009; Fernandes *et al.* 2015; Marengo *et al.* 2018). Para periodos recientes, la mayoría de los registros de lluvia comienzan en la década de 1960. El corto periodo de mantenimiento de registros dificulta la cuantificación de las tendencias a largo plazo en la región amazónica. Varios conjuntos de datos de precipitación (p. ej., Unidad de Investigación Climática, Centro de Climatología de Precipitaciones Globales [GPCC], Proyecto de Climatología de Precipitaciones Globales [GPCP], Precipitación infrarroja con datos de estación del Grupo de Riesgos Climáticos [CHIRPS], Misión de Medición de Precipitaciones Tropicales [TRMM], satélite y productos de reanálisis) están basados en pocas estaciones pluviométricas con registros cortos y baja cobertura espacial. Se han "llenado los vacíos" de estos conjuntos de datos mediante interpolación y estimaciones de datos satelitales. El hecho de que estos estudios consideren diferentes periodos en su análisis de tendencia complica la identificación de una tendencia de precipitación consistente y de largo plazo en la Amazonía y sus subregiones.

Los extremos de precipitación interanuales y la variabilidad de los ríos en la Amazonía pueden atribuirse, en parte, a las variaciones de la temperatura de la superficie del mar en los océanos tropicales. Esto se manifiesta como los extremos de El Niño-Oscilación del Sur en el Pacífico tropical y el gradiente meridional de la TSM en el Atlántico norte tropical. No se han identificado tendencias de precipitación total unidireccionales en la región en su conjunto. Sin embargo, a nivel regional y estacional la situación puede ser diferente (Espinoza *et al.* 2009; Satyamurty *et al.* 2010; Almeida *et al.* 2017; Marengo *et al.* 2018). Las variaciones decadales a largo plazo vinculadas a la variabilidad climática natural tienen una influencia significativa en las tendencias de la precipitación porque la mayoría de los registros de precipitación en la Amazonía solo están disponibles hasta cuatro décadas. Los cambios decadales en la precipitación amazónica se han atribuido a los cambios de fase de la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO), la Oscilación del Pacífico Interdecadal (OPI) y

la Oscilación Multidecadal del Atlántico (OMA) (Andreoli y Kayano 2005; Espinoza *et al.* 2009; Aragão *et al.* 2018). Fernandes *et al.* (2015) muestran que las fluctuaciones decadales de lluvia sobre la Amazonía occidental varían estrechamente con las del gradiente norte-sur de la TSM del Atlántico tropical y subtropical. Esto también es evidente en el registro de 250 años de totales de precipitación reconstruidos a partir de datos de anillos de árboles (Granato-Souza *et al.* 2020).

Los estudios que analizan las tendencias de la precipitación en la Amazonía durante las últimas cuatro décadas muestran una tendencia opuesta nortesur, que incluye un aumento de la precipitación en el norte de la Amazonía y una disminución en el sur de la Amazonía. Estas tendencias pueden ser consecuencia de la intensificación del ciclo hidrológico en la región (Gloor *et al.* 2013; Barichivich *et al.* 2018; Garcia *et al.* 2018). Esta intensificación significa una mayor variabilidad climática, reflejada por el aumento de eventos hidroclimáticos extremos recientes debido a los vientos alisios del noreste más fuertes que transportan humedad hacia la Amazonía (como se observa en la Figura 22.2 a). Alves (2016) detectó una tendencia negativa de lluvias estadísticamente significativa en el sur de la Amazonía en la transición de la estación seca a la húmeda durante 1979-2014. Trabajos recientes de Espinoza *et al.* (2019a) muestran que mientras que el sur de la Amazonía exhibe tendencias negativas en precipitación totales y extremas, en el norte de la Amazonía ocurre lo contrario, particularmente durante la estación húmeda. Wang *et al.* (2018) combinan observaciones satelitales e *in situ* y revelan cambios en la precipitación amazónica tropical sobre el norte de la Amazonía. Según estos autores, la precipitación ha aumentado significativamente entre +180 y +600 mm en la estación húmeda durante la era de los satélites (1979 a 2015). Debido al aumento de la precipitación en el norte de la Amazonía, la tendencia general de la precipitación a escala de cuenca mostró un aumento de 2,8 mm/año para el periodo 1981-2017 (Paca *et al.* 2020).

Los datos del nivel de agua del Río Negro en Manaus, cerca de su confluencia con el Río Solimões (Amazo-

nas), comenzaron a ser registrados en septiembre de 1902 (Figura 22.2). La amplitud media entre los niveles de agua máximos (inundaciones) y mínimos (sequías) anuales es de 10,22 m (1903-2015) (Schöngart y Junk 2020). Barichivich *et al.* (2018) indican un aumento significativo del nivel medio diario del agua de aproximadamente 1 m durante este periodo de 113 años. Además, los autores observaron un aumento de cinco veces en eventos de inundaciones severas que resultaron en la ocurrencia de amenazas de inundaciones severas durante las últimas dos décadas en la Amazonía central (2009, 2012-2015, 2017, 2019) y sequías en 2005, 2010 y 2015-16. Durante las últimas tres décadas, la amplitud media de los niveles de agua en Manaus aumentó. El río Negro subió casi 1,5 m en comparación con el periodo anterior (Schöngart y Junk 2020). Este crecimiento se debe principalmente a un aumento en toda la cuenca de la escorrentía del río durante la estación húmeda y una ligera disminución en la descarga durante la estación seca, definida como la intensificación del ciclo hidrológico (Gloor *et al.* 2013), aunque las tendencias varían sustancialmente entre las subcuencas (Espinoza *et al.* 2009; Gloor *et al.* 2015).

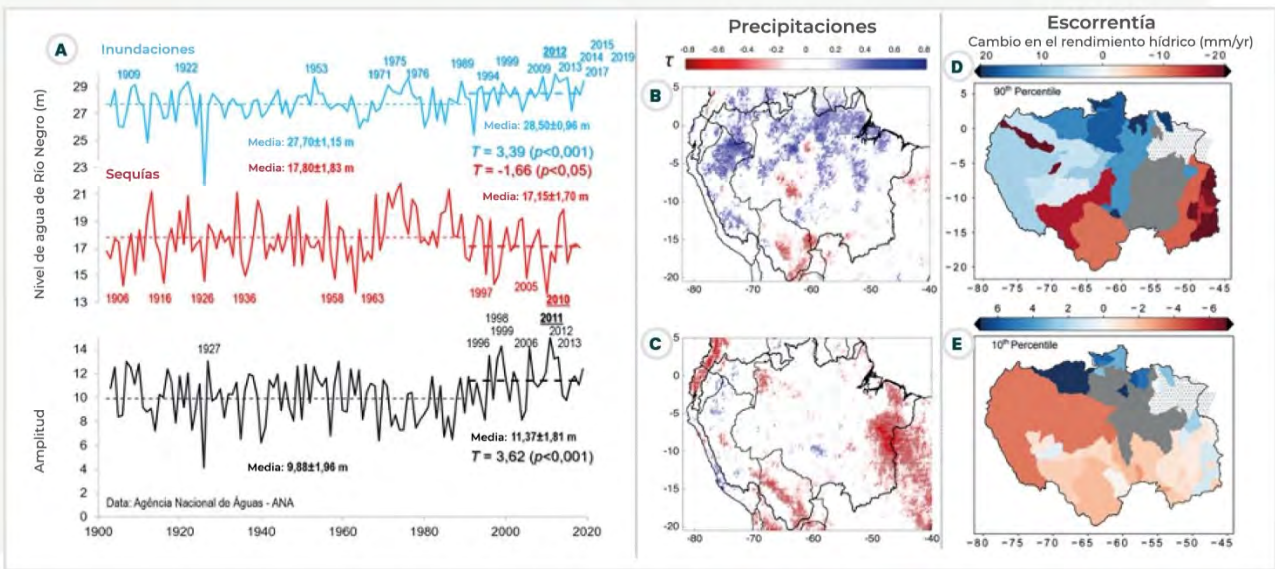
Como se vio en secciones anteriores, la intensificación del ciclo hidrológico en la Amazonía ha sido reportada en varios estudios. El calentamiento sustancial del Atlántico tropical desde la década de 1990 juega un papel central en esta tendencia (Gloor *et al.* 2013; Wang *et al.* 2018). El calentamiento del Atlántico tropical aumentó el vapor de agua atmosférico, que los vientos alisios importan a la cuenca norte de la Amazonía. Esto aumenta la precipitación y la descarga, especialmente durante la temporada de lluvias (Gloor *et al.* 2013, 2015; Heerspink *et al.* 2020). El enfriamiento simultáneo del Pacífico ecuatorial durante este periodo aumentó las diferencias en la presión a nivel del mar y TSM entre ambos océanos tropicales, lo que resultó en un fortalecimiento de la circulación atmosférica que induce la lluvia, con los vientos alisios y la convección profunda sobre la Amazonía, denominada circulación Walker. Esta circulación representa una celda directa orientada

zonalmente a lo largo del ecuador inducida por el contraste entre las aguas cálidas del Pacífico occidental y las aguas más frías del Pacífico oriental (McGregor *et al.* 2014; Gloor *et al.* 2015; Barichivich *et al.* 2018).

Los registros de descarga de los ríos Negro, Solimões, Madeira y Amazonas muestran tendencias negativas significativas ( $p < 0,05$ ) durante los periodos de aguas bajas desde mediados de la década de 1970 (Espinoza *et al.* 2009; Lavado-Casimiro *et al.* 2013; Marengo *et al.* 2013; Gloor *et al.* 2015; Molina-Carpio *et al.* 2017). Estos estudios muestran inundaciones en los cuatro ríos según lo indicado por sus niveles máximos de agua alcanzados en 2014. Además, se puede observar que el nivel máximo de agua del Río Negro (Manaus) en 2005 fue de 28,10 cm por encima del promedio de largo plazo (1903-2015). Finalmente, se puede notar una débil tendencia positiva en los niveles de Manaus y Óbidos desde fines de la década de 1980 (Gráfico 22.2).

Las tendencias hidroclimáticas en la región andino-amazónica son altamente sensibles a la región específica y al periodo considerado. La información a largo plazo generalmente está disponible a partir de 1970 o 1980 en una red meteorológica de baja densidad. La tan baja densidad y los registros cortos hacen que sea particularmente difícil identificar tendencias claras en la precipitación en la mayoría de los valles interandinos de la cuenca alta de la Amazonía (Lavado-Casimiro *et al.* 2013; Carmona y Poveda 2014; Posada-Gil y Poveda 2015; Heidinger *et al.* 2018). En varias cuencas del norte andino-amazónico, las tendencias de precipitación tienen signos opuestos (Carmona y Poveda, 2014; Pabón-Caicedo *et al.* 2020). Sin embargo, en las tierras bajas amazónicas de Colombia, Ecuador y el norte de Perú, la precipitación ha ido en aumento desde la década de 1990, como se observa en la mayor parte de la cuenca Amazónica al norte de 5° S (Espinoza *et al.* 2009; Wang *et al.* 2018; Jimenez *et al.* 2019; Paca *et al.* 2020), donde se ha documentado un crecimiento de la precipitación de alrededor del 17% durante la estación húmeda (Espinoza *et al.* 2019a).

El aumento de la precipitación sobre esta región se

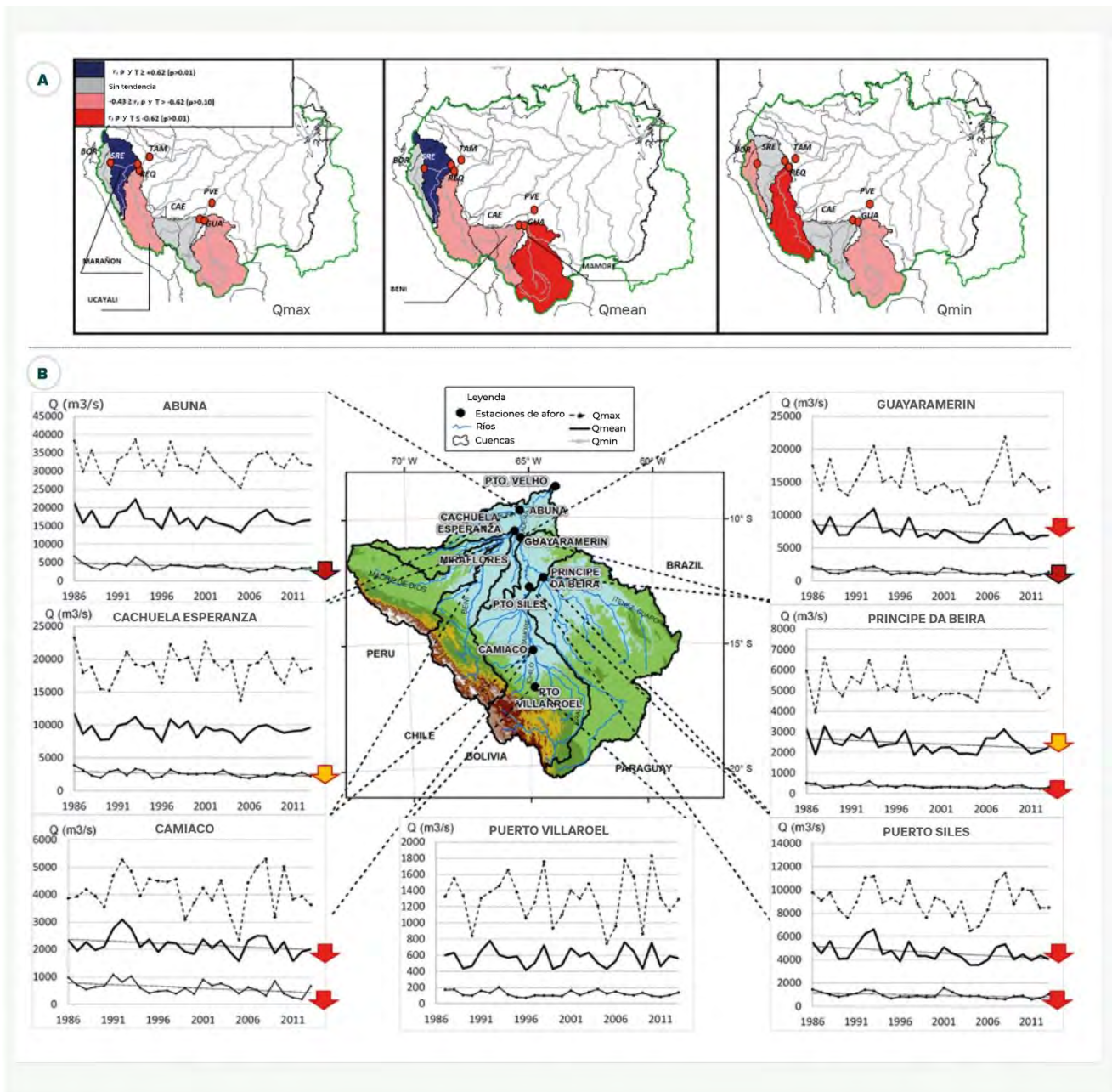


**Figura 22.2** a) Variabilidad anual máxima (inundaciones, azul) y mínima (sequías, rojo) del nivel de agua del Río Negro en Manaus (1903-2020). Se indican los años correspondientes a eventos hidrológicos extremos. La amplitud anual del nivel del agua (sequías menos inundaciones) se muestra en negro. Adaptado de Schöngart y Junk (2020) con base en datos de la Agencia Nacional de Aguas de Brasil (ANA). b) Distribución espacial de los valores del coeficiente de Kendall ( $p < 0,05$  se indican con un punto oscuro) que muestra la tendencia de la frecuencia de días húmedos de 1981 a 2017 ( $>10$  mm/día) durante la temporada de marzo a mayo. c) Como b, pero para días de lluvia ( $>1$  mm/día) durante la temporada de septiembre-noviembre. b) y c) utilizar datos CHIRPS. Adaptado de Espinoza *et al.* (2019a). © Climate Dynamics. Reimpreso con permiso de Springer Nature. d) y e) pendiente de cambio en los percentiles 90 y 10 de escorrentía (mm/año), respectivamente, para el periodo 1980-2014. Las áreas en gris no representan una tendencia significativa y las áreas con puntos negros representan donde no hay datos. De Heerspink *et al.* (2020). © Journal of Hydrology: Regional Studies. CC license.

ha relacionado con una intensificación de las células de Walker y Hadley. Esto mejora la convergencia y la actividad convectiva hacia el ecuador (p.ej., Arias *et al.* 2015; Espinoza *et al.* 2019a). En consecuencia, desde mediados de la década de 1990, la descarga de los ríos en los principales afluentes del noroeste del río Amazonas muestra valores más altos durante la temporada de aguas altas (p. ej., ríos Caquetá-Japurá y Marañón, Figuras 22.2 y 22.3). En la estación Santo Antonio do Iça (río Caquetá-Japurá) se reportó un aumento de descarga del 16% durante la temporada de aguas altas para el periodo 1992-2004 en comparación con el periodo 1974-1991 (Espinoza *et al.* 2009; Posada-Gil y Poveda 2015). El aumento de la precipitación y descargas en la región andino-amazónica noroccidental contribuye a la intensificación de las inundaciones extre

mas en el cauce principal del río Amazonas en Brasil durante las últimas tres décadas (Barichivich *et al.* 2018).

En la parte sur de las cuencas andino-amazónicas peruanas se ha documentado una disminución de la precipitación desde mediados de la década de 1960 (por ejemplo, Silva *et al.* 2008; Lavado-Casimiro *et al.* 2013; Heidinger *et al.* 2018), por lo que se reportó disminución de caudales durante la temporada de aguas bajas en los ríos que drenan desde el sur, como el río Ucayali en Perú. También se detectó una disminución de la descarga anual aguas abajo en Tamshiyacu (Río Amazonas en Perú) y Tabatinga (río Solimões superior en Brasil) (p. ej., Lavado-Casimiro *et al.* 2013; Posada-Gil y Poveda 2015; Marengo y Espinoza 2016; Ronchail *et al.* 2018; Heers



**Figura 22.3** Tendencias de descarga en los ríos amazónico-andinos de Ecuador, Perú y Bolivia: a) Tendencias de descarga para el máximo anual ( $Q_{m\acute{a}x}$ , panel izquierdo), la media anual ( $Q_{media}$ , centro) y la descarga mínima anual ( $Q_{min}$ , derecha) calculadas en las estaciones Borja (BOR) y San Regis (SRE) en el río Marañón, Requena (REQ, Ucayali), Cachuela Esperanza (CAE, Beni) y Guayaramerin (GUA, Mamoré) para el periodo 1990-2005. Los colores indican el signo y la fuerza de las tendencias estimadas utilizando los coeficientes de Pearson ( $r$ ), Spearman rho ( $\rho$ ) y Kendall Tau (T). Adaptado de Espinoza *et al.* (2009) basado en datos del observatorio SNO-HYBAM. © Journal of Hydrology. Reimpreso con permiso de Elsevier. b) Evolución 1985-2013 de  $Q_{m\acute{a}x}$ ,  $Q_{media}$  y  $Q_{min}$  en los principales ríos de la Amazonía boliviana. Las flechas indican tendencias negativas en  $p < 0,1$  (amarillo),  $p < 0,05$  (rojo) y  $p < 0,01$  (negro rojo) de niveles significativos. Adaptado de Molina-Carpio *et al.* (2017) basado en datos del observatorio SNO-HYBAM.

pink *et al.* 2020). Por ejemplo, como resultado de la disminución de las lluvias, la descarga durante la temporada de aguas bajas en la estación Tabatinga, que drena las lluvias sobre las cuencas andino-amazónicas, disminuyó en un 14% en el periodo 1969-2006 (Lavado-Casimiro *et al.* 2013).

En la Amazonía boliviana se identificó una tendencia positiva de precipitación en el periodo 1965-1984, y una disminución de la precipitación para el periodo 1984-2009 (Seiler *et al.* 2013). La disminución de la precipitación desde la década de 1980 se observa principalmente en la parte sur de la cuenca boliviana del Madeira, involucrando las cuencas de Mamoré y Guaporé (Figura 22.3). En relación con los cambios en la precipitación, la descarga del río durante la temporada de aguas bajas en la estación de Porto Velho en el río Madeira superior muestra una disminución significativa de alrededor del 20% desde la década de 1970 (Espinoza *et al.* 2009; Lopes *et al.* 2016; Molina-Carpio *et al.* 2017). La disminución de la descarga en la estación Porto Velho fue detectada para el periodo 1974-2004 (antes del inicio de operaciones de las centrales hidroeléctricas Santo Antonio y Jirau) y confirmada para el periodo 1967-2013. También se observa disminución de caudales en los ríos Mamoré y Guaporé (afluentes del sur del río Madeira) en las estaciones Príncipe da Beira (Guaporé), Puerto Siles (Mamoré), Guayaramerín (Mamoré) y Abuña (alto Madeira) para el periodo 1985-2013 (Molina-Carpio *et al.* 2017). El periodo aquí analizado fue antes de la construcción de las represas hidroeléctricas de Santo Antonio y Jirau a lo largo del cauce principal del río Madeira. La disminución de la descarga sobre esta región está relacionada con la disminución de la precipitación y el alargamiento de la estación seca en el sur de la Amazonía (ver la Sección 22.3.2).

Para las cuencas de Tocantins e Itacaiúnas, no se observó una tendencia significativa en los patrones de lluvia. Sin embargo, en el río Tocantins se observó una disminución significativa en la descarga durante la temporada de aguas altas para el periodo 1980-2014 (Heerspink *et al.* 2020; Figura 22.2). En el río Itacaiúnas se observó una importante tendencia ascendente en el mínimo (flujo base). Esto puede

atribuirse al aumento de la deforestación y al cambio de uso de la tierra (Oti y Ewusi 2016). Esta conclusión se basa en la inexistencia de tendencias en los patrones de caudal máximo y medio del río Itacaiúnas, la falta de cambio en los patrones de lluvia y la tendencia al alza significativa en el mínimo (caudal base) del río Itacaiúnas pero no en el Río Tocantins. Los estudios de Timple y Kaplan (2017) muestran el impacto de la represa hidroeléctrica Tucuruí que resultó en un aumento de los niveles mínimos de agua y una disminución de los niveles máximos de agua durante el periodo operativo en contraste con las condiciones previas a la represa.

Previamente, Costa *et al.* (2003) compararon la descarga del río Tocantins (aguas arriba de la represa Tucuruí) durante periodos de pequeña y gran deforestación en el área de captación. Descubrieron que la deforestación aumentó la descarga máxima de agua y que ocurrió más temprano en la temporada, en comparación con el periodo de deforestación reducida. Los autores compararon la descarga mensual del río Tocantins entre periodos con cambios de uso de suelo pequeños (1949-1968) y sustanciales (1979-1998) en el área de captación. Entre ambos periodos los autores observaron un crecimiento del 24% en el caudal medio anual y del 28% del caudal durante el periodo de crecida, aunque no se observó diferencia significativa en la precipitación entre ambos periodos. Otros factores que conducen a cambios en los ciclos hidrológicos están relacionados con cambios en el uso del suelo, como la deforestación a gran escala en las cuencas para la agricultura y la ganadería (Costa *et al.* 2003; Davidson *et al.* 2012, Heerspink *et al.* 2020; ver también los Capítulos 19, 23 y 24).

Se esperan cambios masivos y abruptos en los regímenes de caudal de las centrales hidroeléctricas que modifican el ciclo hidrológico aguas abajo de las represas, lo que resulta en perturbaciones espaciotemporales complejas de las llanuras aluviales aguas abajo de las represas (Anderson *et al.* 2018; Resende *et al.* 2019). Se están construyendo o planeando múltiples represas para las cuencas de los ríos Tapajós, Xingú, Tocantins-Araguaia, Marañón y muchas otras en la Amazonía. Estos tendrán efectos

acumulativos y en cascada en el ciclo hidrológico aguas abajo (Timpe y Kaplan 2017).

Estas perturbaciones afectan el funcionamiento integral de las llanuras aluviales, provocando pérdidas masivas de biodiversidad y servicios ambientales, en detrimento del bienestar de los pueblos indígenas, las comunidades locales y la sociedad en general (ver el Capítulo 20). Se pueden esperar sinergias de uso de la tierra y cambios climáticos, especialmente para los afluentes del sur, como las cuencas de Madeira, Tapajós, Xingú y Tocantins-Araguaia, que experimentaron altas tasas de deforestación de sus cuencas en las últimas décadas, la construcción de varias represas hidroeléctricas y aumentar la duración de la estación seca (Timpe y Kaplan 2017).

En resumen, los estudios mencionados han documentado el papel clave de la variabilidad hidroclimática en los ríos andino-amazónicos y amazónicos bajos, como el alto Madeira, el alto Solimões, Caquetá-Japurá, Tocantins y Negro, para una comprensión amplia de la sistema hidrológico de toda la cuenca amazónica. Esto incluye escalas de tiempo estacionales e interanuales, así como tendencias hidrológicas a largo plazo, eventos extremos y balances de aguas superficiales y atmosféricas (p. ej., Builes-Jaramillo y Poveda 2018).

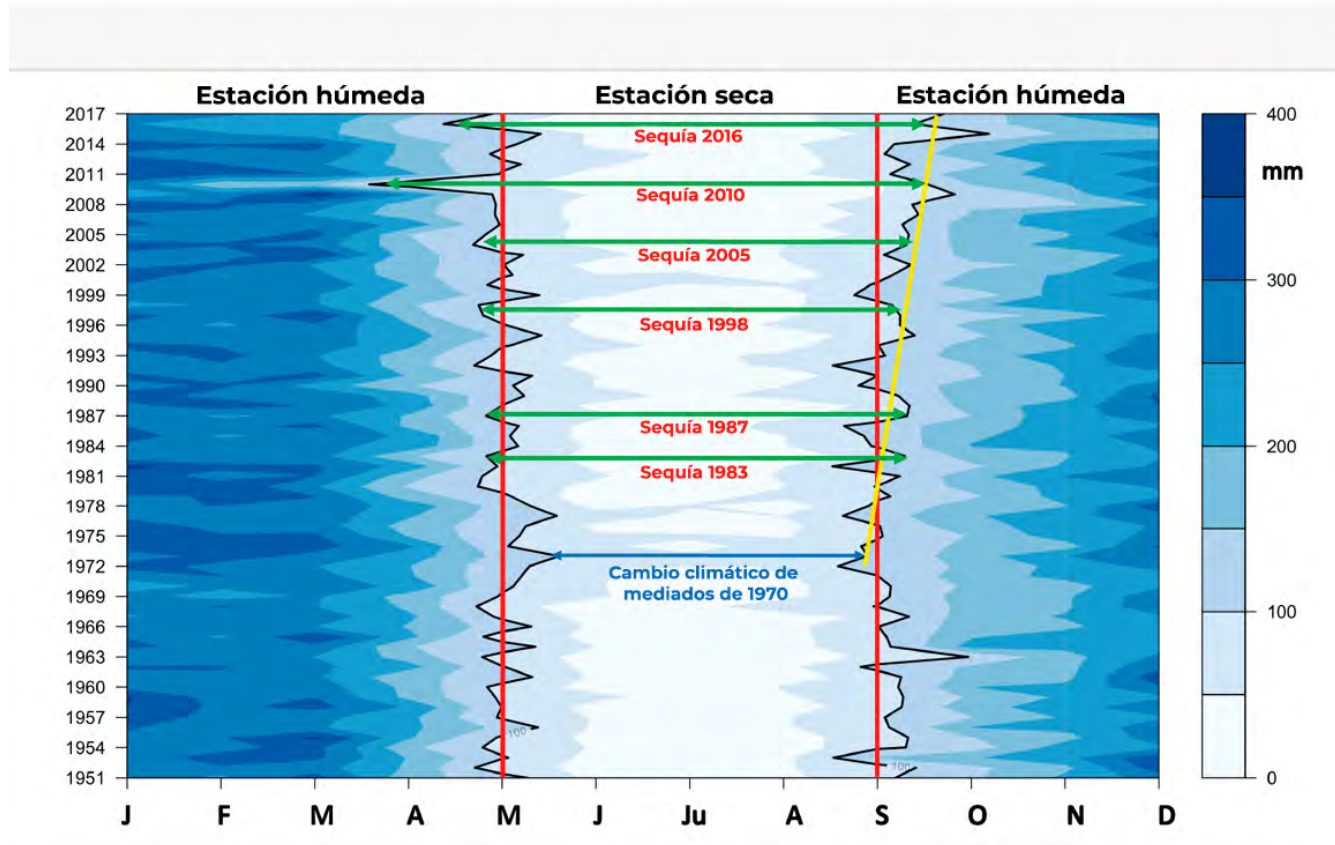
### 22.3.2 Variabilidad de la estación lluviosa y seca

La lluvia que cae en las estaciones húmedas ayuda al bosque a sobrevivir en las estaciones secas ya que el agua está fácilmente disponible en los suelos y las raíces (ver el Capítulo 7). Las estaciones secas en la Amazonía se han vuelto más largas en los últimos años, lo que ha provocado una mayor pérdida de bosques y un mayor riesgo de incendios. Varios estudios han mostrado evidencia del alargamiento de la estación seca de la región, principalmente en el sur de la Amazonía, desde la década de 1970 (Marengo *et al.* 2011, 2018; Fu *et al.* 2013 y referencias en el mismo). Esta tendencia puede estar relacionada con la influencia a gran escala de los gradientes meridionales de TSM en el Atlántico Norte y Sur,

o la fuerte influencia de la ET de la estación seca en respuesta a un incremento estacional de la radiación solar (Fu y Li 2004; Butt *et al.* 2011; Lewis *et al.* 2011; Dubreuil *et al.* 2012; Fu *et al.* 2013; Alves 2016; Marengo *et al.* 2018), un desplazamiento hacia los polos de los chorros de altura subtropicales del hemisferio sur (Fu *et al.* 2013), y una contracción hacia el ecuador de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) en el sector Atlántico (Arias *et al.* 2015). Arias *et al.* (2015), Espinoza *et al.* (2019b) y Leite-Filho *et al.* (2019) identificaron una disminución de la precipitación en la parte sur de la cuenca amazónica peruana, brasileña y boliviana durante la estación seca, que está asociada con un retraso en el inicio del Sistema Monzónico Sudamericano (SAMS) y un mayor hundimiento atmosférico en esta región (Espinoza *et al.* 2019b; Leite-Filho *et al.* 2019). De hecho, estos cambios atmosféricos también están relacionados con el aumento de la duración de la estación seca documentado en la cuenca sur de la Amazonía desde la década de 1970.

Varios estudios también han investigado la estacionalidad de las lluvias, mostrando cambios en las últimas décadas. La temporada de lluvias en el sur de la Amazonía ahora comienza casi un mes más tarde que en la década de 1970, como lo muestran Marengo *et al.* (2011) (Figura 22.4). En los años de sequía 2005, 2010 y 2016, así como en sequías anteriores, la temporada de lluvias comenzó tarde y/o la temporada seca duró más (Marengo *et al.* 2011; Alves 2016). Fu *et al.* (2013) cuantificaron este aparente alargamiento de la estación seca, con un incremento de alrededor de  $6,5 \pm 2,5$  días por década sobre la Amazonía sur desde 1979. Durante la sequía de 2015/16, el inicio de la temporada de lluvias en 2015 ocurrió entre 10 y 15 días después de la fecha de inicio normal. Gatti *et al.* (2021) muestran que la precipitación media anual no ha cambiado significativamente, pero de manera similar a las tendencias de temperatura, la precipitación de agosto a octubre ha disminuido en un 17%, lo que mejora el contraste entre la estación seca y la estación húmeda.

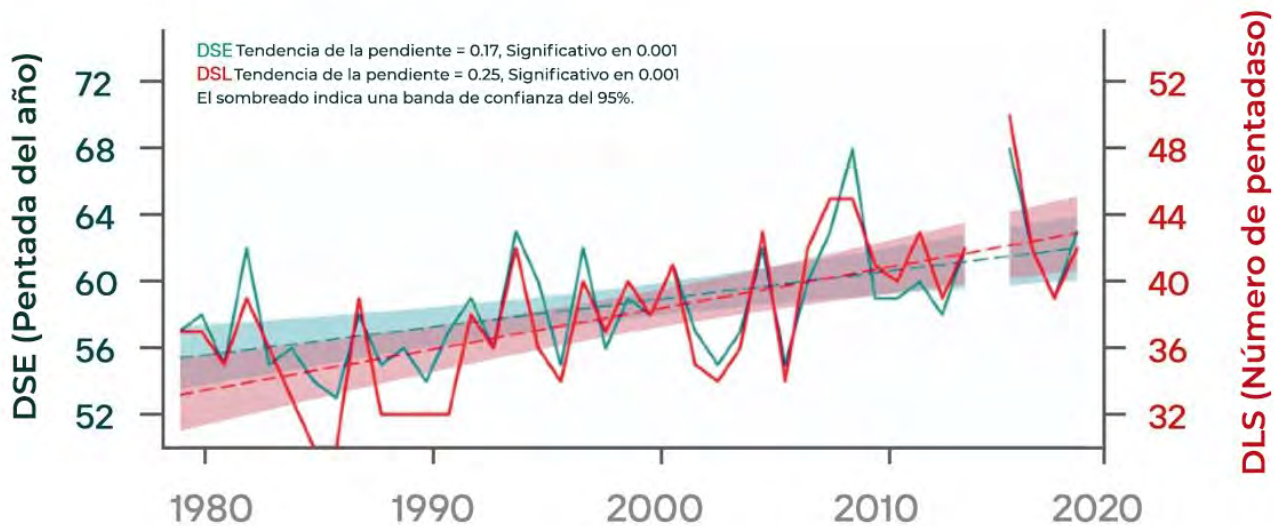
La duración de la estación seca también presenta



**Figura 22.4** Diagrama de Hovmoller que muestra la precipitación mensual desde 1951 hasta 2017 para el sur de la Amazonía (mm/mes). La isolínea de 100 mm/mes es un indicador de meses secos en la región (Sombroek 2001). Los años de sequía se indican con líneas verdes. Las líneas rojas muestran el inicio y el final promedio de la temporada de lluvias (Marengo *et al.* 2018, © Frontiers in Earth Science). La línea amarilla muestra la tendencia a una estación seca más prolongada después del cambio climático de mediados de los años setenta. Este cambio climático detectado en 1976-1977 muestra un cambio de temperatura de la superficie del mar fría a cálida en el Océano Pacífico tropical, que ha sido asociado con un cambio de fase del índice de Oscilación Decadal del Pacífico (Jacques-Coper y Garreaud 2015).

variaciones interanuales y decenales vinculadas a la variabilidad climática natural, aparentemente relacionadas con el cambio climático de la década de 1970 (Figura 22.5). Wang *et al.* (2011), Alves *et al.* (2017), y Leite-Filho *et al.* (2019) sugieren que el cambio de uso del suelo influye en la duración de la estación seca en la Amazonía, con una estación seca más prolongada y un inicio tardío de la estación lluviosa. Una estación seca más larga y el inicio tardío de la estación de lluvias pueden tener impactos directos en el riesgo de incendios y la hidrología de la región, aumentando la vulnerabilidad regional a la sequía. Wright *et al.* (2017) destacan los mecanismos por los cuales las interacciones entre los

procesos de la superficie terrestre, la convección atmosférica y la quema de biomasa pueden alterar el momento del inicio de la estación húmeda (Zhang *et al.* 2009). Además, brindan un marco mecánico para comprender cómo la deforestación y los aerosoles producidos por la quema de biomasa al final de la estación seca pueden alterar el inicio de la estación lluviosa, lo que posiblemente provoque una retroalimentación que mejore las condiciones de sequía (Costa y Pires 2010; Lejeune *et al.* 2016). Trabajos recientes de Agudelo *et al.* (2018) y Arias *et al.* (2020) muestran que las estaciones secas más largas en el sur de la Amazonía también están relacionadas con un mayor contenido de humedad atmosférica en el



**Figura 22.5** Serie de tiempo anual de la duración de la estación seca (DSL, línea roja) y las fechas de finalización de la estación seca (DSE, línea azul) (en unidades de pentada o 5 días) en el sur de la Amazonía, cómo aumenta la duración de la estación seca a una tasa de  $12,5 \pm 2,5$  días por década debido a un retraso en el final de la estación seca a una tasa de  $8,8 \pm 2,5$  días por década para el periodo 1979-2019. En el eje izquierdo, la pentada 55 corresponde al 2 al 7 de septiembre de la fecha del calendario, y la pentada 70 corresponde al 10 al 15 de diciembre. El DSL y el DSE se derivan de los datos de precipitación diaria del Centro de Predicción del Clima (CPC) de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA). La tendencia lineal está determinada por un ajuste de mínimos cuadrados. Las tendencias son significativas ( $p < 0,01$ ) y los tonos muestran los intervalos de confianza del 95% para las tendencias.

Caribe y el norte de América del Sur, cambios en el transporte de humedad y el reciclaje de humedad en el sur de la Amazonía. Esto puede deberse a una mayor contribución de vapor de agua de las regiones oceánicas y al crecimiento de la convergencia de la humedad superficial sobre la región ecuatorial vinculada a anomalías de temperatura superficial cálida sobre el Atlántico tropical.

El análisis de 40 años de datos de temperatura y precipitación sobre la Amazonía por Gatti *et al.* (2021) muestra la relación entre la extensión de la deforestación, la disminución de la precipitación y el aumento de la temperatura, principalmente durante la estación seca, con diferentes tendencias observadas para la Amazonía oriental, occidental y para toda la Amazonía.

Los motivos del inicio tardío de la temporada de lluvias no se entienden completamente, y los autores

agregan evidencia a la idea de que la deforestación probablemente está jugando un papel (Wright *et al.* 2017). Leite-Filho *et al.* (2019) muestran un retraso del inicio de la temporada de lluvias de aproximadamente 4 días por década por cada 10% de área deforestada en relación con el área boscosa existente. Tal interacción entre la ET y la lluvia podría reducir aún más la ET y aumentar la sequía en la Amazonía. Staal *et al.* (2020) relacionan las fluctuaciones observadas en las tasas de deforestación con la intensidad de la estación seca y hay que la deforestación ha contribuido al aumento de la severidad de las estaciones secas en Bolivia, el sur de Brasil y Perú, y cómo esto conduce a una mayor pérdida de bosques.

### 22.3.3 Sequías e inundaciones históricas e influencias de ENOS o del Atlántico Tropical

Es bien sabido que la fuerte variabilidad interanual de la precipitación sobre la cuenca Amazónica tiene



**Tabla 22.2** Historia de sequías e inundaciones en la Amazonía, indicando si están relacionadas con condiciones de El Niño, La Niña o TSM en el Atlántico tropical. Las referencias enumeradas en la tabla son de estudios que evalúan las causas y los impactos de las sequías o inundaciones en la región. EN= El Niño, LN=La Niña, ANT=Atlántico Norte Tropical, TSA=Atlántico Sur Tropical, AST=Atlántico Sur Subtropical, IP=Océano Indo-Pacífico. Actualizado de Marengo y Espinoza (2016), Marengo *et al.* (2018) y Espinoza *et al.* (2019 a, b).

Año	Evento Estacional Extremo	Causas
1906	Sequía	EN (Los índices E y C sugieren un evento CP fuerte en 1905 y eventos EP y CP débiles en 1906)
1909	Inundación	?
1912	Sequía	EN-E
1916	Sequía	EN
1922	Inundación	?
1925-26	Sequía	EN
1936	Sequía	?
1948	Sequía	EN
1953	Inundación	LN débil
1958	Sequía	EN
1963-64	Sequía	ANT cálida
1971	Inundación	LN?
1975	Inundación	LN?
1976	Inundación	LN
1979-81	Sequía	ANT cálida
1982-83	Sequía	EN-E + ANT cálida
1989	Inundación	LN (las anomalías de frío fueron mayores en la región CP)
1995	Sequía	EN-C + ANT cálida
1997-98	Sequía	EN-E + ANT cálida
1999	Inundación	LN (anomalías frías sobre la región CP)
2005	Sequía	ANT cálida (+ EN-C moderado)
2009	Inundación	TSA cálido
2010	Sequía	EN-C + ANT cálida
2012	Inundación	LN + TSA cálido
2014	Inundación	IP cálido + AST cálida
2015-16	Sequía	EN-C (también EN-E fuerte en 2016), ANT cálida

impactos directos en el balance hídrico del río Amazonas (por ejemplo, Tomasella *et al.* 2011). Como consecuencia de esta variabilidad, la cuenca amazó-

nica se ve afectada por sequías recurrentes e inundaciones de intensidad variable. La sequía no solo

implica una escasez de precipitación, sino que también está casi siempre asociada con un aumento de la temperatura del aire en la superficie. La mayoría de las sequías severas en la región amazónica están relacionadas con EN (Cai *et al.* 2020). Sin embargo, en 1963, 2005 y 2010, la Amazonía se vio afectada por una sequía severa que no estaba relacionada con El Niño, ya que la mayoría de las anomalías de lluvia que han ocurrido en el suroeste de la Amazonía son provocadas por anomalías en la temperatura de la superficie del mar en el ANT (Cuadro 22.2). De hecho, durante los últimos 20 años las tres “megasequías” (2005, 2010 y 2015/16) (Jiménez-Muñoz *et al.* 2016; Marengo y Espinoza 2016) fueron eventos clasificados en su momento como “eventos de uno en 100 años”. Se registraron megasequías pasadas en 1925-1926, 1982–1983 y 1997–1998, impulsadas principalmente por El Niño (Marengo *et al.* 2018 y referencias citadas). En contraste, se detectaron “megainundaciones” en 2009, 2012 y 2014 (Marengo y Espinoza 2016 y referencias citadas), y actualmente en 2021. La mayoría de estos eventos han sido relacionados con EN, LN o ANT cálida (Tabla 22.2). El muy inusual periodo de verano austral húmedo de 2014, que se originó en las laderas orientales de los Andes peruanos y bolivianos, se asoció con anomalías cálidas en el Océano Pacífico-Índico y sobre el Océano Atlántico Sur subtropical (Espinoza *et al.* 2014).

Estudios recientes han documentado diferentes “tipos” de eventos ENSO, por ejemplo, con anomalías cálidas de la TSM en el Pacífico oriental (EP o E) o en el Pacífico ecuatorial central (CP o C) (Cai *et al.* 2020). El papel de los diferentes tipos ENSO (E vs C) y ANT sobre los patrones espaciales observados de sequía en la Amazonía se evidencian en la Figura 22.6 a través de la regresión lineal de anomalías de precipitación versus los índices E, C y ANT. Durante el verano austral (DEF), los eventos EN inhiben la precipitación en amplias áreas del noreste de la Amazonía, con un patrón similar para los tipos E y C. Sin embargo, la señal del índice C es más fuerte

que la del tipo E, particularmente sobre la región andino-amazónica. En cambio, el papel de ANT se evidencia durante el otoño austral (MAM), con un dipolo norte-sur característico (humedad sobre la Amazonía norte y sequía sobre la Amazonía sur). La sequedad inducida por las temperaturas cálidas del ANT también se observa durante la primavera austral (SON), pero la señal observada en esta estación es más débil que la señal observada durante el otoño austral. Si bien ENSO y ANT son los principales impulsores de las sequías en la Amazonía, algunos eventos recientes no se explicaron completamente por la contribución de estas dos regiones oceánicas (Jimenez-Muñoz *et al.* 2019). En el caso de la EN 2015/16, se observaron condiciones secas en algunas regiones amazónicas incluso después de eliminar los aportes de E, C y ANT, lo que puede atribuirse a un factor antropogénico, entre otras causas (Erfanian *et al.* 2017). Otros estudios revelaron que las sequías amazónicas están más relacionadas con un patrón dominante en toda la región, seguido por patrones de vaivén norte-sur y este-oeste (Builes-Jaramillo *et al.* 2018; Builes-Jaramillo y Poveda 2018).

Los eventos climáticos extremos observados en la región, como sequías e inundaciones, o cambios en las estaciones lluviosa y seca, aumentaron el riesgo de incendios con impactos asociados en el clima, la salud y la biodiversidad; estos sugieren un aumento en la variabilidad climática en la región (Aragão *et al.* 2018, y referencias citadas). Esto podría ser un indicador de la intensificación del ciclo hidrológico en la Amazonía, observado en las últimas décadas por Gloor *et al.* (2013) y Barichivich *et al.* (2018), y en parte explicado por cambios en el transporte de humedad proveniente del Atlántico tropical, presumiblemente causados por el desplazamiento hacia el norte de la ZCIT inducido por la TSM (Marengo *et al.* 2013, 2018; Gimeno *et al.* 2020). Además, a principios del siglo XXI ha habido un número sin precedentes de sequías extremas; esto está relacionado con la conversión a gran escala de bosques en pastizales y tierras de cultivo durante las últimas décadas

en toda la región, alterando la interfaz tierra-atmósfera y contribuyendo a cambios en el ciclo hidrológico regional y local (Zemp *et al.* 2017a, b; Garcia *et al.* 2018).

#### 22.3.4 Cambios en la evapotranspiración y posible cambio en el uso del suelo

La precipitación y el reciclaje de ET están fuertemente correlacionados en la Amazonía. Aproximadamente el 48% de la ET regresa al suelo como precipitación, y aproximadamente el 28% de la precipitación que cae en la cuenca se originó como ET (van der Ent *et al.* 2010). Una revisión de Kunert *et al.* (2017) muestra que aproximadamente entre el 25% y el 56% de la precipitación que caen sobre los bosques amazónicos son el resultado del reciclaje local a regional dentro del ecosistema (ver el Capítulo 7).

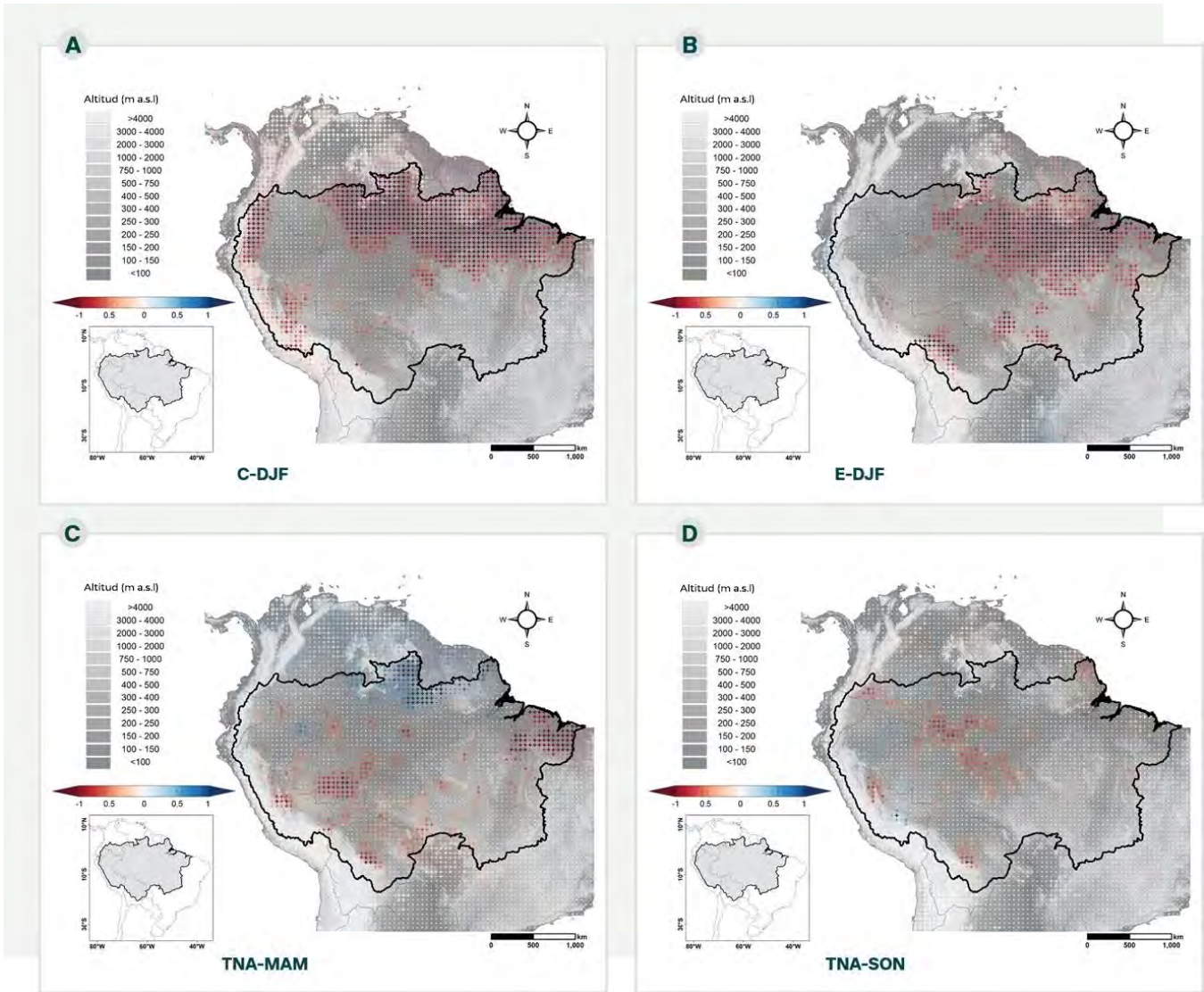
La vegetación de raíces profundas extrae la humedad del suelo recargada durante la estación húmeda para mantener la ET al mismo nivel en la estación seca (da Rocha *et al.* 2004; Juárez *et al.* 2007; Costa *et al.* 2010), con un aumento de la ET durante la estación seca tardía (Rocha *et al.* 2009b; Sun *et al.* 2019). La ET constante o incluso elevada durante la estación seca es fundamental para mantener una humedad atmosférica relativamente húmeda e iniciar el aumento de la precipitación durante la transición de la estación seca a la lluviosa (Li y Fu 2004; Wright *et al.* 2017). Además, la ET, especialmente sobre el sur de la Amazonía, brinda humedad para la región a favor del viento, incluyendo las montañas de los Andes, y ayuda a amortiguar nuevamente las sequías en la Amazonía (Staal *et al.* 2018).

Los cambios en la ET están influenciados por la variabilidad climática, el tipo de bosque y la conversión del bosque a cultivos/pastos (da Rocha *et al.* 2009a; Costa *et al.* 2010). De hecho, la radiación superficial neta es el principal control de la ET durante todo el año, especialmente sobre la Amazonía ecuatorial húmeda, pero también afecta a otras regiones donde

la conductancia de la superficie se ve muy afectada, generalmente los bosques tropicales de transición del este, sur y sureste hacia el límite del bioma Cerrado. El grado de estas influencias puede variar regionalmente. Por ejemplo, Costa *et al.* (2010) y Rodell *et al.* (2011) han demostrado que la radiación superficial es el principal controlador de ET en la Amazonía ecuatorial húmeda, mientras que el control estomático es un controlador importante en

regiones con fuertes estaciones secas (como el sur de la Amazonía).

Las influencias de la variabilidad climática como ENOS en ET han sido directamente observadas por mediciones de flujo e indirectamente por satélites. Por ejemplo, las mediciones de la torre de flujo han demostrado que la EN de 2002 redujo la ET en un 8% en el sur de la Amazonía (Vourlitis *et al.* 2015).



**Figura 22.6** Pendiente del coeficiente de regresión lineal entre índices de TSM estandarizados (E, C, ANT) y anomalías de precipitación para diferentes estaciones. Los valores están en  $\text{mmdía}^{-1}$  por desviación estándar. Se marcan los píxeles con un nivel de confianza del 95%. Las regiones en rojo (azul) indican una reducción (aumento) de la precipitación con un aumento (disminución) de las anomalías de la TSM cálida (fría) en las regiones del Pacífico oriental (E), Pacífico central (C) o Atlántico norte tropical (ANT).

Las estimaciones satelitales de ET utilizando el enfoque de balance de humedad también mostraron reducciones en la ET y la fotosíntesis de la selva tropical durante la EN 2015/2016 sobre las cuencas de Solimões y Negro (p. ej., Sun *et al.* 2019). El uso del suelo tiene un fuerte impacto en la ET, especialmente durante la estación seca. Las mediciones de la torre de flujo muestran una reducción de ET sobre los pastos en comparación con dos sitios de bosque en el este de la Amazonía (Santarem) de alrededor del 24% al 39% en la estación húmeda y entre el 42% y el 51% en la estación seca, mientras que en el sur de la Amazonía (Rondônia) la reducción fue inferior al 15% en la estación seca y no significativa en la estación lluviosa, como se resume en da Rocha *et al.* (2009b). Alternativamente, los modelos de ET basados en satélites estimaron una reducción de ET en la estación seca del 28% (Silva *et al.* 2019) hasta un 40% (Khandy *et al.* 2017) en el sur de la Amazonía, mientras que en época de lluvias la diferencia no fue significativa (Silva *et al.* 2019). Los mecanismos de reducción de ET resultantes de cambios en la cobertura del suelo, por ejemplo, como ocurre cuando el bosque es reemplazado por cultivos, o incluso en bosques fragmentados, son hasta cierto punto bien conocidos, lo que respalda una disminución de ET en el sur de la Amazonía, particularmente en regiones afectadas por la deforestación (incluyendo el llamado Arco de la Deforestación). Sin embargo, los modelos de ET sobre la cuenca Amazónica no siempre muestran resultados consistentes, lo que conduce a una baja confianza en las tendencias temporales de ET. Por lo tanto, es difícil extraer una conclusión clara sobre las tendencias de ET sobre la cuenca Amazónica con base en la revisión de la literatura (Wu *et al.* 2020).

Los cambios de ET, especialmente durante la estación seca, tienen un impacto significativo en la lluvia y el inicio de la estación húmeda. Por ejemplo, en términos del balance de energía superficial, la relación entre el calor sensible (utilizado para calentar o enfriar el aire) y el calor latente (utilizado para evaporar o condensar la humedad atmosférica), conocida como relación de Bowen, durante la estación seca tiene fuertes impacto en la variación interanual en el inicio de la estación húmeda (Fu y Li 2004). El

aumento de la sequedad de la superficie y la energía de inhibición de la convección resultante durante la estación seca es uno de los principales contribuyentes al retraso del inicio de la estación húmeda en el sur de la Amazonía en las últimas décadas (Fu *et al.* 2013). Shi *et al.* (2019) muestran además que la sequía de 2005 redujo la ET de la estación seca y contribuyó al retraso del inicio de la estación húmeda en 2006. Por lo tanto, la respuesta de ET a la sequía podría tener un impacto heredado en la precipitación de la siguiente temporada de lluvias.

### **22.3.5 Variabilidad a largo plazo del transporte de humedad atmosférica, reciclaje de humedad de la Amazonía e influencias en el sureste de América del Sur y la hidrología de la región andina**

En promedio, la selva amazónica recibe alrededor de 2000-2500 mm de lluvia cada año. Gran parte de esta agua llega arrastrada por los vientos del Océano Atlántico, pero el bosque en sí proporciona una parte sustancial de la lluvia (Salati y Vose, 1984) a medida que el agua se evapora o transpira de las hojas y sopla a favor del viento para caer como lluvia en otras partes del bosque. Además, el bosque mismo influye en la formación de nubes y precipitación al producir aerosoles orgánicos secundarios. Estos se forman por fotooxidación de COV o condensación de COV semi y bajos en aerosoles biológicos primarios (por ejemplo, bacterias, esporas de polen) o partículas de sal biogénicas (Andreae *et al.* 2018).

El transporte de humedad hacia y desde la cuenca Amazónica se ha estudiado desde la década de 1990 utilizando una variedad de conjuntos de datos de reanálisis global y del aire superior, así como datos de simulaciones de modelos climáticos. Durante la estación húmeda en particular, la humedad se exporta desde la cuenca Amazónica y se transporta a través de los llamados “ríos aéreos” a regiones fuera de la cuenca (Arraut *et al.* 2012; Poveda *et al.* 2014; Gimeno *et al.* 2016, 2020; Marengo *et al.* 2004, 2018; Molina *et al.* 2019). Estos ríos aéreos representan las masas de aire húmedo que provienen del Atlántico tropical y ganan más humedad debido al reciclaje de agua del bosque al cruzar la Amazonía (ver el Cuadro 7.1 del Capítulo 7). El río aéreo al este de los Andes

contribuye a la precipitación sobre el sur de Brasil y la cuenca del río La Plata a través del chorro de bajo nivel sudamericano al este de los Andes (SALLJ). Durante la gran sequía en el sur de la Amazonía en el verano de 2005, el número de eventos SALLJ durante enero de 2005, en el punto álgido de la temporada de lluvias, fue cero, lo que sugiere una interrupción del transporte de humedad desde el Atlántico norte tropical hacia el sur de la Amazonía durante ese verano. El SALLJ transporta grandes cantidades de humedad desde la cuenca Amazónica hacia los subtrópicos de América del Sur y frecuentemente se desarrollan intensos sistemas convectivos de mesoescala y fuerte precipitación cerca de su salida (Zipser *et al.* 2006; Rasmussen y Houze 2016).

La evapotranspiración de la cuenca Amazónica contribuye sustancialmente a la precipitación a nivel regional, así como en regiones remotas como la cuenca del Plata y los Andes tropicales (Zemp *et al.* 2014; Staal *et al.* 2018; Gimeno *et al.* 2019). Montini *et al.* (2019) desarrollaron una nueva climatología del SALLJ con un enfoque en la rama central. Mostraron aumentos significativos en el SALLJ en las últimas décadas en el flujo de humedad del noroeste, especialmente en la primavera, el verano y el otoño australes, que posiblemente han aumentado la precipitación y los extremos en el sureste de América del Sur. Además, el SALLJ en los Andes centrales muestra una frecuencia decreciente durante el MAM. Jones (2019) muestra un crecimiento sustancial en la actividad de la rama norte de SALLJ en los últimos 39 años y explica las razones dinámicas de ello. Esta expansión de la actividad se observa en la frecuencia e intensidad de las SALLJ en los Andes del norte.

En la escala de tiempo interanual, el transporte durante un monzón débil y fuerte en la cuenca Amazónica es claramente diferente. Para el monzón sudamericano, el transporte DEF fue de  $28,5 \times 10^7 \text{kg s}^{-1}$  en el año seco 2004–2005 y de  $45,1 \times 10^7 \text{kg s}^{-1}$  en el año húmedo 2011–2012, en contraste con el valor climatológico de  $31,4 \times 10^7 \text{kg s}^{-1}$  (Costa 2015). La reducción del transporte de humedad atmosférica y el respectivo reciclaje de la precipitación debido a la

deforestación y el cambio de uso de la tierra en regiones climáticamente críticas puede inducir un proceso de secado autoamplificado que desestabilizaría aún más los bosques amazónicos en las regiones a favor del viento, es decir, la región suroccidental y sur de la Amazonía, pero también reducen la exportación de humedad al sureste de Brasil, la cuenca del Plata y las montañas de los Andes (Zemp *et al.* 2017a; Staal *et al.* 2018). El cambio en el uso de la tierra en estas regiones puede debilitar los procesos de reciclaje de la humedad y puede tener consecuencias más graves de lo que se pensaba para la agricultura de secano y los ecosistemas naturales a nivel regional y a favor del viento. Estos autores identifican además un crecimiento en la fracción de precipitación total sobre la cuenca de La Plata de 18 a 23% a 24 a 29% durante la estación húmeda, así como de 21 a 25% durante la estación seca, impulsado por la humedad de la cuenca amazónica. También muestran que la parte suroeste de la cuenca Amazónica no solo es una fuente directa de lluvia sobre la cuenca subtropical de La Plata, sino también una región intermedia clave que distribuye la humedad que se origina en toda la cuenca Amazónica hacia la cuenca de La Plata durante el temporada húmeda.

Trabajos previos de Nobre *et al.* (2009) demostraron que la deforestación a gran escala en la Amazonía puede reducir severamente la precipitación local a través de los procesos cooperativos de reducción local de la evapotranspiración y aumento del hundimiento atmosférico sobre la Amazonía, debido al aumento de la actividad ENOS asociada con la deforestación amazónica. Además, Staal *et al.* (2018) muestran que alrededor del 25% al 50% de la precipitación anual en los Andes tropicales se origina como transpiración de los árboles amazónicos. El cambio en el uso de la tierra en estas regiones puede debilitar los procesos de reciclaje de humedad y puede tener consecuencias más fuertes para la agricultura de secano y los ecosistemas naturales a nivel regional y a favor del viento de lo que se pensaba anteriormente (Zemp *et al.* 2014). La tala de bosques aumenta la temperatura, reduce la evapotranspiración y se ha demostrado que reduce la precipitación

a favor del viento del área deforestada (Nobre *et al.* 2016; Staal *et al.* 2018).

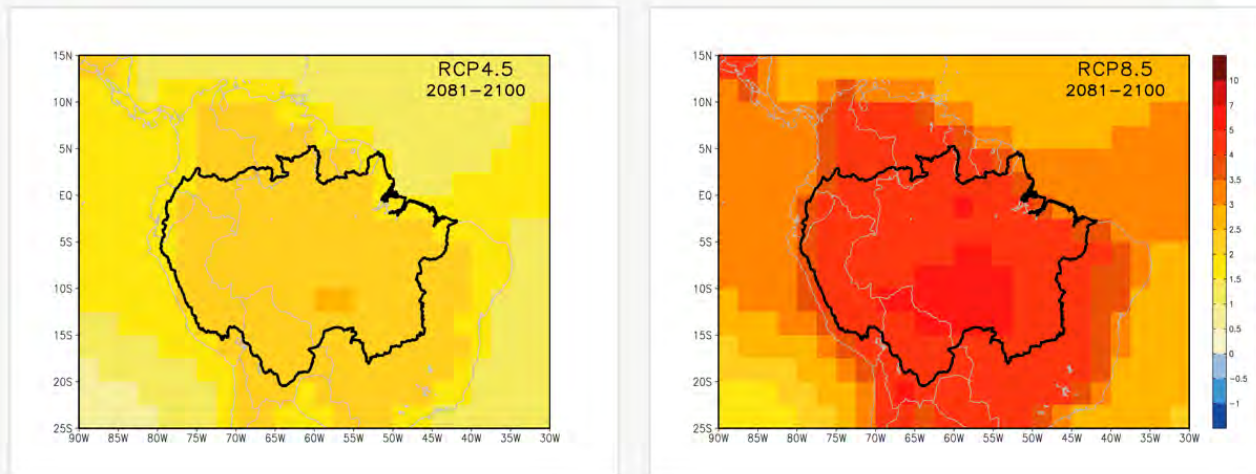
### 22.4 Escenarios de Cambio en la Amazonia Causas e influencias locales y remotas

Esta sección resume los cambios futuros en la temperatura y la precipitación en la Amazonía, considerando los medios y extremos temporales. Evalúa las proyecciones futuras derivadas de los modelos climáticos globales (GCM) que participan en la fase 5 del proyecto de intercomparación de modelos acoplados (CMIP5) para dos trayectorias de concentración representativas (RCP), RCP4.5 que representa emisiones moderadas y RCP8.5 que representa emisiones altas de GEI por finales del siglo XXI (2081-2100), relativo a la actualidad (1986-2005). Los GCM de CMIP5 se han utilizado ampliamente para estudiar el clima futuro en la Amazonía (p. ej., Gulizia y Camilloni 2015; Joetzjer *et al.* 2013). Estos estudios muestran que, en general, la temperatura se simula mejor que la precipitación en términos de amplitud y fase del ciclo estacional y que la media de varios modelos está más cerca de las observaciones que la mayoría de los modelos individuales. Para la precipitación, se ha encontrado que todos los modelos, en

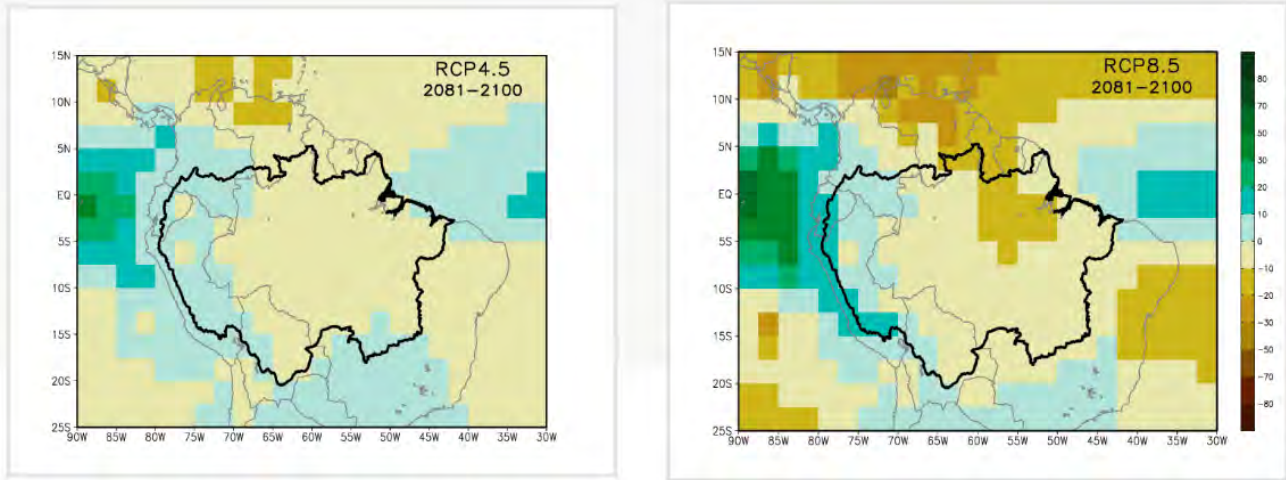
particular los de CMIP5, pueden simular el clima del pasado reciente de la Amazonía razonablemente bien, aunque los GCM muestran grandes errores en las representaciones de los patrones regionales de lluvia y sus procesos de control.

Se prevé que la temperatura media anual aumente en todas partes. Promediado sobre la Amazonía, el calentamiento proyectado en un escenario RCP4.5 es aproximadamente 2°C mayor que el actual, mientras que en el escenario RCP8.5, los aumentos de temperatura continuarán, llegando a más de 6°C a fines del siglo XXI (Figura 22.7). Esto podría tener un efecto negativo en la salud de los bosques y en su funcionamiento en el clima regional y global. Sin embargo, grandes incertidumbres aún dominan la hipótesis de un cambio abrupto y a gran escala de la selva amazónica causado por el cambio climático (Lapola *et al.* 2018).

En la cuenca en su conjunto, los cambios en la precipitación proyectada por la media del conjunto se mezclan en la Amazonía, varían según la estación y muestran que los impactos de los cambios en la precipitación en forma de inundaciones o sequías tienden a aumentar en escenarios de mayor concentración. A pesar de la confianza bastante baja en las



**Figura 22.7** Cambio porcentual promedio CMIP5 multi-modelo en la temperatura media anual del aire cerca de la superficie en relación con el periodo de referencia 1986-2005 promediado durante el periodo 2081-2100 bajo los escenarios de forzamiento RCP4.5 y 8.5.



**Figura 22.8** Cambio porcentual del conjunto CMIP5 multi-modelo en la precipitación media anual en relación con el periodo de referencia 1986–2005 promediado durante el periodo 2045–2081–2100 bajo los escenarios de forzamiento RCP4.5 y 8.5.

proyecciones medias de precipitación del conjunto CMIP5, se puede encontrar cierto consenso en la literatura. Existe un alto nivel de confianza en que la precipitación media anual disminuirá en la Amazonía, que es más pronunciada en el este y sur de la Amazonía durante el siglo XXI (Figura 22.8); se proyectan pequeños cambios en la precipitación bajo un escenario de emisiones moderadas. En consonancia con las tendencias de precipitación histórica observadas, también se espera que la duración de la estación seca se expanda sobre el sur de la Amazonía (Boisier *et al.* 2015). Spracklen y García-Carreras (2015) evaluaron la literatura relevante revisada por pares publicada durante los últimos 40 años sobre el análisis de modelos que simulan los impactos de la deforestación de la Amazonía (las áreas deforestadas variaron del 10% al 100%) sobre la precipitación. Los resultados muestran que más del 90% de las simulaciones concuerdan en el signo del cambio y las influencias de la deforestación en la precipitación regional simulada por el modelo; en general, la deforestación conduce a una reducción de la precipitación. Sin embargo, hay algunas diferencias entre modelos, principalmente en términos de amplitud, magnitud y predictibilidad que depende en gran medida de las escalas espaciales y temporales que se consideren.

También existe un modelo de acuerdo general para un aumento de la precipitación para finales del siglo XXI en el noroeste de la Amazonía (Colombia, Ecuador y el norte de Perú) (Schoolmeester *et al.* 2016). En las cuencas andino-amazónicas peruano-ecuatorianas (cuena del Marañón), Zulkafli *et al.* (2016) muestran una estacionalidad creciente de la precipitación en los escenarios RCP 4.5 y 8.5. Este estudio también sugiere una mayor severidad del pulso de inundación de la estación húmeda. Por otro lado, en el sur de la Amazonía peruana y boliviana, se espera una reducción de la precipitación durante la estación seca, donde también se proyecta una estación seca más prolongada (p. ej., Fu *et al.* 2013; Boisier *et al.* 2015). En consecuencia, Siqueira-Junior *et al.* (2015 y sus referencias) proyectaron una disminución de la escorrentía en la Amazonía boliviana y la Amazonía sur peruana durante la temporada de aguas bajas para mediados y finales del siglo XXI. En resumen, si bien existe una gran incertidumbre con respecto a las futuras proyecciones de precipitación sobre la región andino-amazónica, la mayoría de los estudios muestran que es probable que ocurra una intensificación del ciclo hidrológico en esta región, con intensificación de las condiciones húmedas en el norte y condiciones secas en el sur, como se ha

observado durante las últimas décadas (Sección 22.3).

Al analizar los cambios proyectados, Minvielle y Gurreaud (2011) documentaron una reducción futura de los vientos del este a 200 hPa durante el verano austral, lo que podría traducirse en una reducción de la precipitación en el Altiplano-Andino (-10% a -30%) y probablemente en la región más alta del alto Amazonas a finales del siglo XXI. Además, los glaciares son una importante fuente de agua para las ciudades de los Andes superiores (Buytaert *et al.* 2017) y actualmente se observa un retroceso glaciar sin precedentes, con una aceleración desde finales de la década de 1970 (Rabatel *et al.* 2013). Se espera que la temperatura del aire aumente a finales del siglo XXI (Vuille *et al.* 2015) y muchos glaciares podrían desaparecer, lo que aumentará el riesgo de escasez de agua en los valles altoandinos.

Estudios recientes han revelado la fuerte dependencia de la hidroclimatología andina de la selva amazónica (eg, Espinoza *et al.* 2020 y artículos citados). De hecho, la pérdida de las selvas tropicales amazónicas probablemente afectará todo el ciclo hidrológico sobre la cuenca Amazónica y los Andes al cambiar la advección de la humedad y la circulación atmosférica regional (Segura *et al.* 2020).

Los impactos más graves del cambio climático a menudo están relacionados con cambios en los extremos climáticos. Existe un acuerdo modelo general para un incremento en la precipitación para fines del siglo XXI sobre el noroeste de la Amazonía, mientras que se proyecta que la precipitación media anual disminuya en el futuro en el este de la Amazonía bajo un escenario de altas emisiones (Figura 22.9). Las diferencias de magnitud entre el escenario de emisiones moderadas (RCP4.5) y el escenario de emisiones altas (RCP8.5) son aún mayores (del orden del 10%) en la Amazonía oriental y sur y se espera que conduzcan a un cambio en la probabilidad de eventos como incendios forestales, sequías e inundaciones. Se prevé que el número máximo de días secos consecutivos (DSC) aumente sustancialmente (Figura 22.9a). Los cambios proyectados indican no solo unos DSC más frecuentes, sino tam-

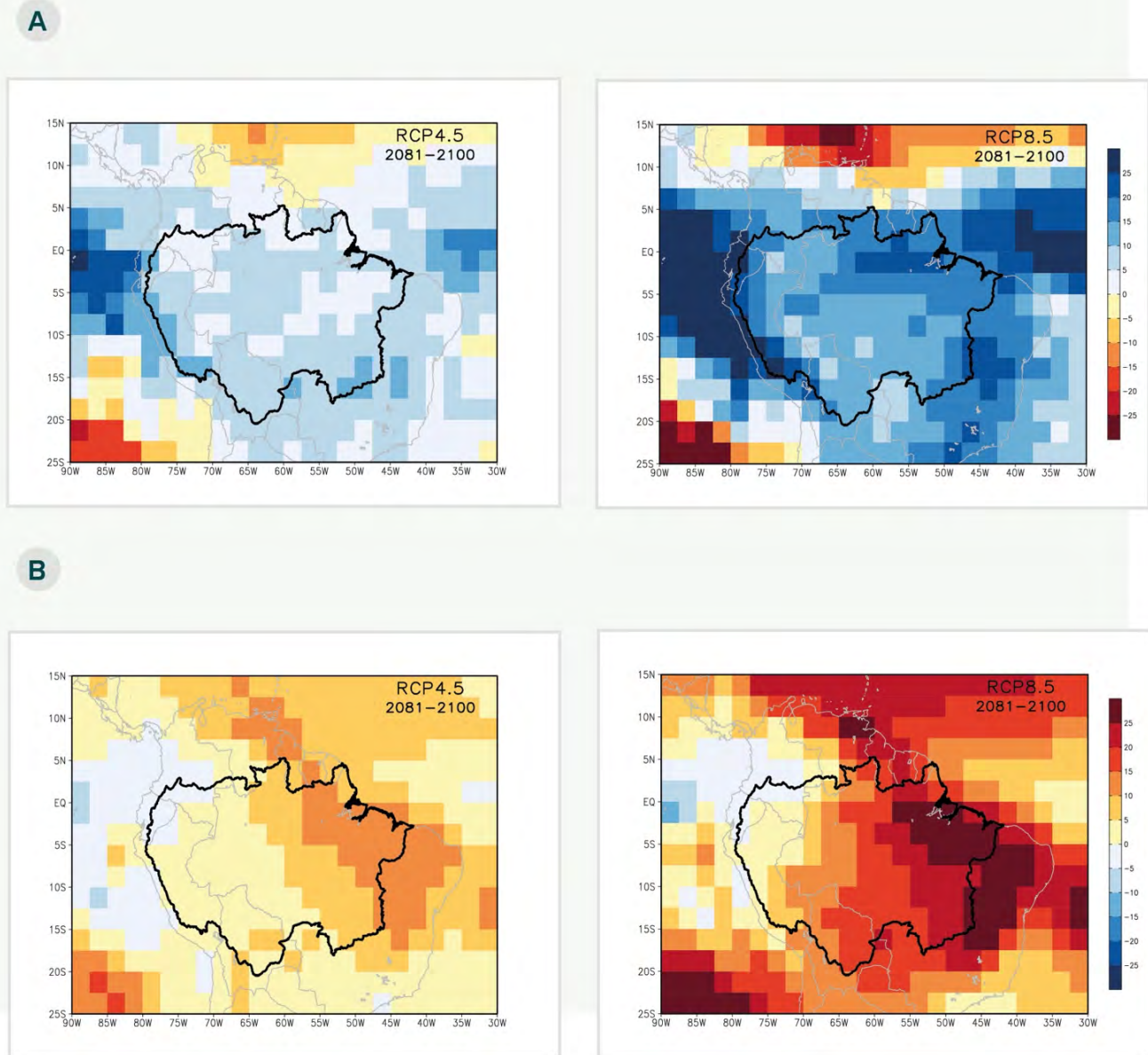
bién aumentos en la precipitación intensa, como lo muestra el índice de acumulación de precipitación máxima de cinco días (RX5day), un fuerte contribuyente a las inundaciones (Figura 22.9a) (Seneviratne *et al.* 2021; Ranasinghe *et al.* 2021; Gutiérrez *et al.* 2021).

También es importante señalar que los impactos de la deforestación se reflejan con frecuencia en cambios en la cantidad, intensidad y frecuencia de la precipitación. Alves *et al.* (2017) realizaron un estudio de modelado para examinar las posibles conexiones entre los cambios en la cobertura del suelo en la Amazonía y la variabilidad espaciotemporal de la precipitación en América del Sur. También encontraron eventos de precipitación más extremos y, como compensación, una estación seca más larga. Lan *et al.* (2016) no encontraron señales de una mayor frecuencia de eventos de precipitación intensas sobre las selvas amazónicas, pero encontraron una disminución generalizada de la precipitación sobre la Amazonía (especialmente sobre la Amazonía oriental) de 1981 a 2100, aunque las tendencias en su mayoría no fueron estadísticamente significativas en el 95% nivel de confianza (prueba t de Student). También se observaron las disminuciones en las tendencias de evapotranspiración, escurrimiento total y agua disponible.

Las disminuciones en la precipitación son contrarrestadas por disminuciones en la evapotranspiración y la escurrimiento total, lo que lleva a una tendencia casi neutral en el flujo de agua terrestre sobre la Amazonía (Figura 22.9b). Los resultados también indicaron que la humedad del suelo será menor en la Amazonía en el futuro (1981-2000 frente a 2181-2100), y el rango estacional de la humedad total del suelo será mayor (Kirtman *et al.* 2013).

La proporción de escurrimiento a precipitación indicó cambios dramáticos de junio a septiembre sobre la Amazonía para el periodo 2081-2100, lo que se atribuye a bajas cantidades de precipitación y escurrimiento, y con más precipitación reducida que escurrimiento reducida. Estos resultados también están respaldados por Zaninelli *et al.* (2019), con condiciones menos húmedas con escurrimiento superficial decre-





**Figura 22.9** (a) Cambios porcentuales proyectados en RX5día anual, la acumulación de precipitación máxima anual de cinco días y (b) cambio proyectado en DSC anual, el número máximo de días secos consecutivos cuando la precipitación es inferior a 1 mm, durante el periodo 2081–2100 periodo en los escenarios RCP4.5 y 8.5 (relativo al periodo de referencia 1986–2005) de los modelos CMIP5.

ciente sobre el sur y sureste de la Amazonía para el periodo 2071-2100.

Mohor *et al.* (2015) sugieren que es probable que el cambio climático reduzca las descargas en las cuencas de los ríos Madeira, Tapajós y Xingú. Dicha re-

ducción está en gran medida relacionada con la disminución de la precipitación y el aumento de la temperatura, lo que favorece un aumento de la ET y la reducción de las descargas. En general, para los escenarios considerados en estas simulaciones hidrológicas, un escenario de mayor disminución de

la precipitación también tiene un aumento más fuerte de la temperatura, lo que explica las tasas de cambio en la descarga. Los resultados sugieren que para un fuerte calentamiento de la temperatura, es decir, superior a 4°C, las descargas son más sensibles a los cambios de precipitación que para un ligero aumento de la temperatura. Sin embargo, la sensibilidad climática varía en gran medida entre cuencas, afectada por las características de la superficie y la escala de la cuenca. Siqueira-Junior *et al.* (2015) y Guimberteau *et al.* (2017) realizaron proyecciones hidrológicas considerando la conversión de bosques tropicales a pastos y agricultura, aplicando escenarios potenciales para el uso de la tierra y el cambio de cobertura de la tierra en las cuencas amazónicas, lo que demuestra que la deforestación aumentada en las cuencas da como resultado tasas más bajas de evapotranspiración y una mayor generación de escorrentía, lo que contrarresta los efectos del cambio climático en el caudal.

La capacidad de la selva amazónica para brindar servicios ambientales se ve amenazada por el forzamiento antropógeno en varias escalas, como la deforestación, los incendios, el cambio climático global y regional y los eventos extremos (ver los Capítulos 19, 23 y 24). Dichos servicios incluyen el mantenimiento de la biodiversidad, el ciclo del agua, el enfriamiento por evaporación y las reservas de carbono. Estos servicios tienen un valor mucho mayor para la sociedad humana que la madera, la carne de res y otros productos que se obtienen al destruir el bosque (Nobre *et al.* 2016). Quizás uno de los servicios más valiosos que brinda la selva amazónica es el agua. La evapotranspiración del bosque a lo largo de la cuenca proporciona humedad para la región a favor del viento, incluyendo las montañas de los Andes, ayuda a amortiguar nuevamente las sequías en la Amazonía y también contribuye a la precipitación en el sur de la Amazonía, el Pantanal y la cuenca de La Plata. En estas regiones a favor del viento, una supresión del transporte de humedad desde la Amazonía puede conducir a una reducción de la precipitación y temperaturas más cálidas, lo que aumenta el riesgo de sequía e incendios, así como la inseguridad hídrica, alimenticia y energética en las regiones al sur de la Amazonía.

Por ejemplo, durante la crisis del agua en Sao Paulo en 2014-2015, la humedad atmosférica proveniente de la Amazonía no llegó al sureste de Brasil en el verano de 2014, lo que redujo la precipitación en casi un 50%. Las temperaturas más altas y el aumento del uso humano del agua, junto con la reducción de la precipitación, desencadenaron una crisis hídrica que duró hasta 2015 (Nobre *et al.* 2006). En el verano de 2019, 2020 y 2021, la temporada de lluvias de verano en el Pantanal fue muy débil, con transporte de humedad desde la Amazonía. La reducción de la precipitación en el centro oeste y sureste de Brasil provocó sequías en la región, aumentó el riesgo de incendios y redujo los niveles de los ríos en la cuenca (Marengo *et al.* 2021) y esto también se refleja en la situación de crisis hídrica que está afectando a estas regiones en 2021. Reducir el transporte de humedad atmosférica y el respectivo reciclaje de la precipitación debido a la deforestación puede inducir un proceso de secado autoamplificado que desestabilizaría aún más los bosques amazónicos. Sin embargo, las sequías en Sao Paulo y Pantanal estuvieron relacionadas con anomalías en la circulación atmosférica y no pueden atribuirse a la deforestación de la Amazonía ni al cambio climático.

Los escenarios climáticos futuros proyectan un calentamiento progresivamente mayor que puede superar los 4°C en la Amazonía en la segunda mitad del siglo, particularmente durante la estación seca (Sampaio *et al.* 2019). Las proyecciones del modelo muestran que este flujo de humedad de la Amazonía a la cuenca del Plata también puede reducirse, y existe la posibilidad de que estos servicios ambientales proporcionados por la Amazonía ahora también puedan verse afectados en un futuro más caliente y seco.

Las nuevas simulaciones de la fase 6 de CMIP (CMIP6) coinciden en el signo de tendencias futuras de precipitación decrecientes en la Amazonía, y se prevé que las sequías aumenten en duración e intensidad debido al calentamiento global (Ukkola *et al.* 2020). En especial, los modelos de la CMIP6 muestran la desecación en la Amazonía oriental y meridional en el siglo XXI (Parsons *et al.* 2020), y la

mayoría de los modelos CMIP6 coinciden en futuras disminuciones de la humedad del suelo y la escorrentía en la mayor parte de la Amazonía en todos los escenarios de emisiones (Cook *et al.* 2020).

Bajo diferentes escenarios de calentamiento global, se proyecta que la Amazonía, particularmente la Amazonía central, experimente un aumento del 75% en la cantidad de días calientes y una disminución en Rx5day. También se prevé que esta región tenga más sequías (Santos *et al.* 2020). Por último, Oliveira *et al.* (2021) muestran que los efectos combinados de la deforestación a gran escala de la Amazonía y el calentamiento global pueden someter a millones de personas en la región amazónica a un índice de estrés por calor más allá del nivel de supervivencia para fines del siglo XXI. Además, sus resultados indican que los efectos de la deforestación por sí solos son comparables a los de los peores escenarios de calentamiento global bajo el escenario RCP8.5.

Trabajos recientes de Baudena *et al.* (2021) identificaron que la pérdida de transpiración de los árboles de la Amazonía provoca una caída del 13% en la columna de vapor de agua y podría resultar en una disminución del 55% al 70% en la precipitación anual. Llegan a la conclusión de que, aunque los efectos de la deforestación pueden subestimarse, la restauración forestal puede ser más eficaz para mejorar la precipitación de lo que se suponía anteriormente. Adicionalmente, Oliveira *et al.* (2021) demostraron a través de simulaciones numéricas con el Modelo del Sistema Terrestre Brasileño que los efectos combinados del cambio climático bajo el escenario RCP8.5 y la deforestación a gran escala de la Amazonía pueden impactar la precipitación anual sobre la porción central de la cuenca Amazónica con una reducción de hasta 70% de su precipitación anual total.

## 22.5 Conclusiones

Los registros instrumentales a largo plazo para el clima y el caudal (>80 años) tienen una baja cobertura espacial en toda la cuenca Amazónica de tamaño continental, lo que limita nuestra capacidad

para evaluar la variabilidad espacial y temporal y los cambios de precipitación y temperatura.

Nuestros estudios de tendencias demuestran que no hay una señal unidireccional hacia condiciones más húmedas o más secas en todo la Amazonía durante el periodo de los registros de observación. Sin embargo, hay tendencias consistentes para regiones específicas. En general, la magnitud y la dirección de las tendencias dependen de los detalles del conjunto de datos utilizado, como la duración de los conjuntos de datos de lluvia, si hay rupturas en el registro y si se agregan y cómo. Para la temperatura de la superficie, aunque el calentamiento aparece en todos los conjuntos de datos, su magnitud depende de la duración del periodo de observación. Sin embargo, todos los conjuntos de datos muestran que los últimos 20 años han sido los más cálidos en la Amazonía, y algunos conjuntos de datos sugieren que 2020 puede ser el año más caliente en secciones particulares de la cuenca. En una región donde las mediciones son muy escasas, la incertidumbre sobre el tamaño y la dirección de cualquier tendencia de temperatura es alta.

Varios estudios han observado una intensificación del ciclo hidrológico en la región (Gloor *et al.* 2013; Barichivich *et al.* 2018; Wang *et al.* 2018), y esto se refleja en el aumento de eventos hidrológicos extremos recientes (Marengo y Espinoza 2016, y referencias citadas). Durante las últimas cuatro décadas, diversos estudios muestran un aumento de la actividad convectiva y aumentos en la precipitación y caudales de los ríos sobre el norte de la Amazonía y disminuciones de estas variables hidrológicas sobre el sur de la Amazonía (Paca *et al.* 2020 y referencias en los mismos).

Nuestra interpretación actual del ciclo del agua y las tendencias en la Amazonía todavía está limitada por la falta de datos históricos homogéneos y completos sobre el clima y los ríos a largo plazo en diferentes subcuencas. A escalas de tiempo interanuales, ENSO y ANT han jugado un papel importante en la variabilidad de la temperatura y la precipitación. A gran escala, las teleconexiones con anomalías de las TSM del Pacífico y del Atlántico tropical y subtro-

pical, representadas por OMA, PDO y otras, han mostrado impactos en las anomalías de lluvia. Estas influencias oceánicas han sido confirmadas por estudios dendroclimáticos o de isótopos estables que reconstruyen características climáticas e hidrológicas pasadas en la cuenca. El papel de la vegetación y el uso de la tierra en la región en la variabilidad hidrológica y de temperatura se ha demostrado mediante modelos y estudios observacionales.

Como lo muestran las proyecciones del modelo, la deforestación a gran escala y las perspectivas de cambios climáticos globales pueden intensificar el riesgo de una Amazonía más seca y cálida. Los cambios en la distribución estacional, la magnitud y la duración de la precipitación pueden tener impactos significativos en la hidrología de la Amazonía y otros sectores, ya que la reducción de la precipitación ocurrirá predominantemente en las estaciones secas y de transición. Si bien el cambio de uso de la tierra es la amenaza más visible para el ecosistema amazónico, el cambio climático se perfila como la amenaza más insidiosa para el futuro de la región.

El resumen gráfico de este capítulo muestra un resumen de los cambios observados y proyectados en la Amazonía. Las tendencias observadas pueden ser diferentes en la Amazonía occidental y oriental, y los cambios proyectados sugieren un clima más seco y cálido en el oriente, mientras que en el occidente se espera que las lluvias aumenten en forma de eventos de lluvia más intensos. El nivel de confianza está determinado por el nivel de convergencia entre las señales de cambio del modelo de los modelos CMIP5 (Kirtman *et al.* 2013).

## 22.6 Recomendaciones

Nuestro conocimiento de las tendencias de temperatura y lluvia es limitado debido a la falta de registros climáticos completos, homogéneos y de largo plazo para identificar cambios en los extremos, como sequías e inundaciones, debido a la creciente variabilidad climática interanual. Adicionalmente, los cambios más importantes en el sistema hidroclimático están ocurriendo en la transición entre las estaciones seca y lluviosa, con una estación más

caliente, larga y seca, que tiene importantes consecuencias para la ecología y la hidrología. Los estudios futuros deberían enfocarse en esta estación de transición en particular. Esta limitación lleva a una incertidumbre considerable en la determinación de la intensificación reciente del ciclo hidrológico en la Amazonía, y cómo se compara con otras intensificaciones del ciclo hidrológico que pueden haber ocurrido en el pasado. Urge rescatar datos e integrarlos entre los países amazónicos, con libre acceso para la comunidad científica. Los conjuntos de datos en punto de grilla de alta resolución para la Amazonía deben generarse mediante una cooperación entre los servicios meteorológicos estatales y nacionales, las agencias climáticas internacionales, las universidades y los conjuntos de datos privados.

Al considerar las implicaciones políticas y prácticas de nuestra evaluación, es importante tener en cuenta que, a pesar de que los modelos CMIP5 y CMIP6 simularon razonablemente bien algunos aspectos del clima actual observado, los procesos clave, como la evapotranspiración, las nubes y la precipitación, las retroalimentaciones de la vegetación y el clima son muy inciertas y están mal representadas en la generación actual de MCG. Debido a que la proyección climática no representa bien los complejos efectos sinérgicos y antagónicos que vinculan el clima con el cambio en el uso de la tierra, es probable que las proyecciones del modelo tengan una incertidumbre considerable, en particular para las proyecciones de precipitación. Con más experimentos de campo y modelos de alta resolución, podremos mejorar la comprensión y el modelado de interacciones complejas, y dónde se deben realizar mejoras. El aumento de las sequías extremas puede causar niveles de agua extremadamente bajos y una elevada mortalidad de los árboles debido a los incendios, que son más pronunciados en los bordes entre áreas con vegetación y sin vegetación, debido a la relación entre el cambio de uso del suelo y el fuego.

Por último, pero no menos importante, existe una gran necesidad de una mejor educación de la población local, así como de los encargados de formular políticas y tomar decisiones sobre el clima, la hidro-

logía y las ciencias atmosféricas, especialmente los impactos del uso de la tierra y el cambio climático en sus medios de vida. Los conocimientos tradicionales y culturales también son fuentes invaluable de información indirecta sobre el clima. En resumen, tenemos que mejorar el monitoreo terrestre, la accesibilidad y calidad de los datos, la infraestructura de investigación y el desarrollo de modelos climáticos. Además, el desarrollo y la calibración de modelos en centros de investigación y universidades clave que trabajan con modeladores climáticos en la región pueden promover la colaboración entre científicos. Estos esfuerzos pueden necesitar el apoyo de agencias de financiamiento nacionales y/o internacionales.

Los cambios en el clima y el uso de la tierra están acercando a la Amazonía a su “punto de inflexión bioclimático” proyectado (Lovejoy y Nobre 2018) más rápido que cualquier otro bosque tropical, especialmente en la cuenca amazónica oriental y meridional. Esto es a pesar de las grandes incertidumbres en la definición precisa de los umbrales para los puntos de inflexión (ver el Capítulo 24).

## 22.7 Referencias

- Agudelo J, Arias PA, Vieira SC, and Martínez JA. 2018. Influence of longer dry seasons in the Southern Amazon on patterns of water vapor transport over northern South America and the Caribbean. *Clim Dyn* **52**: 2647–65.
- Almeida CT, Oliveira-Júnior JF, Delgado RC, et al. 2017. Spatiotemporal rainfall and temperature trends throughout the Brazilian Legal Amazon, 1973–2013. *Int J Climatol* **37**: 2013–26.
- Alves LM. 2016. Análise estatística da sazonalidade e tendências das estações chuvosas e seca na Amazônia: Clima presente e projeções futuras.
- Alves LM, Marengo JA, Fu R, and Bombardi RJ. 2017. Sensitivity of Amazon regional climate to deforestation. *Am J Clim Chang* **6**: 75–98.
- Anderson EP, Jenkins CN, Heilpern S, et al. 2018. Fragmentation of Andes-to-Amazon connectivity by hydropower dams. *Sci Adv* **4**: eaao1642.
- Andreae MO, Afchine A, Albrecht R, et al. 2018. Aerosol characteristics and particle production in the upper troposphere over the Amazon Basin. *Atmos Chem Phys* **18**: 921–61.
- Andreoli R V and Kayano MT. 2005. ENSO-related rainfall anomalies in South America and associated circulation features during warm and cold Pacific decadal oscillation regimes. *Int J Climatol A J R Meteorol Soc* **25**: 2017–30.
- Aragão LEOC, Anderson LO, Fonseca MG, et al. 2018. 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. *Nat Commun* **9**: 536.
- Arias PA, Martínez JA, and Vieira SC. 2015. Moisture sources to the 2010–2012 anomalous wet season in northern South America. *Clim Dyn* **45**: 2861–84.
- Arias PA, Martínez JA, Mejía JD, et al. 2020. Changes in Normalized Difference Vegetation Index in the Orinoco and Amazon River Basins: Links to Tropical Atlantic Surface Temperatures. *J Clim* **33**: 8537–59.
- Armijos E, Crave A, Espinoza JC, et al. 2020. Rainfall control on Amazon sediment flux: synthesis from 20 years of monitoring. *Environ Res Commun* **2**: 51008.
- Arraut JM, Nobre C, Barbosa HMJ, et al. 2012. Aerial Rivers and Lakes: Looking at Large-Scale Moisture Transport and Its Relation to Amazonia and to Subtropical Rainfall in South America. *J Clim* **25**: 543–56.
- Assahira C, Piedade MTF, Trumbore SE, et al. 2017. Tree mortality of a flood-adapted species in response of hydrographic changes caused by an Amazonian river dam. *For Ecol Manage* **396**: 113–23.
- Barichivich J, Gloor E, Peylin P, et al. 2018. Recent intensification of Amazon flooding extremes driven by strengthened Walker circulation. *Sci Adv* **4**: eaat8785.
- Baudena M, Tuinenburg OA, Ferdinand PA, et al. 2021. Effects of land-use change in the Amazon on precipitation are likely underestimated. *Glob Change Biol* **27**: 5580–5587.
- Boisier JP, Ciais P, Ducharne A, and Guimberteau M. 2015. Projected strengthening of Amazonian dry season by constrained climate model simulations. *Nat Clim Chang* **5**: 656–60.
- Builes-Jaramillo A and Poveda G. 2018. Conjoint Analysis of Surface and Atmospheric Water Balances in the Andes-Amazon System. *Water Resour Res* **54**: 3472–89.
- Builes-Jaramillo A, Ramos AMT, and Poveda G. 2018. Atmosphere-Land Bridge between the Pacific and Tropical North Atlantic SST's through the Amazon River basin during the 2005 and 2010 droughts. *Chaos An Interdiscip J Nonlinear Sci* **28**: 085705.
- Butt N, Oliveira PA de, and Costa MH. 2011. Evidence that deforestation affects the onset of the rainy season in Rondonia, Brazil. *J Geophys Res* **116**: D11120.
- Buytaert W, Moulds S, Acosta L, et al. 2017. Glacial melt content of water use in the tropical Andes. *Environ Res Lett* **12**: 114014.
- Cai W, McPhaden MJ, Grimm AM, et al. 2020. Climate impacts of the El Niño–Southern Oscillation on South America. *Nat Rev Earth Environ* **1**: 215–31.
- Carmona AM and Poveda G. 2014. Detection of long-term trends in monthly hydro-climatic series of Colombia through Empirical Mode Decomposition. *Clim Change* **123**: 301–13.
- Cook BI, Mankin JS, Marvel K, et al. 2020. Twenty-First Century Drought Projections in the CMIP6 Forcing Scenarios. *Earth's Futur* **8**: e2019EF001461.
- Costa MH, Botta A, and Cardille JA. 2003. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. *J Hydrol* **283**: 206–17.
- Costa MH and Pires GF. 2010. Effects of Amazon and Central Brazil deforestation scenarios on the duration of the dry season in the arc of deforestation. *Int J Climatol* **30**: 1970–9.
- Costa CPW da. 2015. Transporte de umidade nos regimes

- monçônicos e sua variabilidade relacionada com eventos de seca e cheia na Amazônia.
- Rocha H Da, Manzi AO, and Shuttleworth WJ. 2009b. Evapotranspiration (M Keller, M Bustamante, J Gash, and P Silva Dias, Eds). Washington, D. C.: American Geophysical Union.
- Rocha HR da, Manzi AO, Cabral OM, *et al.* 2009a. Patterns of water and heat flux across a biome gradient from tropical forest to savanna in Brazil. *J Geophys Res* **114**: G00B12.
- Rocha HR Da, Goulden ML, Miller SD, *et al.* 2004. Seasonality of water and heat fluxes over a tropical forest in eastern Amazonia. *Ecol Appl* **14**: 22–32.
- Rodell M, McWilliams EB, Famiglietti JS, *et al.* 2011. Estimating evapotranspiration using an observation based terrestrial water budget. *Hydrol Process* **25**: 4082–92.
- Silva HJF da, Gonçalves WA, and Bezerra BG. 2019. Comparative analyzes and use of evapotranspiration obtained through remote sensing to identify deforested areas in the Amazon. *Int J Appl Earth Obs Geoinf* **78**: 163–74.
- Davidson EA, Araújo AC de, Artaxo P, *et al.* 2012. The Amazon basin in transition. *Nature* **481**: 321–8.
- Dubreuil V, Debortoli N, Funatsu B, *et al.* 2012. Impact of land-cover change in the Southern Amazonia climate: a case study for the region of Alta Floresta, Mato Grosso, Brazil. *Environ Monit Assess* **184**: 877–91.
- Dunn RJH, Alexander L V, Donat MG, *et al.* 2020. Development of an updated global land in situ-based data set of temperature and precipitation extremes: HadEX3. *J Geophys Res Atmos* **125**: e2019JD032263.
- Erfanian A, Wang G, and Fomenko L. 2017. Unprecedented drought over tropical South America in 2016: significantly under-predicted by tropical SST. *Sci Rep* **7**: 5811.
- Espinoza Villar JC, Guyot JL, Ronchail J, *et al.* 2009. Contrasting regional discharge evolutions in the Amazon basin (1974–2004). *J Hydrol* **375**: 297–311.
- Espinoza JC, Garreaud R, Poveda G, *et al.* 2020. Hydroclimate of the Andes Part I: Main Climatic Features. *Front Earth Sci* **8**.
- Espinoza JC, Marengo JA, Ronchail J, *et al.* 2014. The extreme 2014 flood in south-western Amazon basin: the role of tropical-subtropical South Atlantic SST gradient. *Environ Res Lett* **9**: 124007.
- Espinoza JC, Ronchail J, Marengo JA, and Segura H. 2019a. Contrasting North–South changes in Amazon wet-day and dry-day frequency and related atmospheric features (1981–2017). *Clim Dyn* **52**: 5413–30.
- Espinoza JC, Sörensson AA, Ronchail J, *et al.* 2019b. Regional hydro-climatic changes in the Southern Amazon Basin (Upper Madeira Basin) during the 1982–2017 period. *J Hydrol Reg Stud* **26**: 100637.
- Fernandes K, Giannini A, Verchot L, *et al.* 2015. Decadal covariance of Atlantic SSTs and western Amazon dry-season hydroclimate in observations and CMIP5 simulations. *Geophys Res Lett* **42**: 6793–801.
- Fu R, Yin L, Li W, *et al.* 2013. Increased dry-season length over southern Amazonia in recent decades and its implication for future climate projection. *Proc Natl Acad Sci* **110**: 18110–5.
- Fu R and Li W. 2004. The influence of the land surface on the transition from dry to wet season in Amazonia. *Theor Appl Climatol* **78**: 97–110.
- Garcia BN, Libonati R, and Nunes AMB. 2018. Extreme drought events over the Amazon Basin: The perspective from the reconstruction of South American Hydroclimate. *Water (Switzerland)* **10**.
- Gatti L V, Basso LS, Miller J, *et al.* 2021. Decrease in Amazonia carbon uptake linked to trends in deforestation and climate. *Nature*, In press.
- Gatti L V., Gloor M, Miller JB, *et al.* 2014. Drought sensitivity of Amazonian carbon balance revealed by atmospheric measurements. *Nature* **506**: 76–80.
- Gimeno L, Dominguez F, Nieto R, *et al.* 2016. Major mechanisms of atmospheric moisture transport and their role in extreme precipitation events. *Annu Rev Environ Resour* **41**: 117–41.
- Gimeno L, Nieto R, and Sori R. 2020. The growing importance of oceanic moisture sources for continental precipitation. *npj Clim Atmos Sci* **3**: 27.
- Gimeno L, Vázquez M, Eiras-Barca J, *et al.* 2019. Recent progress on the sources of continental precipitation as revealed by moisture transport analysis. *Earth-Science Rev* **201**: 103070.
- Gloor M, Barichivich J, Ziv G, *et al.* 2015. Recent Amazon climate as background for possible ongoing and future changes of Amazon humid forests. *Global Biogeochem Cycles* **29**: 1384–99.
- Gloor M, Brienen RJW, Galbraith D, *et al.* 2013. Intensification of the Amazon hydrological cycle over the last two decades. *Geophys Res Lett* **40**: 1729–33.
- Granato-Souza D, Stahle DW, Torbenson MCA, *et al.* 2020. Multidecadal Changes in Wet Season Precipitation Totals Over the Eastern Amazon. *Geophys Res Lett* **47**.
- Guimberteau M, Ciais P, Pablo Boisier J, *et al.* 2017. Impacts of future deforestation and climate change on the hydrology of the Amazon Basin: A multi-model analysis with a new set of land-cover change scenarios. *Hydrol Earth Syst Sci* **21**: 1455–75.
- Gulizia C and Camilloni I. 2015. Comparative analysis of the ability of a set of CMIP3 and CMIP5 global climate models to represent precipitation in South America. *Int J Climatol* **35**: 583–95.
- Gutiérrez JM, Jones RG, Narisma GT. 2021. Atlas. In Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte V, Zhai P, Pirani A *et al.* (eds.)]. Cambridge University Press. In Press.
- Heerspink BP, Kendall AD, Coe MT, and Hyndman DW. 2020. Trends in streamflow, evapotranspiration, and groundwater storage across the Amazon Basin linked to changing precipitation and land cover. *J Hydrol Reg Stud* **32**: 100755.
- Heidinger H, Carvalho L, Jones C, *et al.* 2018. A new assessment in total and extreme rainfall trends over central and southern Peruvian Andes during 1965–2010. *Int J Climatol* **38**: e998–e1015.
- Jacques-Coper M and Garreaud RD. 2015. Characterization of the 1970s climate shift in South America. *Int J Climatol* **35**: 2164–79.
- Jimenez JC, Marengo JA, Alves LM, *et al.* 2019. The role of ENSO flavours and TNA on recent droughts over Amazon forests and the Northeast Brazil region. *Int J Climatol*: joc.6453.
- Jiménez-Muñoz JC, Mattar C, Barichivich J, *et al.* 2016. Record-breaking warming and extreme drought in the Amazon

- rainforest during the course of El Niño 2015–2016. *Sci Rep* **6**: 33130.
- Jiménez-Muñoz JC, Sobrino JA, Mattar C, and Malhi Y. 2013. Spatial and temporal patterns of the recent warming of the Amazon forest. *J Geophys Res Atmos* **118**: 5204–15.
- Joetzer E, Douville H, Delire C, and Ciais P. 2013. Present-day and future Amazonian precipitation in global climate models: CMIP5 versus CMIP3. *Clim Dyn* **41**: 2921–36.
- Jones C. 2019. Recent changes in the South America low-level jet. *npj Clim Atmos Sci* **2**: 20.
- Juárez RIN, Hodnett MG, Fu R, et al. 2007. Control of Dry Season Evapotranspiration over the Amazonian Forest as Inferred from Observations at a Southern Amazon Forest Site. *J Clim* **20**: 2827–39.
- Khand K, Numata I, Kjaersgaard J, and Vourlitis GL. 2017. Dry season evapotranspiration dynamics over human-impacted landscapes in the southern Amazon using the Landsat-based METRIC model. *Remote Sens* **9**: 706.
- Khanna J, Cook KH, and Vizy EK. 2020. Opposite spatial variability of climate change-induced surface temperature trends due to soil and atmospheric moisture in tropical/subtropical dry and wet land regions. *Int J Climatol* **40**: 5887–905.
- Kirtman B, Power SB, Adedoyin AJ, et al. 2013. Near-term Climate Change: Projections and Predictability. In: Intergovernmental Panel on Climate Change (Ed). *Climate Change 2013 - The Physical Science Basis*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Kunert N, Aparecido LMT, Wolff S, et al. 2017. A revised hydrological model for the Central Amazon: The importance of emergent canopy trees in the forest water budget. *Agric For Meteorol* **239**: 47–57.
- Lan C-W, Lo M-H, Chou C, and Kumar S. 2016. Terrestrial water flux responses to global warming in tropical rainforest areas. *Earth's Futur* **4**: 210–24.
- Lapola DM, Pinho P, Quesada CA, et al. 2018. Limiting the high impacts of Amazon forest dieback with no-regrets science and policy action. *Proc Natl Acad Sci* **115**: 11671–9.
- Latrubesse EM, Arima EY, Dunne T, et al. 2017. Damming the rivers of the Amazon basin. *Nature* **546**: 363–9.
- Lavado Casimiro WS, Labat D, Ronchail J, et al. 2013. Trends in rainfall and temperature in the Peruvian Amazon--Andes basin over the last 40 years (1965--2007). *Hydrol Process* **27**: 2944–57.
- Leite-Filho AT, Sousa Pontes VY, and Costa MH. 2019. Effects of Deforestation on the Onset of the Rainy Season and the Duration of Dry Spells in Southern Amazonia. *J Geophys Res Atmos* **124**: 5268–81.
- Lejeune Q, Davin EL, Guilloid BP, and Seneviratne SI. 2016. Influence of Amazonian deforestation on the future evolution of regional surface fluxes, circulation, surface temperature and precipitation. *Clim Dyn* **44**: 2769–86.
- Lewis SL, Brando PM, Phillips OL, et al. 2011. The 2010 Amazon drought. *Science* **331**: 554.
- Li W and Fu R. 2004. Transition of the Large-Scale Atmospheric and Land Surface Conditions from the Dry to the Wet Season over Amazonia as Diagnosed by the ECMWF Re-Analysis. *J Clim* **17**: 2637–51.
- Lopes A V, Chiang JCH, Thompson SA, and Dracup JA. 2016. Trend and uncertainty in spatial-temporal patterns of hydrological droughts in the Amazon basin. *Geophys Res Lett* **43**: 3307–16.
- Lovejoy, T.E. & Nobre, C. 2018. Amazon Tipping Point. *Science Advances* **4**, 2,eaba2340. Doi: 10.1126/sciadv.aat2340
- Magrin GO, Marengo JA, Boulanger J-P, et al. 2014. Central and South America. In: Barros VR, Field CB, Dokken DJ, et al. (Eds). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
- Malhi Y, Girardin CAJ, Goldsmith GR, et al. 2017. The variation of productivity and its allocation along a tropical elevation gradient: a whole carbon budget perspective. *New Phytol* **214**: 1019–32.
- Malhi Y and Wright J. 2004. Spatial patterns and recent trends in the climate of tropical rainforest regions. *Philos Trans R Soc London Ser B Biol Sci* **359**: 311–29.
- Marengo JA, Cunha AP, Cuartas LA, et al. 2021. Extreme Drought in the Brazilian Pantanal in 2019–2020: Characterization, Causes, and Impacts. *Front Water* **3**.
- Marengo JA, Tomasella J, Alves LM, et al. 2011. The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region. *Geophys Res Lett* **38**: n/a–n/a.
- Marengo JA, Alves LM, Soares WR, et al. 2013. Two contrasting severe seasonal extremes in tropical South America in 2012: flood in Amazonia and drought in northeast Brazil. *J Clim* **26**: 9137–54.
- Marengo JA, Soares WR, Saulo C, and Nicolini M. 2004. Climatology of the low-level jet east of the Andes as derived from the NCEP--NCAR reanalyses: Characteristics and temporal variability. *J Clim* **17**: 2261–80.
- Marengo JA, Souza Jr CM, Thonicke K, et al. 2018. Changes in climate and land use over the Amazon region: current and future variability and trends. *Front Earth Sci* **6**: 228.
- Marengo JA and Espinoza JC. 2016. Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia: causes, trends and impacts. *Int J Climatol* **36**: 1033–50.
- Marengo JA, Tomasella J, Soares WR, et al. 2012. Extreme climatic events in the Amazon basin. *Theor Appl Climatol* **107**: 73–85.
- McGregor S, Timmermann A, Stuecker MF, et al. 2014. Recent Walker circulation strengthening and Pacific cooling amplified by Atlantic warming. *Nat Clim Chang* **4**: 888–92.
- Meggers BJ. 1994. Archeological evidence for the impact of mega-Niño events on Amazonia during the past two millennia. *Clim Change* **28**: 321–38.
- Minville M and Garreaud RD. 2011. Projecting Rainfall Changes over the South American Altiplano. *J Clim* **24**: 4577–83.
- Mohor GS, Rodriguez DA, Tomasella J, and Júnior JLS. 2015. Exploratory analyses for the assessment of climate change impacts on the energy production in an Amazon run-of-river hydropower plant. *J Hydrol Reg Stud* **4**: 41–59.
- Molina RD, Salazar JF, Martínez JA, et al. 2019. Forest-Induced Exponential Growth of Precipitation Along Climatological Wind Streamlines Over the Amazon. *J Geophys Res Atmos* **124**: 2589–99.
- Molina-Carpio J, Espinoza JC, Vauchel P, et al. 2017. Hydroclimatology of the Upper Madeira River basin: spatio-temporal

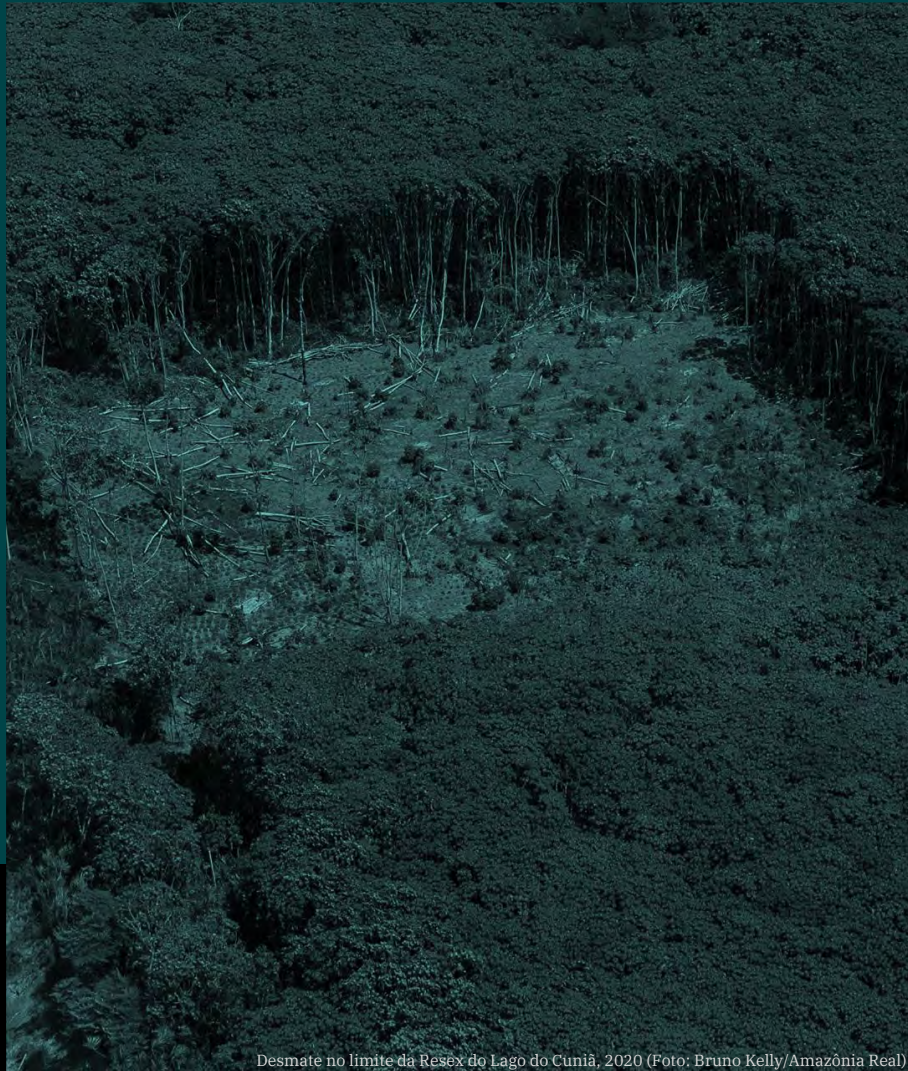
- variability and trends. *Hydrol Sci J* **62**: 911–27.
- Montini TL, Jones C, and Carvalho LM V. 2019. The South American low-level jet: A new climatology, variability, and changes. *J Geophys Res Atmos* **124**: 1200–18.
- Nobre CA, Sampaio G, Borma LS, *et al.* 2016. Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. *Proc Natl Acad Sci* **113**: 10759–68.
- Nobre P, Malagutti M, Urbano DF, *et al.* 2009. Amazon Deforestation and Climate Change in a Coupled Model Simulation. *Journal of Climate* **22**: 5686–97 (2009).
- Obrigon G and Marengo JA. 2007. Caracterização do clima no Século XX no Brasil: Tendências de chuvas e Temperaturas Médias Extremas. Brasília MMA/CPTEC/INPE Relatório no 2.
- Oliveira BFA, *et al.* 2021. Amazon deforestation and climate change: human risk analysis. *Nature Communications on Earth and Social Sciences*.
- Oti D and Ewusi A. 2016. Hydrometeorological Trends of Tocantins and Itacaiúnas Rivers in Brazil. In: 4th UMA-T Biennial International Mining and Mineral Conference.
- Pabón-Caicedo JD, Arias PA, Carril AF, *et al.* 2020. Observed and projected hydroclimate changes in the Andes. *Front Earth Sci* **8**: 61.
- Paca VH da M, Espinoza-Dávalos GE, Moreira DM, and Comair G. 2020. Variability of Trends in Precipitation across the Amazon River Basin Determined from the CHIRPS Precipitation Product and from Station Records. *Water* **12**: 1244.
- Parsons LA. 2020. Implications of CMIP6 projected drying trends for 21st century Amazonian drought risk. *Earth's Futur* **8**: e2020EF001608.
- Parsons LA, LeRoy S, Overpeck JT, *et al.* 2018. The Threat of Multi-Year Drought in Western Amazonia. *Water Resour Res* **54**: 5890–904.
- Pinel S, Bonnet M-P, S. Da Silva J, *et al.* 2020. Flooding dynamics within an Amazonian floodplain: water circulation patterns and inundation duration. *Water Resour Res* **56**: e2019WR026081.
- Posada D and Poveda G. 2017. Tendencias de largo plazo en los caudales de la cuenca Amazónica y su relación con el área de la cuenca. *Colomb Amaz* **8**.
- Posada-Gil D and Poveda G. 2015. Tendencias de largo plazo en los caudales de la cuenca Amazónica y su relación con el área de la cuenca. *Rev Colomb Amaz*: 123–36.
- Poveda G, Jaramillo L, and Vallejo LF. 2014. Seasonal precipitation patterns along pathways of South American low-level jets and aerial rivers. *Water Resour Res* **50**: 98–118.
- Rabatel A, Francou B, Soruco A, *et al.* 2013. Current state of glaciers in the tropical Andes: a multi-century perspective on glacier evolution and climate change. *Cryosph* **7**: 81–102.
- Ranasinghe R, Ruane AC, Vautard R *et al.* 2021. Climate Change Information for Regional Impact and for Risk Assessment. In Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [MassonDelmotte V, Zhai P, Pirani A. *et al.* (eds.)]. Cambridge University Press. In Press.
- Rasmussen KL and Houze RA. 2016. Convective Initiation near the Andes in Subtropical South America. *Mon Weather Rev* **144**: 2351–74.
- Resende AF de, Schöngart J, Streher AS, *et al.* 2019. Massive tree mortality from flood pulse disturbances in Amazonian floodplain forests: The collateral effects of hydropower production. *Sci Total Environ* **659**: 587–98.
- Rocha VM, Correia FWS, Silva PRT da, *et al.* 2017. Reciclagem de Precipitação na Bacia Amazônica: O Papel do Transporte de Umidade e da Evapotranspiração da Superfície. *Rev Bras Meteorol* **32**: 387–98.
- Rodriguez DA, Tomasella J, and Linhares C. 2010. Is the forest conversion to pasture affecting the hydrological response of Amazonian catchments? Signals in the Ji-Paraná Basin. *Hydrol Process An Int J* **24**: 1254–69.
- Ronchail J, Espinoza JC, Drapeau G, *et al.* 2018. The flood recession period in Western Amazonia and its variability during the 1985--2015 period. *J Hydrol Reg Stud* **15**: 16–30.
- Salati E and Vose PB. 1984. Amazon Basin: A System in Equilibrium. *Science* **225**: 129–38.
- Sampaio G, Borma LS, Cardoso M, *et al.* 2019. Assessing the possible impacts of a 4 C or higher warming in Amazonia. In: Climate change risks in Brazil. Springer.
- Santos DJ dos, Pedra GU, Silva MGB da, *et al.* 2020. Future rainfall and temperature changes in Brazil under global warming levels of 1.5°C, 2°C and 4°C. *Sustentabilidade Em Debate* **11**(3): 57–90.
- Satyamurty P, Costa CPW da, and Manzi AO. 2013. Moisture source for the Amazon Basin: a study of contrasting years. *Theor Appl Climatol* **111**: 195–209.
- Satyamurty P, Costa CPW Da, Manzi AO, and Candido LA. 2013. A quick look at the 2012 record flood in the Amazon Basin. *Geophys Res Lett* **40**: 1396–401.
- Satyamurty P, Castro AA de, Tota J, *et al.* 2010. Rainfall trends in the Brazilian Amazon Basin in the past eight decades. *Theor Appl Climatol* **99**: 139–48.
- Schöngart J and Junk WJ. 2020. Clima e hidrologia nas várzeas da Amazônia Central (WJ Junk, MTF Piedade, F Wittmann, and J Schöngart, Eds). *Várzeas Amaz Desafios para um Manejo Sustentável*: 44–65.
- Schoolmeester T, Saravia M, Andresen M, *et al.* 2016. Outlook on climate change adaptation in the Tropical Andes mountains. GRIDArendal and CONDESAN. Nairobi, Arendal, Vienna and Lima.
- Segura H, Espinoza JC, Junquas C, *et al.* 2020. Recent changes in the precipitation-driving processes over the southern tropical Andes/western Amazon. *Clim Dyn*: 1–19.
- Seiler C, Hutjes RWA, and Kabat P. 2013. Climate variability and trends in Bolivia. *J Appl Meteorol Climatol* **52**: 130–46.
- Seneviratne SI, Zhang X, Adnan M *et al.* 2021. Weather and Climate Extreme Events in a Changing Climate. In Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [MassonDelmotte V, Zhai P, Pirani A. *et al.* (eds.)]. Cambridge University Press. In Press.
- Shi M, Liu J, Worden JR, *et al.* 2019. The 2005 Amazon Drought Legacy Effect Delayed the 2006 Wet Season Onset. *Geophys Res Lett* **46**: 9082–90.
- Silva Y, Takahashi K, and Chávez R. 2008. Dry and wet rainy



- seasons in the Mantaro river basin (Central Peruvian Andes). *Adv Geosci* **14**: 261–4.
- Siqueira-Júnior JL, Tomasella J, and Rodriguez DA. 2015. Impacts of future climatic and land cover changes on the hydrological regime of the Madeira River basin. *Clim Change* **129**: 117–29.
- Sombroek W. 2001. Spatial and Temporal Patterns of Amazon Rainfall. *AMBIO A J Hum Environ* **30**: 388–96.
- Spracklen D V and Garcia-Carreras L. 2015. The impact of Amazonian deforestation on Amazon basin rainfall. *Geophys Res Lett* **42**: 9546–52.
- Staal A, Flores BM, Aguiar APD, et al. 2020. Feedback between drought and deforestation in the Amazon. *Environ Res Lett* **15**: 44024.
- Staal A, Tuinenburg OA, Bosmans JHC, et al. 2018. Forest-rainfall cascades buffer against drought across the Amazon. *Nat Clim Chang* **8**: 539–43.
- Sun L, Baker JCA, Gloor E, et al. 2019. Seasonal and inter-annual variation of evapotranspiration in Amazonia based on precipitation, river discharge and gravity anomaly data. *Front Earth Sci* **7**: 32.
- Timpe K and Kaplan D. 2017. The changing hydrology of a dammed Amazon. *Sci Adv* **3**: e1700611.
- Tomasella J, Borma LS, Marengo JA, et al. 2011. The droughts of 1996–1997 and 2004–2005 in Amazonia: hydrological response in the river main-stem. *Hydrol Process* **25**: 1228–42.
- Tomasella J, Pinho PF, Borma LS, et al. 2013. The droughts of 1997 and 2005 in Amazonia: floodplain hydrology and its potential ecological and human impacts. *Clim Change* **116**: 723–46.
- Ukkola AM, Kauwe MG De, Roderick ML, et al. 2020. Robust future changes in meteorological drought in CMIP6 projections despite uncertainty in precipitation. *Geophys Res Lett* **47**: e2020GL087820.
- Ent RJ van der, Savenije HHG, Schaeffli B, and Steele-Dunne SC. 2010. Origin and fate of atmospheric moisture over continents. *Water Resour Res* **46**.
- Vourlitis GL, Souza Nogueira J de, Almeida Lobo F de, and Pinto OB. 2015. Variations in evapotranspiration and climate for an Amazonian semi-deciduous forest over seasonal, annual, and El Niño cycles. *Int J Biometeorol* **59**: 217–30.
- Victoria RL, Martinelli LA, Moraes JM, et al. 1998. Surface air temperature variations in the Amazon region and its borders during this century. *J Clim* **11**: 1105–10.
- Vuille M, Franquist E, Garreaud R, et al. 2015. Impact of the global warming hiatus on Andean temperature. *J Geophys Res Atmos* **120**: 3745–57.
- Wang G, Sun S, and Mei R. 2011. Vegetation dynamics contributes to the multi-decadal variability of precipitation in the Amazon region. *Geophys Res Lett* **38**.
- Wang X-Y, Li X, Zhu J, and Tanajura CAS. 2018. The strengthening of Amazonian precipitation during the wet season driven by tropical sea surface temperature forcing. *Environ Res Lett* **13**: 94015.
- Wright JS, Fu R, Worden JR, et al. 2017. Rainforest-initiated wet season onset over the southern Amazon. *Proc Natl Acad Sci* **114**: 8481–6.
- Wu J, Lakshmi V, Wang D, et al. 2020. The Reliability of Global Remote Sensing Evapotranspiration Products over Amazon. *Remote Sens* **12**: 2211.
- Zaninelli PG, Menéndez CG, Falco M, et al. 2019. Future hydroclimatological changes in South America based on an ensemble of regional climate models. *Clim Dyn* **52**: 819–30.
- Zemp DC, Schleussner C-F, Barbosa HMJ, et al. 2014. On the importance of cascading moisture recycling in South America. *Atmos Chem Phys* **14**: 13337–59.
- Zemp DC, Schleussner C-F, Barbosa H, and Rammig A. 2017b. Deforestation effects on Amazon forest resilience. *Geophys Res Lett* **44**: 6182–90.
- Zemp DC, Schleussner C-F, Barbosa HMJ, et al. 2017a. Self-amplified Amazon forest loss due to vegetation-atmosphere feedbacks. *Nat Commun* **8**: 1–10.
- Zhan W, He X, Sheffield J, and Wood EF. 2020. Projected seasonal changes in large-scale global precipitation and temperature extremes based on the CMIP5 ensemble. *J Clim* **33**: 5651–71.
- Zhang Y, Fu R, Yu H, et al. 2009. Impact of biomass burning aerosol on the monsoon circulation transition over Amazonia. *Geophys Res Lett* **36**: L10814.
- Zipser EJ, Cecil DJ, Liu C, et al. 2006. Where are the most intense thunderstorms on earth? *Bull Am Meteorol Soc* **87**: 1057–72.
- Zulkafli Z, Buytaert W, Manz B, et al. 2016. Projected increases in the annual flood pulse of the Western Amazon. *Environ Res Lett* **11**: 14013.

## **Capítulo 23**

Impactos de la deforestación y el cambio climático sobre la biodiversidad, los procesos ecológicos y la adaptación ambiental

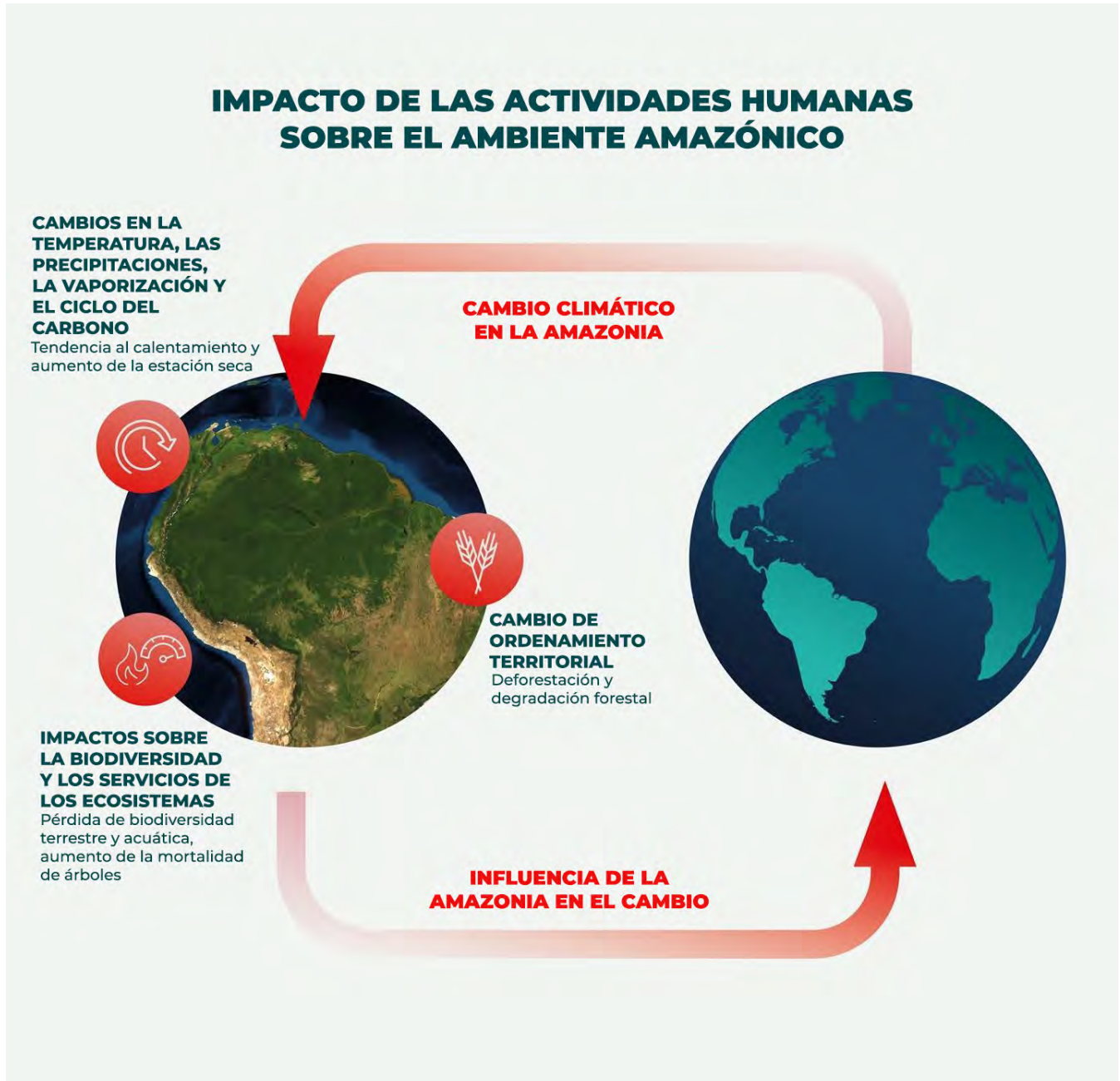


Desmate no limite da Resex do Lago do Cuniã, 2020 (Foto: Bruno Kelly/Amazônia Real)

## INDEX

<b>RESUMEN GRÁFICO .....</b>	<b>23.2</b>
<b>MENSAJES CLAVE.....</b>	<b>23.3</b>
<b>RESUMEN.....</b>	<b>23.3</b>
<b>23.1 IMPACTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO SOBRE LA BIODIVERSIDAD, INCLUYENDO LA DINÁMICA FORESTAL, EL CICLO DEL CARBONO, LOS ECOSISTEMAS COSTEROS Y DE AGUA DULCE.....</b>	<b>23.4</b>
23.1.1 CAMBIOS EN LA BIODIVERSIDAD PROVOCADOS POR EL CAMBIO CLIMÁTICO Y LA DEFORESTACIÓN .....	23.5
23.1.1.1 <i>Bosques de tierras bajas</i> .....	23.5
23.1.1.2 <i>Conectividad de tierras bajas con tierras altas</i> .....	23.6
23.1.1.3 <i>Ecosistemas acuáticos</i> .....	23.7
23.1.2 DINÁMICA FORESTAL EN UN CLIMA CAMBIANTE .....	23.9
23.1.3 CICLO Y ALMACENAMIENTO DEL CARBONO.....	23.11
23.1.4 IMPACTOS SOBRE EL AGUA DULCE .....	23.14
23.1.5 CAMBIO CLIMÁTICO E HIDROLOGÍA .....	23.15
<b>23.2 IMPACTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO SOBRE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS .....</b>	<b>23.17</b>
23.2.1 POLINIZACIÓN Y DISPERSIÓN DE SEMILLAS .....	23.17
23.2.2 ECOSISTEMAS ACUÁTICOS.....	23.19
<b>23.3 RETROALIMENTACIONES CLIMÁTICAS DE LA VEGETACIÓN Y LOS CAMBIOS EN EL USO DEL SUELO.....</b>	<b>23.20</b>
23.3.1 ALBEDO SUPERFICIAL Y BALANCE DE RADIACIÓN.....	23.21
23.3.2 CAMBIOS EN LA HUMEDAD DEL SUELO Y EVAPOTRANSPIRACIÓN.....	23.23
<b>23.4 EMISIONES E IMPACTO DE AEROSOLIOS BIÓGENOS Y DE LA QUEMA DE BIOMASA DENTRO Y FUERA DE LA REGIÓN.....</b>	<b>23.25</b>
23.4.1 IMPACTOS DE LAS EMISIONES DE LA QUEMA DE BIOMASA SOBRE EL BALANCE DE RADIACIÓN .....	23.25
23.4.2 IMPACTOS DEL OZONO DE LOS PRECURSORES DE LA QUEMA DE BIOMASA SOBRE EL ECOSISTEMA.....	23.27
23.4.3 IMPACTOS DE LAS EMISIONES DE LA QUEMA DE BIOMASA SOBRE LAS NUBES Y LA PRECIPITACIÓN.....	23.28
<b>23.5 CONCLUSIONES.....</b>	<b>23.29</b>
<b>23.6 RECOMENDACIONES .....</b>	<b>23.29</b>
<b>23.7 REFERENCIAS.....</b>	<b>23.30</b>

## Resumen Gráfico



**Figura 23.A** Impacto de las actividades humanas sobre el medio ambiente amazónico. El cambio climático afecta a la Amazonía a través del aumento de la temperatura, la alteración de los patrones de precipitación y los eventos climáticos extremos, lo que lleva a una mayor mortalidad de la vegetación y a la pérdida de la biodiversidad terrestre y acuática. Esto, junto con el cambio de uso del suelo a través de la deforestación y la degradación, reduce la evapotranspiración, cambia la dinámica del ciclo del carbono, disminuye la resiliencia de los ecosistemas y conduce a una mayor pérdida de biodiversidad y mortalidad de vegetación, emitiendo gases de efecto invernadero que impactan no solo a nivel regional, sino también a nivel global. Por otro lado, la deforestación amazónica potencia el cambio climático.

# Impactos de la deforestación y el cambio climático sobre la biodiversidad, los procesos ecológicos y la adaptación ambiental

*Paulo Artaxo<sup>a,b\*</sup>, Vera M.F. Almeida-Val<sup>c</sup>, Bibiana Bilbao<sup>d</sup>, Paulo Brando<sup>e</sup>, Mercedes Bustamante<sup>f</sup>, Michael T. Coe<sup>g</sup>, Sandra Bibiana Correa<sup>h</sup>, Francisco Cuesta<sup>i</sup>, Marcos Heil Costa<sup>j</sup>, Fernando Miralles-Wilhelm<sup>k</sup>, Norma Salinas<sup>l</sup>, Divino Vicente Silvério<sup>m</sup>, Adalberto Luis Val<sup>c</sup>.*

## Mensajes clave

- La Amazonía es una de las regiones de mayor riesgo, debido al cambio climático global, con la posibilidad de que más del 90% de las especies estén expuestas a temperaturas sin precedentes para el año 2100.
- Las brechas de conocimiento sobre el balance de carbono en la Amazonía son significativas, incluyendo el papel de la degradación forestal y el incremento de la fotosíntesis natural. Para cerrar estas brechas, se deben integrar la detección remota de mediciones de CO<sub>2</sub>, la recolección de datos de flujos de agua e intercambio de carbono tierra-atmósfera, con las mediciones obtenidas a través de aeronaves y modelos matemáticos.
- Reducir las emisiones de la quema de biomasa es fundamental para minimizar los impactos negativos en los ecosistemas y la salud humana.

## Resumen

El cambio climático ya está impactando mecanismos críticos del funcionamiento de los ecosistemas amazónicos. El aumento observado en la temperatura, los cambios en la precipitación y el aumento de los eventos climáticos extremos afectan los servicios ecosistémicos, la absorción de carbono y la duración de los períodos de sequía, entre otros efectos. También afecta la biodiversidad, seleccionando especies que tengan la capacidad de adaptarse rápidamente al cambio climático, incluyendo los peces de agua dulce y otros grupos ectotérmicos. En particular, los rendimientos de la pesca son importantes para la seguridad alimentaria y se han visto afectados por el cambio climático de manera impredecible. Además, las proyecciones indican que el cambio climático tendrá impactos adversos significativos en la polinización y la dispersión de semillas, produciendo cambios en la distribución de especies y el desacoplamiento de las interacciones bióticas, afectando los servicios ecosistémicos esenciales para el mantenimiento de los ecosistemas naturales y agrícolas. La precipitación en la Amazonía es sensible a las variaciones estacionales e interanuales de la temperatura superficial del mar, así como a fenómenos climáticos como El Niño y La Niña. El aumento de la intensidad y frecuencia de sequías e inundaciones tiene impactos importantes en el ciclo del carbono. Los niveles de agua

---

<sup>a</sup> Institute of Physics, University of São Paulo, Rua do Matão 1371, CEP 05508-090, São Paulo - SP, Brazil, artaxo@if.usp.br.

<sup>b</sup> Research Center for Greenhouse Gas Innovation – RCGI, Engineering School, University of São Paulo, Brazil.

<sup>c</sup> Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Av. André Araújo, 2936, Manaus - AM, 69067-375, Brazil.

<sup>d</sup> Universidad Simón Bolívar, Apartado 89000, Caracas 1080, Venezuela.

<sup>e</sup> Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, Brazil.

<sup>f</sup> University of Brasília, Brasília, Federal District, 70910-900, Brazil.

<sup>g</sup> Woodwell Climate Research Center, 149 Woods Hole Road, Falmouth, MA, United States, 02540-1644.

<sup>h</sup> Mississippi State University, 775 Stone Blvd, Mississippi State, MS 39762, United States.

<sup>i</sup> Universidad de las Américas, De Los Colimes esq, Quito 170513, Ecuador.

<sup>j</sup> Viçosa Federal University, Av. Peter Henry Rolfs, s/n - Campus Universitário, Viçosa - MG, 36570-900, Brazil.

<sup>k</sup> University of Maryland, College Park, MD 20742, United States.

<sup>l</sup> Pontifical Catholic University of Peru, Av. Universitaria 1801, San Miguel 15088, Peru.

<sup>m</sup> Universidade Federal Rural da Amazônia, Estr. Principal da Ufra, 2150 - Curió Utinga, Belém - PA, Brazil.

en Óbidos han aumentado significativamente en los últimos 30 años, y la escorrentía de la cuenca del Xingu ha aumentado en un 10% (posiblemente debido a la deforestación del 40% en dicha cuenca). La Amazonía fue un fuerte sumidero de carbono en la década de 1980, y las mediciones recientes muestran un sumidero de carbono mucho más débil en los bosques. La absorción neta media de carbono para la década de 1990 fue  $-0,59 \pm 0,18 \text{ Pg C y}^{-1}$ , mientras que para la década de 2010, los valores descendieron a  $-0,22 \pm 0,30 \text{ Pg C y}^{-1}$ . En años secos, como 2005 y 2010, el bosque pierde carbono a la atmósfera, aumentando las concentraciones de gases de efecto invernadero. Por otro lado, el aumento de los eventos climáticos extremos está reduciendo la absorción de carbono por parte del ecosistema amazónico. Las emisiones de la quema de biomasa también tienen impactos negativos significativos en el ecosistema, como la emisión de altas concentraciones de ozono que afectan la apertura de los estomas y la salud humana. Los aerosoles generados por la quema de biomasa alteran el balance de radiación, aumentando la radiación difusa en comparación con la radiación directa que afecta el ciclo del carbono. El aumento en el albedo de la superficie asociado con la deforestación cambia la temperatura superficial y la partición de energía. La degradación forestal podría ser tan crucial como la deforestación en términos de emisiones de carbono. Nuestro conocimiento científico actual apunta a que los bosques amazónicos se vuelven cada vez más susceptibles a los incendios forestales y las sequías. Las retroalimentaciones entre el cambio climático y el funcionamiento de los ecosistemas amazónicos son sustanciales y deben ser más estudiadas y cuantificadas, especialmente las retroalimentaciones en los ciclos del agua y del carbono. Necesitamos más estudios integrados que relacionen la pérdida de biodiversidad con el cambio climático, incluyendo la resiliencia. Adicionalmente, existe la necesidad de una red integral de observaciones ambientales amazónicas para brindar a la sociedad capacidades de diagnóstico de los cambios que ya están experimentando los ecosistemas terrestres y acuáticos.

*Palabras clave: Impactos del cambio climático, ciclo hidrológico, biodiversidad, ciclo del carbono, precipitación, pesca*

### **23.1 Impactos del Cambio Climático sobre la Biodiversidad, Incluyendo la Dinámica Forestal, el Ciclo del Carbono, los Ecosistemas Costeros y de Agua Dulce**

Los ecosistemas terrestres y el clima interactúan de manera compleja a través de cambios en el forzamiento del clima y múltiples retroalimentaciones biofísicas y biogeoquímicas que ocurren en diferentes escalas espaciales y temporales. El cambio climático impacta los ecosistemas de los bosques tropicales de varias maneras, pero la atribución no siempre es clara, porque la variabilidad natural del sistema climático puede ser grande. La caracterización precisa de la variabilidad hidroclimática en la Amazonía en varias escalas de tiempo es fundamental para comprender el vínculo entre el cambio climático y la biodiversidad (Cheng *et al.* 2013). La temperatura, la precipitación y los eventos climáticos extremos están cambiando cada vez más en los bosques tropicales y amazónicos. La gran biodiversidad de la Amazonía ayuda en cierta medida a proteger el

bosque, pero existen límites y umbrales para los impactos ambientales. La dinámica compleja del bosque está estrechamente relacionada con el ciclo del agua y el carbono, y los cambios en un solo componente afectan a toda la estructura. Geológicamente, el levantamiento andino fue crucial para la evolución de los paisajes y ecosistemas amazónicos (ver los Capítulos 1 y 2). Los patrones actuales de biodiversidad están profundamente arraigados en el período pre-cuaternario (Hoorn *et al.* 2010). Los estudios del paleoclima amazónico ayudan a comprender la formación y evolución de este rico entorno y muestran evidencia de que el impacto humano en los ecosistemas amazónicos podría haber sido sustancial durante los últimos milenios (Maezumi *et al.* 2018; Maksic *et al.* 2019; Cordeiro *et al.* 2014; Anhuf *et al.* 2006).

Los ecosistemas de agua dulce también interactúan con todo el ecosistema de manera compleja y, en el caso de la Amazonía, la cuenca alberga una biodiversidad acuática sin precedentes. En cuanto a los



**Figura 23.1** Vínculos entre el clima, la deforestación, la degradación forestal y los impactos de los incendios en los ecosistemas amazónicos. Para establecer políticas públicas sólidas sobre cambio de uso de suelo, es necesario tener una visión integrada de los principales impulsores e impactos. Adaptado de Luiz Aragão.

peces, más de 2400 especies (ver el Capítulo 3), desde grupos antiguos hasta modernos, habitan en todo tipo de cuerpos de agua, como pequeños arroyos, lagos y ríos grandes, y muchos están adaptados a condiciones difíciles. Algunas de estas especies de peces son importantes fuentes de proteínas para la población local (ver los Capítulos 15 y 30). Otras especies son esenciales para mantener el equilibrio biológico de los sistemas locales y la regeneración natural de los bosques inundables. Sin embargo, las condiciones desafiantes actuales de cuerpos de agua particulares, como el bajo pH, la alta temperatura y el bajo nivel de oxígeno disuelto, podrían empeorar por los cambios climáticos en curso. Como muchas especies de peces ya viven cerca de sus límites fisiológicos, los impactos ambientales en esas características del agua afectarían la biota acuática local (Braz-Mota y Almeida-Val 2021).

Este capítulo discutirá los impactos observados y pronosticados del cambio climático en los ecosistemas terrestres y acuáticos amazónicos. Nos centra-

remos en los impactos sobre la biodiversidad, los servicios ecosistémicos, el ciclo del carbono, la pesca y las emisiones de quema de biomasa. Todos estos aspectos están íntimamente relacionados, como se muestra en el esquema de la Figura 23.1.

### 23.1.1 Cambios en la biodiversidad provocados por el cambio climático y la deforestación

#### 23.1.1.1 Bosques de tierras bajas

Recientes publicaciones indican que el cambio climático global puede afectar la distribución futura de la biodiversidad y la composición de las comunidades ecológicas, el tamaño de las áreas de distribución de las especies, las probabilidades de extinción y la riqueza local de las especies. Varios estudios paleoclimáticos han informado cambios en la biodiversidad y las comunidades ecológicas asociados con el cambio climático en un rango de escalas de tiempo (Anhuf *et al.* 2006; Cheng *et al.* 2013; Cordeiro *et al.* 2014). La variabilidad climática asociada

con el forzamiento interno (como el acoplamiento océano/atmósfera/tierra) y externo (como la actividad solar o el vulcanismo) ha alterado los ecosistemas durante miles de años. Sin embargo, durante los últimos 20.000 años, la Amazonía ha tenido un clima relativamente estable.

Aunque la deforestación y la degradación de los bosques son actualmente la amenaza más importante para la biodiversidad en la Amazonía (ver los Capítulos 19 y 20), el cambio climático se está convirtiendo en un factor cada vez más relevante. El cambio climático y la deforestación combinados podrían causar una disminución de hasta un 58% en la riqueza de especies de árboles amazónicos para 2050. Las especies pueden perder un promedio del 65% de su área ambientalmente adecuada original, y un total del 53% se consideran amenazadas (Gomes *et al.* 2019). Algunas regiones amazónicas tienen más probabilidades de verse afectadas por los impactos sinérgicos de la deforestación y los cambios climáticos: el este de la Amazonía puede sufrir hasta el 95% de la pérdida de bosques para 2050, seguido por el suroccidente (81%) y el sur de la Amazonía (78%). Además, existe la influencia de los incendios forestales en las interacciones entre la deforestación y el cambio climático (Gomes *et al.* 2019).

Las composiciones florísticas y funcionales de los bosques amazónicos de tierras bajas bien conservados han ido cambiando según los registros de inventarios a largo plazo que abarcan 30 años. Entre los árboles recién reclutados, los géneros tolerantes a la sequía se han vuelto más abundantes, mientras que la mortalidad de los géneros dependientes de la humedad ha aumentado en las parcelas donde la estación seca es más intensa (Esquivel-Muelbert *et al.* 2019). Los resultados sugieren un cambio lento hacia una Amazonía más seca, con cambios en la dinámica de composición (reclutamiento y mortalidad) consistentes con los factores causantes del cambio climático. El aumento del dióxido de carbono atmosférico (CO<sub>2</sub>) está generando comunidades arbóreas compuesta por especies de mayor estatura. A pesar de los impactos del cambio climático en la composición de los bosques, los largos tiempos de generación de los árboles tropicales implican una

respuesta retardada de la diversidad de árboles al cambio climático (Esquivel-Muelbert *et al.* 2019).

Aunque el cambio climático afecta la biodiversidad, la diversidad de características de las plantas puede permitir que los bosques amazónicos se adapten a las nuevas condiciones climáticas protegiendo las funciones del ecosistema amazónico (Sakschewski *et al.* 2016; ver también el Capítulo 24). Sin embargo, los riesgos para la biodiversidad aumentarán con el tiempo con la progresión del cambio climático antropogénico, con proyecciones futuras de pérdida de biodiversidad global potencialmente catastróficas. Las proyecciones (entre 1850 y 2100) de temperatura y precipitación, para estimar el tiempo de exposición de un gran grupo de especies a un clima potencialmente peligroso, han indicado que la perturbación futura de los ensamblajes ecológicos sería abrupta (Trisos *et al.* 2020), debido a la exposición simultánea de la mayoría de las especies a condiciones climáticas más allá de los límites de su nicho. Según la trayectoria socioeconómica compartida SSP5-8,5 (emisiones altas) del Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés), tales eventos afectarán a los bosques tropicales en las próximas décadas.

A pesar del menor nivel de calentamiento en relación con las regiones templadas, la exposición es más significativa en el trópico. La poca variabilidad climática histórica y los gradientes térmicos poco profundos significan que muchas especies se encuentran cerca de sus límites térmicos superiores en toda su área de distribución geográfica. La Amazonía es una de las regiones (junto con el subcontinente Indio y el Indo-Pacífico) expuesta a mayor riesgo, con más del 90% de las especies en cualquier conjunto expuesto a temperaturas sin precedentes para el año 2100 (Trisos *et al.* 2020).

#### 23.1.1.2 Conectividad de tierras bajas con tierras altas

La Amazonía alberga una de las comunidades biológicas más diversas del mundo (ver los capítulos 2 a 4), y se pronostica para muchas especies la migración hacia hábitats más húmedos y fríos a medida que las tierras bajas se vuelven más secas y cálidas.



Siendo la cadena montañosa más extensa y más alta del continente, los Andes pueden representar el único refugio para muchas especies amazónicas, lo que podría resultar en una pérdida neta de especies en los bosques de tierras bajas (Colwell *et al.* 2008).

Es probable que las especies amazónicas de las tierras bajas sean muy vulnerables al cambio climático debido a su estrecho nicho térmico. Algunas áreas de los Andes pueden aumentar en riqueza de especies debido a la inmigración de especies de tierras bajas. Sin embargo, estas ganancias pueden verse contrarrestadas por otras amenazas a la biodiversidad, como la pérdida de hábitat. En partes de los Andes del norte, se pronostica que los cambios de especies de aves, mamíferos y anfibios provocados por cambios en el clima conducirán a ganancias promedio mínimas de 21 a 27% en la riqueza de especies, según dos escenarios de emisiones según Nakicenovic y Swart (2000) (Lawler *et al.* 2009).

Debido a que la mayoría de las especies tropicales podrían migrar a hábitats que coincidan con sus requisitos ecológicos en respuesta al cambio climático, proteger la conectividad de las tierras bajas con las tierras altas más frías puede brindar una ruta de escape para muchas especies de la megadiversidad amazónica y las partes bajas de los Andes. Los cinturones de bosque típicamente están subdivididos en montano superior (2500 m hasta el límite del bosque) y montano inferior (1500 a 2500 m). Sin embargo, muy pocos gradientes altitudinales de hábitat intacto se extienden desde las tierras bajas a ambos lados de los Andes hasta la línea de árboles o más arriba. Debido a que los bosques a menudo permanecen en cinturones aislados en elevaciones intermedias, muchas especies enfrentarán temperaturas más altas, lo que las obligará a desplazarse hacia zonas más elevadas. Simultáneamente, los bosques pueden ser empujados cuesta abajo por la expansión de los centros de población humana y el avance de la frontera agrícola.

### 23.1.1.3 Ecosistemas acuáticos

Un efecto significativo del cambio climático en la

función de los ecosistemas acuáticos y su biodiversidad (ver el Capítulo 3) es la interrupción del ciclo hidrológico natural debido a picos inusualmente bajos y altos en los niveles del agua durante sequías extremas e inundaciones (Marengo y Espinoza 2016; ver también el Capítulo 22). Tales eventos extremos afectan a plantas y animales, provocando cambios en múltiples niveles, desde individuos y poblaciones hasta comunidades y ecosistemas, a escala local y regional. En las llanuras aluviales de la Amazonía central, la sequía extrema de 2005 afectó la salud de los curimátidos detritívoros (*branquinhas*), lo que provocó que los peces fueran más delgados en relación con la longitud de su cuerpo (Correia *et al.* 2015). También provocó cambios en la abundancia de peces y la composición de las comunidades de peces, que se notaron una década más tarde (Röpke *et al.* 2017). En la Amazonía occidental, la sequía extrema de 2010 provocó una disminución significativa de las poblaciones de aves zancudas, delfines de río y peces (Bodmer *et al.* 2018). En contraste, las inundaciones extremas en 2009 y 2011-2015 causaron una disminución del 95% en la población de mamíferos terrestres y alteraron las interacciones depredador-presa. Estos cambios persistentes en la abundancia de vida silvestre cambiaron el esfuerzo de cacería y de pesca, y aumentaron la presión de pesca local por parte de los pueblos indígenas locales durante el período de inundación (Bodmer *et al.* 2018).

Los niveles futuros más altos del nivel del mar tendrán impactos importantes en los sistemas acuáticos de la Amazonía. Las aguas marinas se adentrarían profundamente en la Amazonía central, alterando drásticamente las costas, los hábitats, los microclimas y los patrones regionales de lluvia (ver el Capítulo 1). Esta gran incursión marina convertiría grandes áreas de selva amazónica de tierras bajas en hábitats estuarinos y marinos cercanos a la costa y posiblemente llevaría a muchas especies a la extinción.

Muchas especies de peces en la Amazonía son migratorias (ver el Capítulo 3), y su capacidad para migrar está amenazada por el cambio climático. Los

bagres Goliath (*Brachyplatystoma rousseauxii*, *B. platynemum*, *B. juruense* y *B. vaillantii*) realizan las migraciones más largas documentadas de peces de agua dulce en la Tierra (Barthem *et al.* 2017). Desde hábitats de desove de cabecera en/o cerca del piedemonte andino de Bolivia, Colombia, Ecuador y Perú hasta hábitats de cría en el estuario del Amazonas en el océano Atlántico. Sus viajes migratorios pueden expandirse a 11.600 km cuando los juveniles más viejos de *B. rousseauxii* regresan a sus lugares de nacimiento (Barthem *et al.* 2017). Los bajos niveles de agua durante eventos de sequía extrema pueden producir la fragmentación temporal del río, el bloqueo de las migraciones de peces y las extinciones locales (Freitas *et al.* 2012). Sin embargo, se necesitan estudios que evalúen la magnitud de las perturbaciones del cambio climático en las migraciones.

La tectónica y el cambio climático son marcas claras en la evolución de la biota amazónica. Los peces amazónicos han experimentado auges de especiación durante períodos críticos de disponibilidad de oxígeno, altas temperaturas y niveles extremos de dióxido de carbono (Albert *et al.* 2018). Las presiones ambientales en estos períodos geológicos dieron forma a la biología de miles de especies de peces en la Amazonía, incluyendo la aparición de características fisiológicas, bioquímicas y de reproducción peculiares en estas especies (Val y Almeida-Val 1995). Tres aspectos de la calidad del agua merecen ser destacados aquí, dada su vinculación con la conservación del bioma amazónico ante los nuevos escenarios impuestos por los cambios climáticos actuales y previstos para el futuro cercano. Estos aspectos son la disponibilidad de oxígeno en el medio acuático, la acidez del agua por disolución del CO<sub>2</sub> y el aumento de la temperatura.

La disponibilidad de oxígeno siempre ha sido un desafío ambiental importante para los peces en la Amazonía; Los peces presentan una amplia gama de adaptaciones para transferir oxígeno del ambiente a los diferentes órganos (Val y Almeida-Val 1995; Val *et al.* 1998). Ejemplos de estas adaptaciones son la respiración aérea en Pirarucu (*Arapaima gigas*) (Brauner y Val 1996) y la expansión de los labios inferiores de Tambaqui (*Colossoma macropomum*), una

importante especie comercial para toda la Amazonía (Saint-Paul 1984). Estas adaptaciones les permiten respirar en la superficie de la columna de agua y ponerse en contacto con una atmósfera modificada. El aumento de la temperatura contribuye a una mayor ventilación y, por tanto, a un mayor contacto de las branquias y los órganos respiratorios con el agua y el aire con propiedades modificadas (Almeida-Val y Hochachka 1995).

A medida que el agua se calienta, pierde su capacidad de retener oxígeno, pero al mismo tiempo provoca una mayor demanda de oxígeno en animales de sangre fría como los peces. Las especies de peces amazónicos andinos, en particular los que habitan en altitudes elevadas y prefieren el agua fría, son altamente susceptibles a las contracciones en su rango de distribución y eventualmente a la extinción a medida que avanzan río arriba, en busca de agua más fría (Herrera *et al.* 2020). Los aumentos en el metabolismo de las especies de aguas cálidas en los hábitats de las tierras bajas pueden desencadenar una mayor ingesta de alimentos y causar consecuencias imprevistas en las redes alimentarias locales. Los Tambaqui expuestos a condiciones experimentales, que imitan la temperatura del aire elevada y el CO<sub>2</sub> predicho por los escenarios de cambio climático, aumentaron su ingesta de alimentos, pero su crecimiento disminuyó en los escenarios de calentamiento más extremos (Oliveira y Val 2017). Estas respuestas fisiológicas de peces grandes y longevos como el Tambaqui pueden aumentar la competencia con otras especies de peces y reducir la capacidad de carga de los ecosistemas acuáticos.

Muchas especies de peces en la Amazonía son susceptibles a pequeños aumentos de temperatura (Campos *et al.* 2018). La temperatura crítica máxima de algunos grupos de peces ya está muy cerca de las temperaturas máximas promedio actuales. Pequeños aumentos de temperatura afectan a múltiples procesos fisiológicos. Los estudios con Tambaqui demostraron que los procesos reproductivos más básicos, como la fertilización, son sensibles a las condiciones ambientales, incluyendo la temperatura y el pH (Castro *et al.* 2020). Además, los cambios en los procesos metabólicos que proporcionan la

energía necesaria para la supervivencia de los peces en diferentes situaciones pueden ser un ejemplo de la mayor variabilidad ambiental en los ambientes amazónicos.

Las aguas ácidas son comunes en la Amazonía (ver el Capítulo 4). Las aguas negras del río Negro, por ejemplo, son típicamente ácidas, y algunos de sus lagos marginales pueden tener aguas con valores de pH tan bajos como 3,5. Aun así, cientos de especies de peces diferentes habitan estas aguas, incluyendo cientos de especies de peces ornamentales que sustentan una importante economía de algunos pueblos amazónicos (ver el Capítulo 30). Estamos lejos de conocer la resiliencia de los peces amazónicos a las variaciones de pH. Sin embargo, sabemos que utilizan diferentes estrategias para mantener la homeostasis iónica ante situaciones desafiantes impuestas por la acidez del río Negro (Gonzalez *et al.* 2002). También sabemos que los peces Tambaqui son notablemente resistentes a la exposición al agua ácida (Wood *et al.* 1998). Así, al menos para las especies estudiadas hasta ahora, salvo para la fertilización, el pH ácido no representa una limitante crítica. Sin embargo, se necesitan más estudios con otras especies de peces.

Estamos lejos de comprender los efectos del cambio climático en los peces de la Amazonía. Sin embargo, según los modelos del IPCC, ya sabemos que los peces se ven significativamente afectados cuando se exponen a escenarios ambientales simulados de temperatura, CO<sub>2</sub> y humedad para el año 2100. En el caso de Tambaqui, se observaron reajustes transcripcionales (Prado-Lima y Val. 2016), trastornos vertebrales intensos con aumento de los niveles de lordosis, cifosis y escoliosis (Lopes *et al.* 2018), y una conversión alimenticia reducida, junto con una mayor demanda de alimento, pero con menores tasa de crecimiento en los escenarios climáticos más drásticos (Oliveira y Val 2017). Las perturbaciones también ocurren con especies de peces ornamentales en el Río Negro (Fé-Gonçalves *et al.* 2018). Sin duda, la pesca y la acuicultura necesitarán incorporar nuevas tecnologías ante los nuevos escenarios climáticos para mantener la producción de proteínas y garantizar la seguridad alimentaria.

### 23.1.2 Dinámica forestal en un clima cambiante

La dinámica forestal se caracteriza por interacciones entre perturbaciones y procesos demográficos (p. ej., reclutamiento, crecimiento y mortalidad), que juntos dan forma a gran parte de la estructura, el contenido de carbono y la composición de especies de los bosques amazónicos. A pesar de su alta resiliencia, el cambio climático antropogénico está alterando significativamente la dinámica de los bosques en toda la cuenca. Esto incluye bosques primarios, degradados y secundarios. El cambio climático exacerba los impulsores crónicos (p. ej., el aumento de la temperatura y el CO<sub>2</sub>) del cambio forestal y el alcance, la frecuencia y la intensidad de los eventos de perturbación únicos y combinados, incluyendo los incendios forestales, las sequías, los derribamientos por el viento y el aumento de plagas. Una pregunta pendiente es si tales interacciones entre factores de estrés y perturbaciones serán lo suficientemente grandes como para superar la capacidad de los bosques tropicales para resistir y responder a tales cambios, especialmente cuando interactúan con el cambio de uso del suelo (ver el Capítulo 24).

Las emisiones globales de carbono han impactado los bosques más remotos de la Amazonía al cambiar la composición atmosférica y la temperatura del aire. La acumulación de CO<sub>2</sub> atmosférico ha contribuido al aumento del crecimiento de los bosques primarios y las tasas de mortalidad a mediados de la década de 2000 (Brienen *et al.* 2015). Aunque este efecto probable del CO<sub>2</sub> finalmente ha promovido ganancias de carbono (C) forestal, especialmente durante la década de 1990, las tasas de acumulación de carbono ahora se están desacelerando. Una posible explicación de este cambio es que las pérdidas por mortalidad forestal están superando las ganancias potenciales del crecimiento mejorado por los bosques. Otro factor que contribuye al aumento de la mortalidad, aparte del CO<sub>2</sub>, es el aumento de la temperatura del aire en la región. Muchos árboles amazónicos operan cerca de su límite bioclimático. Por lo tanto, cuando la temperatura del aire aumenta, la respiración autótrofa aumenta los costos relacionados con el carbono para el crecimiento de

los árboles, lo que explica en parte por qué la acumulación de carbono en los bosques amazónicos disminuye casi 9 MgC ha por grado centígrado de aumento en la temperatura del aire (Hubau *et al.* 2020). Las temperaturas diurnas extremas son fundamentales para reducir las tasas de crecimiento de los árboles.

Otra característica de los bosques intactos de tierras bajas que está cambiando es su composición florística y funcional, con un cambio continuo en la composición de especies de árboles en la Amazonía hacia una comunidad asociada más seca (Esquivel-Muelbert *et al.* 2019). Estos cambios se han relacionado con los impulsores del cambio climático que alteran el reclutamiento y la mortalidad de los bosques, y el CO<sub>2</sub> atmosférico juega un papel importante. En general, estos cambios continuos en la dinámica de los bosques primarios han sido sutiles, y registradas localmente en parcelas de campo ubicadas en bosques primarios.

Aunque los bosques han evolucionado estando expuestos a un pequeño nivel de perturbación, el aumento de los regímenes de perturbación puede causar una degradación forestal severa y prolongada. Esto puede reducir drásticamente la riqueza de especies forestales, reducir la capacidad de almacenamiento de carbono y causar cambios significativos en la composición de especies (hacia una comunidad de plantas más generalista y menos diversa). Los bosques más susceptibles a estas perturbaciones crecen a lo largo de los márgenes sur y este más secos de la Amazonía, donde la sequía, los incendios forestales y la fragmentación ya interactúan de manera sinérgica (Morton *et al.* 2013; Alencar *et al.* 2015). Los bosques de tierras bajas (p. ej., *igapos*) también son particularmente vulnerables a algunas de estas perturbaciones, incluyendo las interacciones entre incendios y sequías (Flores *et al.* 2017). A pesar de la extensa degradación causada por las interacciones sequía-incendio en la Amazonía, aún no está claro cuánto es causado por el cambio climático en sí, dadas las complejas interacciones que involucran el cambio de uso del suelo.

Aunque los bosques perturbados por la combinación de eventos extremos pueden recuperarse eventualmente, aún no está claro cuánto tiempo llevará. Un solo evento de perturbación, como la sequía, puede matar a las especies más susceptibles y seleccionar árboles más resistentes a la sequía, lo que potencialmente puede reducir la mortalidad de los árboles en eventos sucesivos. Además, estudios previos sugieren que incluso los bosques severamente perturbados pueden recuperar algunas características previas a la perturbación (p. ej., flujos de H<sub>2</sub>O) durante décadas (Chazdon *et al.* 2016). Sin embargo, se espera que el cambio climático aumente los riesgos de nuevas perturbaciones que afecten el área, quizás antes de que se produzca la recuperación. Si bien los niveles más altos de CO<sub>2</sub> atmosférico pueden facilitar la recuperación de los bosques, las perturbaciones más frecuentes darían como resultado un empobrecimiento crónico de la biomasa y la biodiversidad, especialmente en paisajes que se vuelven más fragmentados por la deforestación (ver el Capítulo 24). De hecho, a medida que cambia el clima regional, se espera que la resiliencia de los bosques disminuya (Schwalm *et al.* 2017).

Los estudios de modelaje indican que el cambio climático tendrá efectos potencialmente significativos sobre los bosques en un futuro próximo. Considerando solo los bosques primarios, el aumento de la concentración atmosférica de CO<sub>2</sub> teóricamente podría compensar las pérdidas en las reservas de carbono por el aumento de la temperatura. Sin embargo, estudios recientes sugieren que el efecto de fertilización con CO<sub>2</sub> está limitado principalmente por la disponibilidad de otros nutrientes y la diversidad de estrategias funcionales entre especies (Fleischer *et al.* 2019). La mayoría de los modelos predictivos de vegetación o Modelos del Sistema Terrestre (ESM, por sus siglas en inglés) que se utilizan para proyectar trayectorias potenciales de los bosques amazónicos son demasiado sensibles a la fertilización con CO<sub>2</sub>, carecen de limitaciones de nutrientes adecuadas, no son muy sensibles a la variabilidad de la precipitación y carecen de perturbaciones como la mortalidad de árboles inducida por se-

quías por los incendios forestales, y efectos de borde. Otra prioridad para los modelos de vegetación dinámica es la representación de la hidrodinámica de las plantas, la distribución de agua y nutrientes debajo del suelo y la repartición de la radiación solar entre las copas de las plantas en competencia (Fisher *et al.* 2018).

Mejorar nuestra comprensión de los impactos potenciales del cambio climático en los bosques en el futuro cercano requiere un monitoreo a largo plazo, desde árboles individuales hasta todo el continente. También implica mejorar los modelos dinámicos actuales de vegetación global, que son la principal herramienta utilizada para pronosticar las posibles trayectorias de los bosques tropicales. Los ESM predicen que la Amazonía será más seca que en la actualidad, con una sensibilidad adicional exacerbada de los modelos de vegetación sobre el efecto de fertilización con CO<sub>2</sub> (Ahlström *et al.* 2017). Aunque estos modelos han avanzado rápidamente, este sistema extraordinariamente complejo con más de 15.000 especies de árboles aún no se ha entendido por completo. Los posibles legados de una mayor degradación de los bosques por la agravación de las perturbaciones pueden persistir durante largos períodos. Esto requiere la urgencia de identificar umbrales potencialmente catastróficos de deterioro de la salud de los bosques asociados con el aumento de las temperaturas y los cambios en los patrones de precipitación (ver el Capítulo 22).

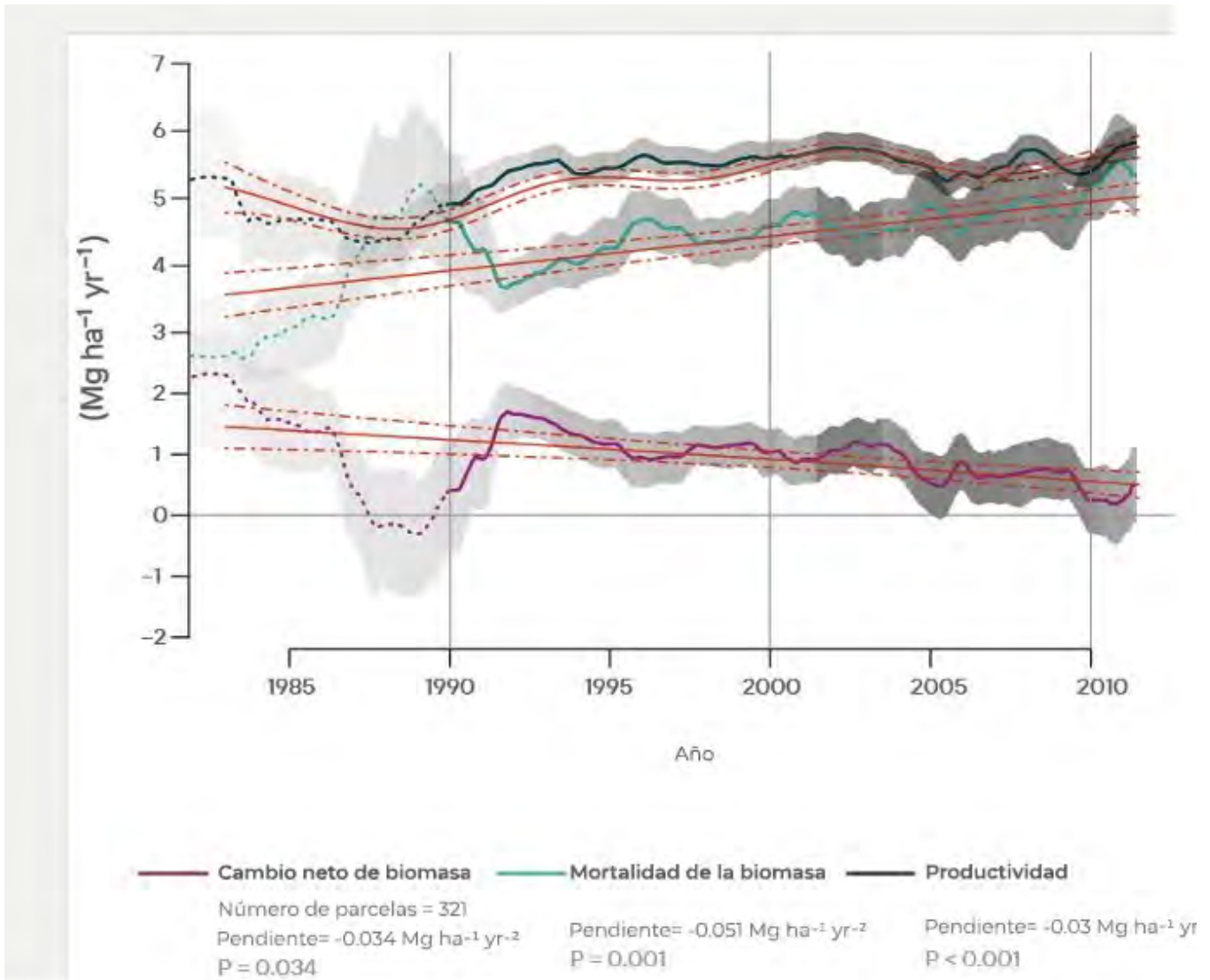
### 23.1.3 Ciclo y almacenamiento del carbono

El equilibrio a largo plazo entre la absorción de carbono durante la fotosíntesis y las pérdidas de carbono durante la respiración y la mortalidad de la vegetación dicta cuánto carbono pueden almacenar los bosques amazónicos. El ecosistema amazónico maduro almacena grandes cantidades de carbono por encima y por debajo del suelo (~150–200 Gt C; ver el Capítulo 6). La producción de biomasa leñosa (tejido vegetal de vida más larga y una importante reserva de C) representa aproximadamente del 8 al 13% de la absorción fotosintética de carbono. La

mayor parte del resto se vuelve a expulsar a la atmósfera. Simultáneamente, una fracción menor se almacena como azúcares y almidón, destinados al crecimiento o al mantenimiento de procesos fisiológicos. La productividad primaria bruta total (PPB) asignada para el crecimiento (productividad primaria neta; PPN) oscila entre el 30 y el 45%, y una mayor parte de la PPN se utiliza para el incremento de la madera (39%) que para la producción de hojas (34%) y raíces finas (27%) (Malhi *et al.* 2011). Hay relativamente pocas mediciones directas de la PPN y PPB en la Amazonía. La magnitud de la PPB varía significativamente con la precipitación y el estado de los nutrientes del suelo, con los valores más altos encontrados en los bosques húmedos del noroeste del Amazonas y los valores más bajos encontrados en regiones con una estación seca prolongada (Malhi *et al.* 2015). Sin embargo, pocos estudios han cuantificado todos estos componentes de la PPN y su distribución entre los componentes del bosque.

La variabilidad espacial de la absorción de C y la productividad de los bosques amazónicos se relaciona fuertemente con los gradientes climáticos a lo largo de la cuenca. En general, la fotosíntesis es más baja en regiones con una precipitación anual total promedio < 2.000 mm y estaciones secas más largas > 3,5 meses (Guan *et al.* 2015). Las áreas húmedas extremas pueden limitar la PPB debido a la alta cobertura de nubes y la poca disponibilidad de luz (Lee *et al.* 2013). A pesar de la variabilidad en el PPB a lo largo de la Amazonía, la mayoría de los bosques primarios de gran altura promedian entre 20 y 40 MgC (megagramos de carbono o 10<sup>6</sup> g)/ha por año (Malhi *et al.* 2011). La PPN puede seguir patrones espaciales similares a los de la PPB, ambas tienen diferencias comunes debido a la influencia de la respiración autótrofa en la PPN (Brando *et al.* 2019a).

Estudios recientes han demostrado que el ciclo del carbono forestal en la región está cambiando, con implicaciones importantes para este gran reservorio mundial de carbono. Hace algunas décadas, los bosques primarios de la Amazonía estaban removiendo carbono de la atmósfera a una tasa de aproxi-



**Figura 23.2** Cambios netos a largo plazo en la biomasa aérea de los bosques tropicales maduros en la Amazonía. Tendencias en productividad y mortalidad en todos los sitios desde 1985 hasta 2010. a) Cambio neto de biomasa, b) mortalidad de biomasa y c) productividad forestal. Es posible observar una disminución en el cambio neto de biomasa debido a un aumento en la mortalidad de la biomasa. Adaptado de Brien et al. 2015.

madamente 0,5 toneladas por hectárea por año (Ometto *et al.* 2005; Araujo *et al.* 2002; Chambers *et al.* 2001; Artaxo *et al.* 2021). Sin embargo, la tasa de acumulación de carbono ha disminuido drásticamente en las últimas dos décadas. Una razón importante para esta reducción son las sequías significativas que causan reducciones generalizadas en el

crecimiento de los árboles y aumentos en la mortalidad de los árboles, especialmente los más grandes y ricos en carbono, como se muestra en la Figura 23.2 (Brien *et al.* 2015; Brando *et al.* 2019a). Otra posible causa de la reducción es el aumento del CO<sub>2</sub> atmosférico, lo que promueve mayores tasas de renovación forestal (McDowell *et al.* 2018). Como re-

sultado combinado de estos cambios, la capacidad de acumulación de carbono de los bosques no perturbados se está debilitando tanto para la Amazonía como para África tropical, con la posibilidad de que los bosques se conviertan en fuentes globales de carbono (Hubau *et al.* 2020; Brienen *et al.* 2015; Gatti *et al.* 2021).

Dado el impacto significativo del clima (precipitación, temperatura, nubosidad) en la geografía de las reservas de carbono y la productividad de los bosques amazónicos, se espera que los cambios climáticos en curso provoquen cambios significativos en el ciclo del carbono forestal. Los cambios futuros de temperatura y precipitación, además del aumento de los eventos climáticos extremos, traerán estrés adicional (Lovejoy y Nobre 2018, 2019; Nobre *et al.* 2019; Aguiar *et al.* 2016). Aunque se estima que los bosques tropicales intactos son el sumidero de carbono más grande de la Tierra (Pan *et al.* 2011; Phillips *et al.* 2009; Ometto *et al.* 2005), la estabilidad de este sumidero es susceptible al calentamiento climático y a procesos de perturbación (Lenton *et al.* 2008). Se espera que un cambio en los regímenes de sequía reduzca la capacidad de almacenamiento de carbono de los bosques tropicales, especialmente aquellos ubicados en la parte sureste de la Cuenca. Tales cambios en las interacciones clima-bosque muy probablemente cambiarán las emisiones y los procesos atmosféricos que se han discutido en las secciones anteriores, especialmente si el cambio climático global se ve agravado regionalmente por la deforestación (Hoffmann *et al.* 2003). Los bosques quemados en la Amazonía tienen reservas de carbono un 25% más bajas de lo esperado 30 años después de los incendios, sin una mayor recuperación en la dinámica de crecimiento y mortalidad (Silva *et al.* 2018; ver también el Capítulo 19).

La Amazonía actualmente está sujeta a presiones que van mucho más allá del cambio climático (ver los Capítulos 14–21). Una amplia gama de perturbaciones severas, ya sean naturales o provocadas por el hombre, han amenazado directa o indirectamente la salud, las funciones y los servicios de los ecosistemas en la Amazonía, afectando la biodiversidad y las

funciones de almacenamiento de carbono (Trumbore *et al.* 2015). Un problema importante es que estas perturbaciones interactúan con el cambio climático global y tienen efectos potencialmente agravantes en las reservas de carbono de los bosques (ver también el Capítulo 19). En el sureste de la Amazonía, los bosques se vuelven mucho más vulnerables a los incendios a lo largo de sus bordes con campos agrícolas, durante las sequías y las olas de calor, y donde la tala elimina la cubierta vegetal. Una vez que los bosques se queman, tienden a ser perturbados más severamente por las tormentas que los bosques primarios, lo que explica por qué las reservas de carbono forestal pueden reducirse en un 90% cuando se ven afectados por estas perturbaciones (Brando *et al.* 2019b).

Desafortunadamente, las reservas de carbono de los bosques amazónicos no están amenazadas solo por las interacciones entre las perturbaciones de los bosques y el cambio climático. La deforestación también ha sido un impulsor esencial de las reducciones del almacenamiento de carbono. En las últimas tres décadas, la selva amazónica brasileña ha perdido 741.759 km<sup>2</sup> de bosques (MapBiomas 2020), lo que representa el 19% del área boscosa amazónica brasileña. La tasa anual de deforestación amazónica se redujo considerablemente de 27.772 km<sup>2</sup> a 4.571 km<sup>2</sup> por año entre 2004 y 2012, lo que demuestra que es posible y factible reducir la deforestación tropical (Figura 23.3; ver también el Capítulo 17). Desafortunadamente, de 2012 a 2020, la deforestación aumentó significativamente y la tasa anual de deforestación en 2020 fue de 10.851 km<sup>2</sup> debido a cambios en las políticas nacionales brasileñas para la región amazónica. La deforestación de 2019 en la Amazonía brasileña liberó aproximadamente 559 MtCO<sub>2</sub>, según estimaciones del Instituto Nacional de Investigaciones Espaciales de Brasil (INPE 2021), y la presión de la deforestación está aumentando las emisiones de carbono. Los bordes restantes del bosque se han vuelto mucho más inflamables y propensos a quemarse (Brando *et al.* 2020). Estas emisiones van en contra de las Contribuciones Nacionalmente Determinadas (NDC) de Brasil al Acuerdo de París, cuyo compromiso es eliminar la deforestación ilegal para 2030.

Deforestación en la Amazonia 1977-2020 en KM<sup>2</sup> por año

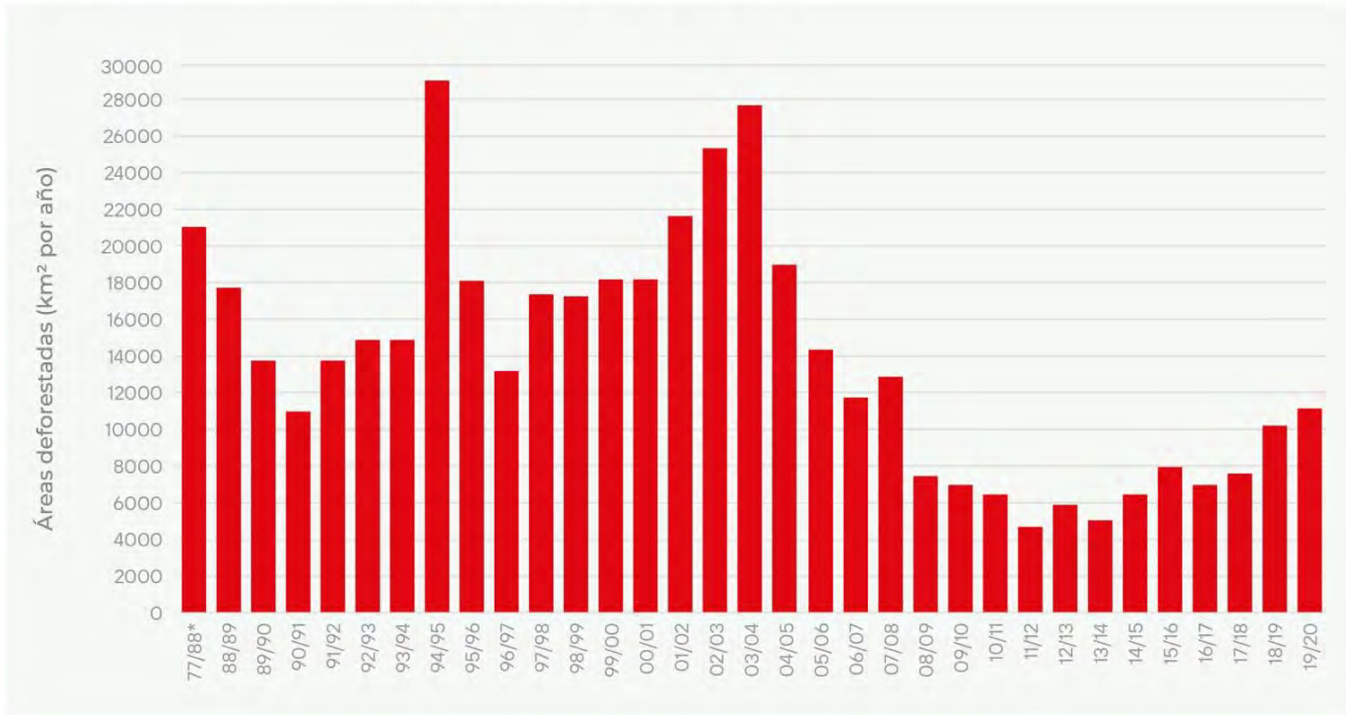


Figura 23.3 Serie temporal del área anual deforestada en la Amazonía brasileña, de 1977 a 2020. Datos del programa INPE PRODES.

Existe un debate en curso sobre el flujo neto de carbono entre los bosques amazónicos y la atmósfera cuando se considera toda la cuenca (consulte el Cuadro cruzado sobre el presupuesto de carbono de el SPA). Algunos estudios indican que la acumulación de carbono de los bosques es lo suficientemente grande como para compensar las pérdidas de carbono por perturbaciones y deforestación, mientras que otros señalan que los bosques amazónicos actúan como fuentes de carbono (p. ej., Pan *et al.* 2011; Gloor *et al.* 2012; Baccini *et al.* 2017; Schimel *et al.* 2015; Brienen *et al.* 2015). Este aparente desacuerdo se debe principalmente a que el flujo neto de carbono es la diferencia entre dos grandes flujos brutos. Las emisiones de carbono resultan principalmente de la deforestación, y la absorción de carbono se debe al crecimiento de los bosques, probablemente respaldado por la creciente concentración de CO<sub>2</sub> en la atmósfera.

En consecuencia, cualquier cambio en los procesos que afectan las interacciones atmósfera-biosfera puede cambiar significativamente la transferencia neta de carbono entre los bosques tropicales y la atmósfera, con repercusiones sustanciales para los niveles de CO<sub>2</sub> atmosférico y el clima global (Lewis 2006; Chambers y Silver 2004). En otras palabras, si se evitaran la deforestación, la degradación forestal, los incendios forestales y los efectos de borde, la absorción neta de carbono de los bosques amazónicos contribuiría mucho más eficazmente a la eliminación de carbono de la atmósfera (Houghton *et al.* 2018).

#### 23.1.4 Impactos sobre el agua dulce

Los ecosistemas de agua dulce de la Amazonía han sido impactados por cambios en el paisaje durante su formación y evolución (ver los Capítulos 1 y 2).



Aunque sean naturales, estos cambios dejan una huella que formará parte de varios ecosistemas, y todos los organismos acuáticos están adaptados a ellos. El mayor impacto evolutivo en la historia reciente del agua dulce es la captura de ríos debido a cambios geológicos (Val *et al.* 2014). La captura de ríos es un mecanismo geomórfico de reorganización de redes por el cual una cuenca captura grandes porciones de la red de una cuenca adyacente, creando así una barrera para la dispersión de especies. Los cambios en el paisaje de los cuerpos de agua amazónicos, como la reorganización de la red de drenaje, influyen en el rango de distribución y la conectividad de la biota acuática y, por lo tanto, en su evolución (Albert *et al.* 2018). Dichos cambios naturales han ocurrido en la Amazonía desde el levantamiento andino, lo que resultó en un cambio en el paisaje y provocó la pérdida de hábitat (Wittmann y Householder 2016). La pérdida de hábitat es el principal impulsor tanto de la aparición como de la extinción de nuevas especies, siendo esta última el impacto más sustancial en los sistemas de agua dulce. Sin embargo, los impactos continuos no dan suficiente tiempo para que los conjuntos de peces, las especies o las poblaciones se recuperen o se puedan adaptar a las nuevas condiciones, lo que amenaza la persistencia de las especies en esos ecosistemas.

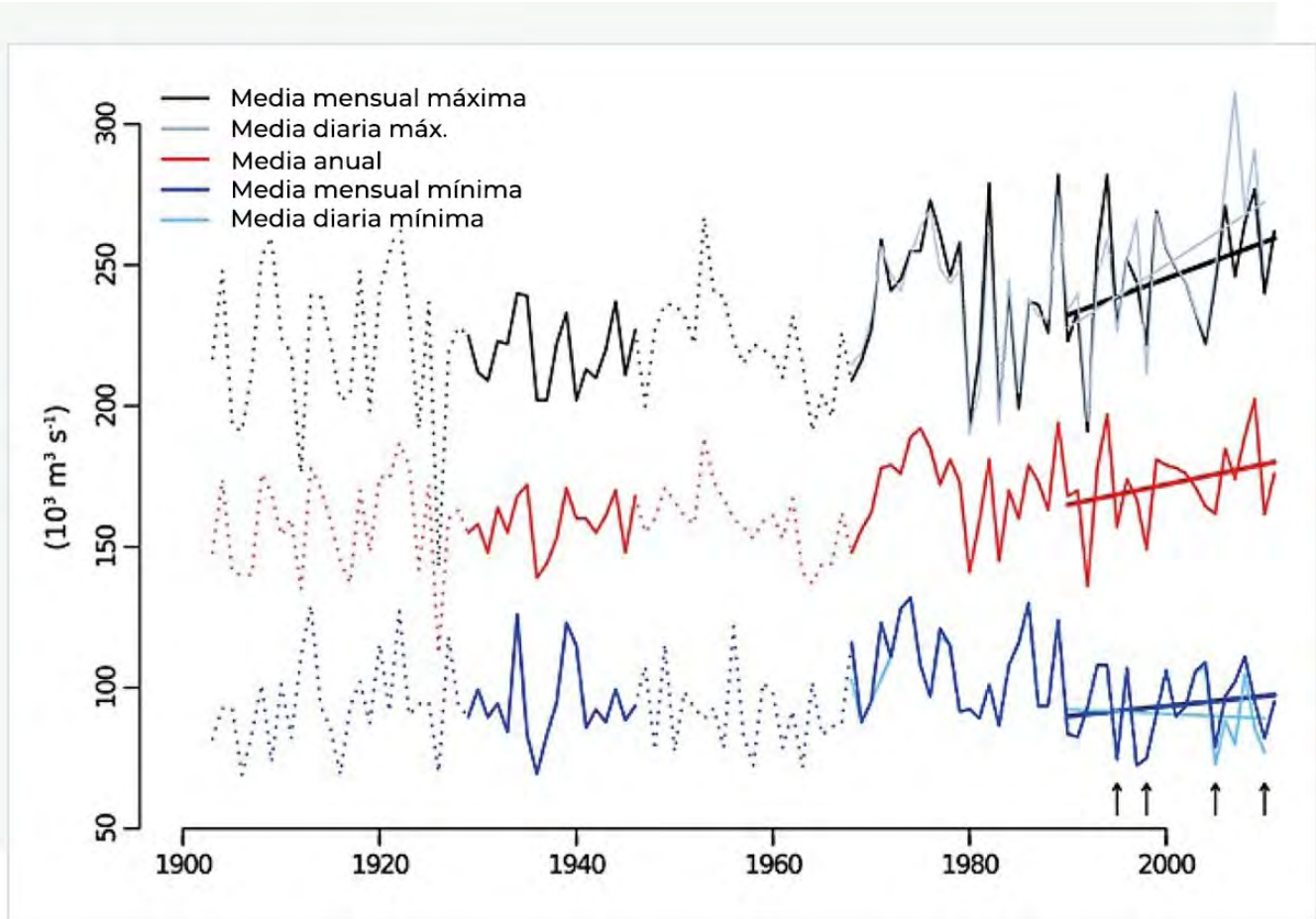
Las actividades humanas recientes han causado varias pérdidas de hábitat y la extinción de muchas especies en el tiempo evolutivo actual. Estos cambios están ocurriendo tan rápido que actualmente se conoce como la sexta extinción masiva (Ceballos *et al.* 2017). Además de las tasas de extinción actuales, los impactos de la minería, las centrales hidroeléctricas, la sobrepesca y la liberación de contaminantes industriales, urbanos y médicos generan efectos sinérgicos sobre la biota acuática en el paisaje de la cuenca Amazónica (ver el Capítulo 20). Como ya se mencionó, los peces del Amazonas están adaptados a condiciones extremas como pH bajo, oxígeno disuelto variable (cambios tanto espaciales como diurnos/nocturnos), y también falta periódica de oxígeno y tipos variables de agua que tienen diferentes cantidades de carbono orgánico disuelto (DOC).

La mayoría de las acciones antrópicas inducen cambios en estas características de calidad del agua, lo que resulta en aumentos de temperatura, hipoxia y acidificación. Los efectos sinérgicos de la liberación de herbicidas causan daños tisulares, celulares y en el ADN que son agudos y aún peores cuando los peces enfrentan hipoxia y temperaturas más altas (Silva *et al.* 2019; Souza *et al.* 2019).

La exposición de algunas especies, particularmente el Tambaqui (una especie modelo), a las salas climáticas construidas para imitar el escenario futuro pronosticado por el IPCC para el año 2050 reveló muchos daños y cierto grado de mortalidad en los peces sometidos a temperaturas más cálidas. La expresión génica del transcriptoma completo mostró que los genes expresados diferencialmente actúan para reajustar o adaptar la expresión de proteínas y responder a cambios en su metabolismo (Fé-Gonçalves *et al.* 2020). Es decir, o ajustan su metabolismo o mueren. Sin embargo, son pocos los estudios considerando los efectos del cambio climático en la dimensión de la biota acuática en la Amazonía. Estamos lejos de comprender cómo la compleja red de impactos causados por el ser humano en el pasado reciente modificará la biota acuática en varios niveles ecológicos y biológicos.

### 23.1.5 Cambio climático e hidrología

Varios factores climáticos perturban el ciclo hidrológico de la cuenca amazónica. La precipitación en la Amazonía es sensible a las variaciones estacionales e interanuales de la temperatura superficial del mar (TSM) en los océanos tropicales (Fu *et al.* 2001; Liebmann y Marengo 2001; Marengo *et al.* 2008a,b; ver también los Capítulos 5 y 22). El calentamiento del Pacífico oriental tropical durante eventos de El Niño suprime las lluvias de la estación húmeda al modificar la Circulación de Walker (Este-Oeste). Las teleconexiones a gran escala conducen a cambios simultáneos en el trópico y en el hemisferio norte, alterando el flujo de humedad hacia la Amazonía e induciendo eventos de sequía (Williams *et al.* 2005; Ronchail *et al.* 2002). Además, las variaciones en la



**Figura 23.4** Serie temporal a largo plazo de la descarga del río Amazonas en Óbidos durante la estación seca (azul), la estación húmeda (verde) y todo el año (rojo). Fuente: Gloor et al. (2013).

precipitación amazónica también están vinculadas a la TSM en el Atlántico tropical (Liebmann y Marengo 2001). Un calentamiento del Atlántico norte tropical en relación con el sur conduce a un desplazamiento hacia el noroeste en la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) y compensa el descenso de la masa de aire seco atmosférico sobre la Amazonía, a veces produciendo intensas sequías como las de 1963 y 2005 (Marengo et al. 2008a,b). Gloor et al. (2013) mostraron que la descarga del río Amazonas en Óbidos aumenta significativamente durante las estaciones seca y húmeda. Esto podría deberse a un aumento en la entrada de vapor de agua del Atlántico tropical debido al aumento sustancial de la temperatura de la superficie del mar desde la década de

1980. En la Figura 23.4 se muestra una serie temporal de la descarga del río Amazonas en Óbidos.

Las observaciones y los modelos sugieren que la deforestación a gran escala podría causar un clima más cálido y algo más seco al alterar el ciclo hidrológico regional (ver también el Capítulo 22). Resultados de modelos (Sampaio et al. 2007; Sampaio 2008) sugieren que si se pierde más del 40% de la extensión original de la selva amazónica, la precipitación disminuirá significativamente en la Amazonía oriental. La deforestación total podría causar que la Amazonía oriental se calentara más de 4°C, y la precipitación de julio a noviembre podría disminuir en un 40%. Fundamentalmente, estos cambios serían

adicionales a cualquier cambio resultante del aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI); la reducción de la deforestación puede compensar los impactos de los GEI. Se ha sugerido que entre el 20% y el 25% de la deforestación en toda la cuenca puede ser un punto de inflexión más allá del cual la pérdida de bosques causa impactos climáticos que provocan una mayor pérdida de bosques (ver el Capítulo 24; Sampaio *et al.* 2007).

Una pregunta clave es si existe una tendencia general a largo plazo durante las últimas décadas hacia condiciones de sequía y, de ser así, en qué medida está asociada con las emisiones de GEI y la deforestación. Li *et al.* (2008) muestran que el Índice de Precipitación Estándar (IPS), una medida de los cambios en la precipitación normalizados por la desviación estándar, sí sugiere una tendencia de sequía más generalizada en el sur de la Amazonía entre 1970 y 1999. Previamente, las tendencias estudiadas por Marengo (2009) para el período 1929-1998 sugirieron que no existió ninguna tendencia de precipitación unidireccional en toda la región amazónica. Sin embargo, se identificó una ligera tendencia negativa/positiva en la Amazonía norte/sur. Para comprender las discrepancias entre estos estudios, es necesario evaluar las escalas de tiempo en las que se analizaron los datos. Quizás, el aspecto más crítico del cambio de la precipitación natural amazónica es la variabilidad interanual e interdecadal de la precipitación. Los estudios han identificado una tendencia negativa para el sur de la Amazonía durante 1970–1999 que coincidió con la tendencia a la baja de la precipitación de mediados de la década de 1970–1998 de la variabilidad interdecadal de la precipitación en el norte de la Amazonía (Marengo 2009). Esta variabilidad decadal parece estar relacionada con las variaciones interdecadales de la TSM en el Atlántico tropical (ver el Capítulo 22).

A pesar de algunos avances en la reducción de las tasas de deforestación de 2002 a 2011, después de 2005, algunas partes de la cuenca Amazónica, como la región amazónica oriental, una zona de transición entre los entornos de selva tropical y sabana, siguen

siendo particularmente vulnerables a la conversión del uso del suelo para la agricultura (Coe *et al.* 2013). La expansión e intensificación de la agricultura (ver el Capítulo 15) cambia la forma en que la precipitación y la radiación entrantes se dividen entre los flujos de calor sensible y latente y la escorrentía (Bonan 2008; Coe *et al.* 2013; Foley *et al.* 2005; Neill *et al.* 2013). En relación con los bosques que reemplazan, los cultivos y los pastos tienen una densidad y profundidad de raíces reducidas y un índice de área foliar (LAI) más bajo. Esto disminuye la demanda de agua y la evapotranspiración (ET) (Coe *et al.* 2009, 2013; Costa *et al.* 2003; D'Almeida *et al.* 2007; Moraes *et al.* 2006; Lathuillière *et al.* 2012; Nepstad *et al.* 1994; Pongratz *et al.* 2006; Scanlon *et al.* 2007). A escala local y regional (es decir, cuencas hidrográficas de 10 a 100 000 km<sup>2</sup>), tales reducciones en la evapotranspiración conducen a un aumento de la humedad del suelo y la escorrentía (Coe *et al.* 2011, 2009; Hayhoe *et al.* 2011; Neill *et al.* 2006). A escala continental (es decir, la cuenca Amazónica), estos cambios en la cobertura del suelo pueden reducir la precipitación y disminuir la escorrentía (D'Almeida *et al.* 2007; Davidson *et al.* 2012; Stickler *et al.* 2013).

## 23.2 Impactos del Cambio Climático sobre los Servicios Ecosistémicos

### 23.2.1 Polinización y dispersión de semillas

La naturaleza en la Amazonía tiene una gran riqueza de ecosistemas y biodiversidad, que son indispensables para brindar servicios ecosistémicos en todas las escalas (Díaz *et al.* 2019). A escala de paisaje a regional, los bosques amazónicos regulan el ciclo hidrológico (Salazar *et al.* 2018), la calidad del agua y el ciclo de nutrientes, lo que apoya la biodiversidad de agua dulce y bosque (Menton *et al.* 2009). Los servicios ecosistémicos son el resultado de las interacciones entre varios componentes bióticos y abióticos, con la biodiversidad apoyando las funciones ecosistémicas que afectan la vida en el planeta (Mace *et al.* 2012). El cambio climático antropogénico es una de las principales amenazas actuales para la biodiversidad vinculada al declive de espe-

cies (Díaz *et al.* 2019). Entre las interacciones bióticas, la polinización y la dispersión de semillas juegan un papel esencial en la determinación de la diversidad y distribución de las plantas en los ecosistemas naturales (Wang y Smith 2002) y la producción agrícola. En este contexto, las abejas, aves y murciélagos que actúan como polinizadores, dispersores de semillas y controladores de plagas son cruciales (Kremen *et al.* 2007). Estos grupos son susceptibles a factores ecológicos que operan espacialmente, lo que hace que sus servicios sean muy contextuales (Kremen 2005; Mitchell *et al.* 2015).

Las aves son buenos indicadores biológicos de los impactos del cambio climático en los servicios de los ecosistemas. Su ocupación de todos los hábitats terrestres y el consumo de prácticamente todos los tipos de recursos brindan funciones y servicios ecosistémicos críticos como la polinización, la dispersión de semillas y nutrientes, la depredación y la recolección. Miranda *et al.* (2019) compilaron datos extensos de presencia de especies representativas del sureste de la Amazonía para evaluar el impacto potencial del cambio climático en los conjuntos de aves. Utilizando el Modelado de distribución de especies (MDE), analizaron cómo los diferentes escenarios de cambio climático podrían afectar el patrón de distribución de especies y las composiciones de ensamblaje. Agruparon las especies en función de su dieta principal (frugívoros, insectívoros, nectarívoros y otros) como proxy de los servicios ecosistémicos (dispersión de semillas, control de plagas y polinización). Estimaron que entre el 4% y el 19% de las especies no encontrarían un hábitat adecuado considerando toda el área de estudio. Dentro de las áreas protegidas actualmente establecidas, la pérdida de especies podría ser superior al 70%. Los resultados sugirieron que los frugívoros serían el grupo más sensible, trayendo consecuencias sobre las funciones de dispersión de semillas y la regeneración natural. Además, identificaron las partes occidental y norte del área de estudio como climáticamente estables. Al mismo tiempo, el cambio climático afectará potencialmente a los ensamblajes de aves en el sureste de la Amazonía con consecuen-

as negativas para sus funciones ecosistémicas (Miranda *et al.* 2019).

Los murciélagos también han sido asociados con cientos de especies de plantas (Kunz *et al.* 2011; Ghanem y Voigt 2012). Ocupan diferentes nichos tróficos y realizan diversas funciones en la naturaleza, actuando como polinizadores de flores (nectarívoros), dispersores de semillas (frugívoros) y controladores de plagas (insectívoros). Los murciélagos frugívoros realizan funciones de manera complementaria con las aves en los mismos hábitos tróficos, diversificando el microhábitat donde depositan las semillas, contribuyendo así con un servicio significativo al considerar la cantidad y calidad de la dispersión de propágulos (Jacomassa y Pizo 2010; Sarmento *et al.* 2014).

Los efectos del cambio climático en la distribución de las especies de murciélagos que se encuentran en el Bosque Nacional de Carajás (oriente del Amazonas, sureste del estado de Pará, Brasil) se examinaron mediante el MDE (Costa *et al.* 2018). Los autores evaluaron 83 especies de murciélagos para identificar las especies potencialmente más sensibles a los cambios climáticos y si podrían encontrar áreas adecuadas en el área de Carajás en el futuro. Además, evaluaron las áreas prioritarias que protegen al mayor número de especies del cambio climático. Una fracción considerable (57%) de las especies analizadas no encontraría lugares adecuados en Carajás bajo los escenarios de cambio climático. Los polinizadores, los dispersores de semillas y los murciélagos más generalistas (omnívoros) serían potencialmente los más afectados y sufrirían una disminución del 28 al 36% en las áreas adecuadas en el escenario de 2070, lo que afectaría a las plantas que interactúan con los murciélagos. Según los escenarios, las áreas protegidas actuales en el estado brasileño de Pará no protegerían a la mayoría de las especies en el futuro.

Ambos estudios (Miranda *et al.* 2019 y Costa *et al.* 2018) enfatizan que el posible efecto del cambio climático y la ubicación de las áreas protegidas deben

ser considerados para las estrategias de conservación de los servicios de polinización y dispersión de semillas en el caso de un cambio climático futuro.

Además de los murciélagos y las aves, las proyecciones indican los impactos del cambio climático en la distribución de las abejas en la Amazonía, afectando la polinización de los cultivos (Giannini *et al.* 2020). Usando dos algoritmos diferentes y datos geográficamente explícitos, los análisis y proyecciones de la distribución de 216 especies que se encuentran en el Bosque Nacional Carajás mostraron que el 95% de las especies de abejas enfrentaría una disminución en su área total de ocurrencia. Solo entre el 4 y el 15% encontraría hábitats climáticamente adecuados en Carajás. Las abejas con distribuciones geográficas medias y restringidas y polinizadores de cultivos vitales experimentarían pérdidas significativamente mayores en las áreas de ocurrencia, mientras que las abejas generalistas de amplio rango permanecerían. La disminución de las especies polinizadoras de cultivos probablemente generará impactos negativos en los servicios de polinización.

El cambio climático promoverá la redistribución de la biodiversidad, y las diferencias específicas de las especies en respuesta a los cambios pueden desacoplar la distribución de las especies que interactúan. Tales efectos generalizados e indirectos del cambio climático pueden tener efectos indirectos sobre las economías y el bienestar humano. La extracción de nueces de Brasil, açai, guaraná, cacao y otros pueden ser actividades socioeconómicas críticas asociadas con productos no maderables en la Amazonía (Peres y Lake 2003; Zuidema y Boot 2002; ver también el Capítulo 30). Los efectos potenciales de la discrepancia en la distribución de la dispersión de semillas y la polinización de las nueces del Brasil fueron estudiados por Sales *et al.* (2021). Las proyecciones indicaron que los polinizadores de las nueces de Brasil perderían casi el 50% de su distribución adecuada en el futuro, lo que llevaría a una reducción de casi el 80% en el potencial de coexistencia. Se predijo que la riqueza de polinizadores locales disminuiría en un 20%, lo que podría disminuir la

redundancia de la polinización y la resiliencia a los cambios ambientales. Otro estudio señaló la magnitud de la pérdida de los servicios de dispersión de semillas por parte de los primates en función de la futura redistribución de especies. Los primates son notables dispersores de semillas, constituyendo hasta un 40% de la biomasa de frugívoros en los bosques tropicales (Chapman 1995). Las proyecciones indican contracciones promedio de 56% (23 a 100% de reducción) en las áreas aptas de los primates estudiados (Sales *et al.* 2021).

### 23.2.2 Ecosistemas acuáticos

Se predice que el cambio climático afectará los servicios ecosistémicos proporcionados por los ecosistemas de agua dulce, incluyendo el acceso al agua potable, la electricidad derivada de la energía hidroeléctrica, la navegación y, lo que es más importante, la pesca (Castello y Macedo 2016), la principal fuente de proteína animal y el principal motor económico en la región amazónica. El valor monetario de las pesquerías amazónicas se estima en más de USD 400 millones anuales, y solo en la Amazonía brasileña involucra a más de 200.000 pescadores (Barthem *et al.* 1997; Barthem y Goulding 2007; Duponchelle *et al.* 2021). Sin embargo, estas cifras probablemente subestiman el valor real de las pesquerías amazónicas, dado que el pescado utilizado para el consumo en los hogares de los pescadores no está incluyendo en las estadísticas de desembarque de pesquerías y porque las pesquerías a pequeña escala son altamente heterogéneas a escala natural, social y económica (Castello *et al.* 2013).

Los rendimientos de las pesquerías se ven afectados por el cambio climático de manera impredecible. Por ejemplo, durante diez años (1994-2004), la longitud del cuerpo de los peces de los ríos Amazonas central (Solimões), Madeira y Purus ha disminuido en respuesta a la intensificación de la sequía. Este cambio en el rendimiento de los peces refleja una disminución en la abundancia de peces depredadores grandes, que se compensa con el aumento del número de peces más pequeños que se alimentan

en la parte inferior de la cadena alimentaria (Fabrè *et al.* 2017). Durante el mismo período, los rendimientos de las pesquerías en el bajo río Amazonas (Óbidos, Santarém y Monte Alegre) se redujeron en un 50% en relación con los de los lagos adyacentes de llanura aluvial. Además, las especies de peces objetivo respondieron de manera diferente a los factores de estrés ambientales locales relacionados con el cambio climático, como la reducción de la descarga, la temperatura del agua elevada y el viento, pero también a los factores de estrés a escala mundial, como la temperatura de la superficie del mar y los índices climáticos relacionados con los eventos de El Niño-Oscilación del Sur (Pinaya *et al.* 2016). Calcular las pérdidas económicas debidas a las reducciones en el rendimiento de la pesca inducidas por el cambio climático es un desafío debido al escaso conocimiento sobre el rendimiento de la pesca por tipo de hábitat (p. ej., lagos inundables, bosques inundados, sabanas inundadas; Barros *et al.* 2020; Castello *et al.* 2018; Goulding *et al.* 2019) y la falta de estadísticas pesqueras confiables a largo plazo para evaluar las tendencias en toda la cuenca.

Aunque los ecosistemas acuáticos brindan muchos más servicios a las poblaciones humanas además de la pesca, la falta de cuantificación de muchos de esos servicios dificulta nuestra capacidad para estimar las pérdidas. Es probable que las sequías extremas reduzcan el acceso al agua dulce para beber y bañarse, alteren los regímenes de flujo natural, lo que a su vez afectará la navegación fluvial y el acceso a zonas de pesca, caza y cultivo fuera del cauce, y afectará los servicios culturales, incluyendo la recreación y la persistencia de lugares sagrados, generalmente ligados a los rápidos de los ríos. Por último, se esperan gradientes espaciales en los efectos del cambio climático sobre los servicios ecosistémicos, dadas las diferencias en los regímenes de flujo y patrones de precipitación a lo largo de la cuenca a medida que se avanza de norte a sur y de oeste a este (ver el Capítulo 22).

Las actividades acuícolas pueden ser consideradas un servicio ambiental cuando se realizan en estanques naturales o jaulas en los ríos. Es uno de los ser-

vicios que tienen como objetivo proteger las poblaciones de peces silvestres y aumentar la disponibilidad de proteínas para la humanidad. Sin embargo, esta actividad tiene algunos efectos adversos en los sistemas naturales de agua si no es monitoreada por especialistas. Las instalaciones de acuicultura doméstica carecen de control y regulación y pueden usar y liberar muchas sustancias tóxicas al medio ambiente natural. Aunque esta actividad se considera esencial para evitar la sobrepesca y proporciona proteínas a la población local, todavía se considera una amenaza para el medio ambiente (Silva *et al.* 2019).

### 23.3 Retroalimentaciones Climáticas de la Vegetación y los Cambios en el Uso del Suelo

El ecosistema amazónico se ve directamente afectado por el clima y los cambios en el uso del suelo de muchas maneras, pero también existe una retroalimentación entre estos dos procesos que puede amplificar los impactos negativos (Betts y Silva Dias 2010). La deforestación para la expansión de tierras agrícolas afecta el clima a través de cambios en el balance de energía y agua y el ciclo del carbono. Por ejemplo, los pastos y los cultivos que normalmente reemplazan a los bosques tienen una menor capacidad para reciclar el agua a través de la evapotranspiración, y el agua adicional tiende a aumentar la escorrentía. Una gran cantidad de emisiones de carbono de la deforestación del Amazonas contribuyen al aumento de los GEI atmosféricos y la temperatura a nivel mundial, que también se espera que aumenten la eficiencia del uso del agua forestal a través de la fertilización con CO<sub>2</sub> y reduzcan la cantidad de vapor de agua reciclada a la atmósfera. Estudios recientes han mostrado un mayor déficit de vapor en toda la Amazonía, pero aún se desconoce si se trata de una tendencia transitoria o permanente ni cómo puede afectar al bosque y generar retroalimentación a largo plazo. La ET reducida puede afectar la precipitación, pero los cambios en respuesta a la deforestación dependen de qué tan grande y dónde ocurra la misma. Por lo tanto, el impacto de la deforestación y el cambio climático en la hidrología en cualquier lugar será una función compleja de esos impactos

competitivos (Coe *et al.* 2009).

La conversión y la degradación de los bosques afectan al clima a través de dos vías. La primera es a través del ciclo del carbono. A nivel mundial, la fotosíntesis elimina casi el 30% de todas las emisiones antropogénicas mundiales de CO<sub>2</sub> cada año. Los bosques tropicales son la fracción más significativa de ese secuestro de carbono. Con una superficie de 7,3 millones de km<sup>2</sup>, el carbono almacenado en los bosques de la Amazonía (~150-200 mil millones de toneladas de carbono almacenado en suelos y vegetación) equivale a más de diez años de emisiones globales actuales de combustibles fósiles de carbono. Más de la mitad de todas las emisiones de CO<sub>2</sub> de las naciones amazónicas resultan de la deforestación y la degradación, y la contribución total al contenido global de CO<sub>2</sub> atmosférico ha sido significativa (Global Carbon Project 2019). Solo las emisiones netas de 2003 a 2016 se estimaron en 4,7 Gt CO<sub>2</sub> (Walker *et al.* 2020).

El segundo mecanismo por el cual la deforestación y la degradación afectan el clima es a través del balance energético e hídrico. Los bosques tropicales tienen un albedo bajo, una evapotranspiración alta y una rugosidad alta en comparación con las tierras de cultivo y los pastos que a menudo los reemplazan (ver el Capítulo 7). Esas características controlan el clima local y, con menor fuerza, el clima global. El bajo albedo da como resultado la absorción de una fracción significativa de la radiación solar entrante y la producción de alta energía neta en el sistema forestal. Gran parte de esa energía se usa en el proceso de enfriamiento de la evapotranspiración, que generalmente es alta durante todo el año debido a la luz solar y las lluvias relativamente abundantes o la humedad almacenada en el suelo. La rugosidad superficial relativamente alta y la conductancia aerodinámica aumentan la mezcla atmosférica de ET y energía en la troposfera (Panwar *et al.* 2020). La deforestación y la degradación reducen la evapotranspiración, aumentan la temperatura superficial (eg, Silvério *et al.* 2015) y, si son lo suficientemente grandes, pueden reducir la precipitación a nivel regional (p. ej., Butt *et al.* 2011; Spracklen y Garcia-Carreras

2015; Leite-Filho *et al.* 2019). El tipo de uso del suelo que sigue a la deforestación tiene un impacto menor pero aún importante, y los cultivos tienen un impacto relativamente más significativo que los pastos (Silvério *et al.* 2015).

Las altas tasas de deforestación y degradación de los bosques han afectado la biodiversidad, la resiliencia de los bosques y el clima en las últimas décadas (Davidson *et al.* 2012). Además de la deforestación a gran escala, la Amazonía ha experimentado una gran degradación forestal, calculada en 1.036.080 km<sup>2</sup> en los últimos 30 años (Mapbiomas 2020). Para el 2018 se han perdido 870.000 km<sup>2</sup> de bosques en la Pan Amazonía (Mapbiomas 2020). Sin embargo, existe fuerte evidencia que sugiere que ocurre a la misma o más significativa escala que la deforestación (Walker *et al.* 2020).

### 23.3.1 Albedo superficial y balance de radiación

La deforestación para expandir la agricultura da como resultado cambios permanentes en el balance de radiación de la superficie, lo que afecta el clima a escala local y regional. Los cultivos y pastos que normalmente reemplazan a los bosques tienen sistemas de raíces superficiales y una temporada de crecimiento estacional, lo que tiende a disminuir la radiación superficial neta (R<sub>net</sub>, definida como la suma de los flujos de radiación solar de onda corta y onda larga neta absorbidos por la superficie terrestre) (Coe *et al.* 2016). La reducción de R<sub>net</sub> está relacionada con aumentos en el albedo de la superficie y el flujo saliente de radiación de onda larga, lo que limita la capacidad del sistema para reciclar el agua a través de la evapotranspiración. Estos cambios locales en el R<sub>net</sub> y el balance hídrico alteran la circulación y acortan la temporada de lluvias (Butt *et al.* 2011; Knox *et al.* 2011), afectando la productividad de los cultivos en la frontera agrícola de las regiones del Amazonas y el Cerrado.

El albedo superficial es la relación entre la radiación reflejada y la radiación solar total incidente en el espectro de longitud de onda corta. Es el principal factor que afecta el balance de radiación terrestre y se



**Figura 23.5** Variación estacional del albedo del bosque, pastizal y soya. Se representa una única temporada de cultivo de soya. Se puede observar un fuerte aumento en el albedo superficial cuando el bosque se cambia a pastizales o soya. Figura adaptada de Costa *et al.* (2007).

ha considerado con frecuencia en los estudios climáticos globales y regionales. Las principales fuentes identificadas de variación del albedo de la superficie terrestre son la cubierta terrestre, el ángulo de elevación solar, la humedad de la cubierta vegetal y la cubierta de nubes (Pinker *et al.* 1980; Bastable *et al.* 1993; Culf *et al.* 1995).

El albedo de diferentes coberturas terrestres tropicales se ha estudiado durante más de 40 años. Las primeras mediciones en la Amazonía durante el Experimento Micrometeorológico de la Región Amazónica (ARME) indicaron un albedo promedio de  $12,3 \pm 0,2\%$  para un bosque tropical cerca de Manaus, Brasil (Shuttleworth 1984). Más tarde, durante el Estudio de Observación del Clima Amazónico Anglo Brasileño (ABRACOS), Bastable *et al.* (1993) verificaron un albedo promedio de 13,1% para el mismo

sitio y 16,3% para un potrero cercano, una diferencia de 3,2%. Sintetizando las mediciones en tres sitios de bosques amazónicos y tres sitios de pastos, Culf *et al.* (1996) encontraron albedos promedio de 13,4% y 18%, respectivamente (4,6% de diferencia).

El albedo estacional para la selva tropical, los pastos y los sistemas de cultivo de soya típicos de la Amazonía se muestran en la Figura 23.5. El albedo de la selva tropical y los pastos proviene de Culf *et al.* (1996). Los resultados señalan que el albedo del bosque es más estable a lo largo del año, presentando poca variabilidad con respecto a la elevación del sol y la humedad de las hojas y del suelo. Sin embargo, el albedo del pasto es más sensible a estos factores, mostrando una gran variabilidad durante el año. La altura de la cubierta vegetal, la densidad de la vegetación, la proporción de suelo desnudo expuesto o la



inclinación predominantemente vertical de las hojas explican la mayor variabilidad del albedo del pasto. Es importante observar la diferencia significativa entre el albedo del bosque (aproximadamente 13%) y el albedo de los pastos (17%), mientras que la soya muestra un albedo global y estacionalmente variable mucho más alto.

La variabilidad estacional del albedo de los cultivos depende de varios factores, incluyendo el sistema de cultivo adoptado (cultivo único o cultivo doble), el cultivo en sí (soya, maíz) y la fecha de siembra. Otros factores son los residuos de cultivos en el campo después de la cosecha, el albedo del suelo mismo y si el campo se ara o no antes de plantar. Aquí presentamos datos de albedo de soya de Costa *et al.* (2007), ajustado por una fecha de siembra tardía (noviembre). El albedo de la soya (solo para la temporada de crecimiento) indica un aumento del albedo a medida que crece el cultivo y una disminución del albedo a medida que el cultivo pierde hojas y se seca. Para el período entre temporadas de crecimiento, el albedo aumenta nuevamente debido a los residuos de cultivo (paja) en el suelo, disminuyendo a medida que la paja se descompone y el campo se prepara para la siembra. Aunque muchos detalles de esta curva estacional variarán de acuerdo con los factores enumerados anteriormente, el albedo de los cultivos suele ser mucho más alto que el albedo de los pastos y el albedo del bosque.

Sena *et al.* (2013) analizaron los cambios en el albedo de la superficie debido al forzamiento radiativo del cambio de uso del suelo sobre Rondonia entre 2000 y 2009. El flujo de la parte superior de la atmósfera (TOA, por sus siglas en inglés) para la profundidad óptica del aerosol (POA) = 0 (sin partículas de aerosol) para áreas forestales fue de 147 W/m<sup>2</sup>, y en áreas deforestadas, este valor fue de 160 W/m<sup>2</sup>. La diferencia de 13 W/m<sup>2</sup> es el forzamiento radiativo debido a un cambio en la reflectancia de la superficie del bosque a las regiones deforestadas de Rondonia. La evapotranspiración también ha cambiado significativamente, de áreas forestales a pastizales con una columna de vapor de agua de 0,35 cm más

pequeña en el pastizal. Esto es aproximadamente el 10% del vapor de agua total de la columna, un cambio muy significativo.

### 23.3.2 Cambios en la humedad del suelo y evapotranspiración

Más de la mitad de la precipitación en la Amazonía se transfiere a la atmósfera a través de la evapotranspiración, consumiendo mucha energía y enfriando la superficie (ver el Capítulo 5). Sin embargo, las transiciones en el uso del suelo pueden interrumpir este sistema al reducir drásticamente la evapotranspiración. Por lo tanto, los cambios en la evapotranspiración y la humedad del suelo asociados con el uso del suelo y el cambio de la cobertura del suelo, incluyendo la deforestación y la degradación, son cruciales para comprender las posibles trayectorias de la salud de los bosques amazónicos en los próximos años. Los pastizales y las tierras de cultivo que normalmente reemplazan a los bosques tienen raíces más pequeñas y no acceden a la humedad del suelo profundo ni a las aguas subterráneas y tienen una temporada de crecimiento mucho más corta que los bosques a los que reemplazan (Coe *et al.* 2016; Costa *et al.* 2007; Negrón Juárez *et al.* 2007; Pongratz *et al.* 2006). Por ejemplo, los cultivos y los pastos en el sur del Amazonas evaporan a tasas equivalentes a las de los bosques, pero solo durante 2 a 3 meses al año en el pico de la temporada de crecimiento (von Randow *et al.* 2012). Al mismo tiempo, los bosques evaporan a tasas casi máximas (>100 mm/mes) durante un máximo de 10 meses al año debido a su acceso a la abundante humedad del suelo almacenada en los 10 m superiores de la columna de suelo.

Estas diferencias tienen un profundo impacto en la distribución estacional de la evapotranspiración y el total anual. Esto ha sido ampliamente estudiado a escalas espaciales grandes y pequeñas en los entornos de la Amazonía y el Cerrado. La conversión de la vegetación nativa da como resultado una disminución en la ET media anual de aproximadamente un 30%, y durante la estación seca, esta disminución es

mucho mayor (Arantes *et al.* 2016; Lathuillière *et al.* 2012; Panday *et al.* 2015; Spera *et al.* 2016). Los cambios en la ET tienen un impacto directo en otras variables que influyen en el equilibrio del agua superficial, la humedad del suelo y el aumento del almacenamiento de agua subterránea. Este impacto puede llegar hasta un 30% a nivel local, mientras que en el flujo de la corriente puede alcanzar entre 3 y 4 veces en las corrientes de cabecera pequeñas y hasta en un 20% en los ríos muy grandes como el Tocantins/Araguaia (Coe *et al.* 2011; Hayhoe *et al.* 2011; Heerspink *et al.* 2020; Levy *et al.* 2018; Neill *et al.* 2013).

Gran parte de la precipitación en la Amazonía es el resultado de la humedad reciclada por el bosque (Salati y Vose 1984; Maeda *et al.* 2017). Por lo tanto, la disminución de la ET resultante de la deforestación afecta directamente la cantidad, la ubicación y el momento de la lluvia. Numerosos estudios observacionales y de modelos matemáticos han mostrado un vínculo claro entre la deforestación y el inicio tardío y el final más temprano de la temporada de lluvias (Butt *et al.* 2011; Debortoli *et al.* 2015; Fu *et al.* 2013). A través de la elaboración de modelos matemáticos, Li y Fu (2004) y Wright *et al.* (2017) demostraron que la evapotranspiración al aumentar la humedad en la atmósfera durante la estación seca tardía, resulta un factor crucial necesario para iniciar las lluvias. Observaron también que la iniciación se acelera entre 2 y 3 meses en comparación con las simulaciones sin ET forestal. La evidencia indica que la humedad de la estación seca en la Amazonía disminuye, lo que hace que la estación seca sea más severa (Barkhordarian *et al.* 2019). Utilizando un análisis detallado de datos de pluviómetros en el sur de la Amazonía, Leite-Filho *et al.* (2019) estiman que por cada 10% de aumento en la deforestación, el inicio de la temporada de lluvias se retrasa aproximadamente 4 días (ver también el Capítulo 22), lo que equivale a un retraso promedio de 11 a 18 días en el inicio de la temporada de lluvias en Rondônia, Brasil (Butt *et al.* 2011).

Las emisiones de GEI y la deforestación tienen efectos opuestos sobre la evapotranspiración. El au-

mento de las emisiones (y el aumento de la temperatura atmosférica asociado) tiende a aumentar la ET, mientras que la deforestación (y la conversión de tierras a la agricultura asociada) disminuye la ET. Se ha sugerido que una reducción general en el área de bosque amazónico desplazará, a gran parte de la Amazonía, a un régimen climático permanentemente más seco (Malhi *et al.* 2008). A escala anual, la ET reducida por la deforestación sólo compensa parcialmente el efecto positivo de las emisiones de GEI en la ET, lo que resulta en un aumento neto de la escorrentía para fines de este siglo. En el sureste de la Amazonía, las simulaciones de modelos con una pérdida de área forestal del 50% combinada con el cambio climático llevaron a una disminución constante de ET, que compensa los cambios positivos de ET debido solo al cambio climático. Por ejemplo, las proyecciones del modelo del balance hídrico en la cuenca del Xingu (Guimberteau *et al.* 2017) son consistentes con Panday *et al.* (2015), quienes encontraron efectos opuestos de la deforestación y los impactos de GEI durante los últimos 40 años utilizando una combinación de observaciones a largo plazo de lluvia, escorrentía y descarga.

En general, el aumento resultante de la escorrentía debido a la deforestación (es decir, las disminuciones de ET están asociadas con aumentos de la escorrentía) es consistente con otros estudios a escala local y regional (p. ej., Sterling *et al.* 2013; Rothacher 1970; Hornbeck *et al.* 2014). Por ejemplo, el aumento de la escorrentía anual en la cuenca del Xingu (+8%; Guimberteau *et al.* 2017) debido a la deforestación es del mismo orden que los resultados de Sticker *et al.* (2013), quienes encontraron un aumento de 10 a 12% en la escorrentía dado un 40% de deforestación en esta cuenca. De agosto a octubre, en las cuencas del sureste, la deforestación amplifica el efecto del cambio climático en la reducción de la ET, particularmente en el sur de la cuenca del Tapajós y en el norte de las cuencas del Madeira y Xingu, donde las áreas deforestadas son las más grandes. Por lo tanto, la deforestación contribuye al aumento de la escorrentía (+27% en el Tapajós).

En resumen, la disminución significativa inicial de

la ET iniciada por la deforestación ya ha afectado gran parte de la Amazonía, en particular el sur de la cuenca, y tiene una retroalimentación a gran escala de la precipitación. Los cambios en la hidrología en respuesta a la deforestación dependen de dónde y cuán grande sea la deforestación (Coe *et al.* 2009; Heerspink *et al.* 2020). Sin embargo, la evidencia sugiere que se puede esperar que los cambios climáticos sean de la misma escala que los cambios asociados con el aumento de los gases de efecto invernadero y la misma dirección: aumento significativo de las temperaturas, disminución de la precipitación y reducción de la duración de la temporada de lluvias.

### **23.4 Emisiones e Impacto de Aerosoles Biogénicos y de la Quema de Biomasa Dentro y Fuera de la Región**

El ambiente amazónico está dominado por dos claras estaciones. En la estación húmeda, la atmósfera está dominada por partículas de aerosol biogénicas primarias naturales emitidas directamente por la vegetación (Prass *et al.* 2021; Whitehead *et al.* 2016; Pöschl *et al.* 2010). En la estación seca, las emisiones de la quema de biomasa tienen fuertes impactos en los ecosistemas amazónicos y las propiedades atmosféricas (Davidson *et al.* 2012; Andreae *et al.* 2004; Andreae *et al.* 2012; Andreae 2019). Las emisiones significativas de monóxido de carbono, precursores de ozono, óxidos de nitrógeno, partículas de aerosol y otros compuestos alteran significativamente la composición atmosférica en grandes áreas de América del Sur, y pueden viajar miles de kilómetros (Andreae *et al.* 2001; Freitas *et al.* 2005; Reddington *et al.* 2016). Los compuestos críticos de las emisiones forestales, como los compuestos orgánicos volátiles (COV) biogénicos, están cambiando, posiblemente asociados con temperaturas más altas (Yáñez-Serrano *et al.* 2020). Estas emisiones tienen impactos significativos en el ecosistema, incluyendo el balance de radiación, la química atmosférica y la salud humana (Forster *et al.* 2007; Artaxo *et al.* 2013; Bela *et al.* 2015; Butt *et al.* 2020). Las emisiones de incendios se calculan con el área quemada por el fuego derivada de datos de sensores remotos y factores de emisión medidos en experimentos de

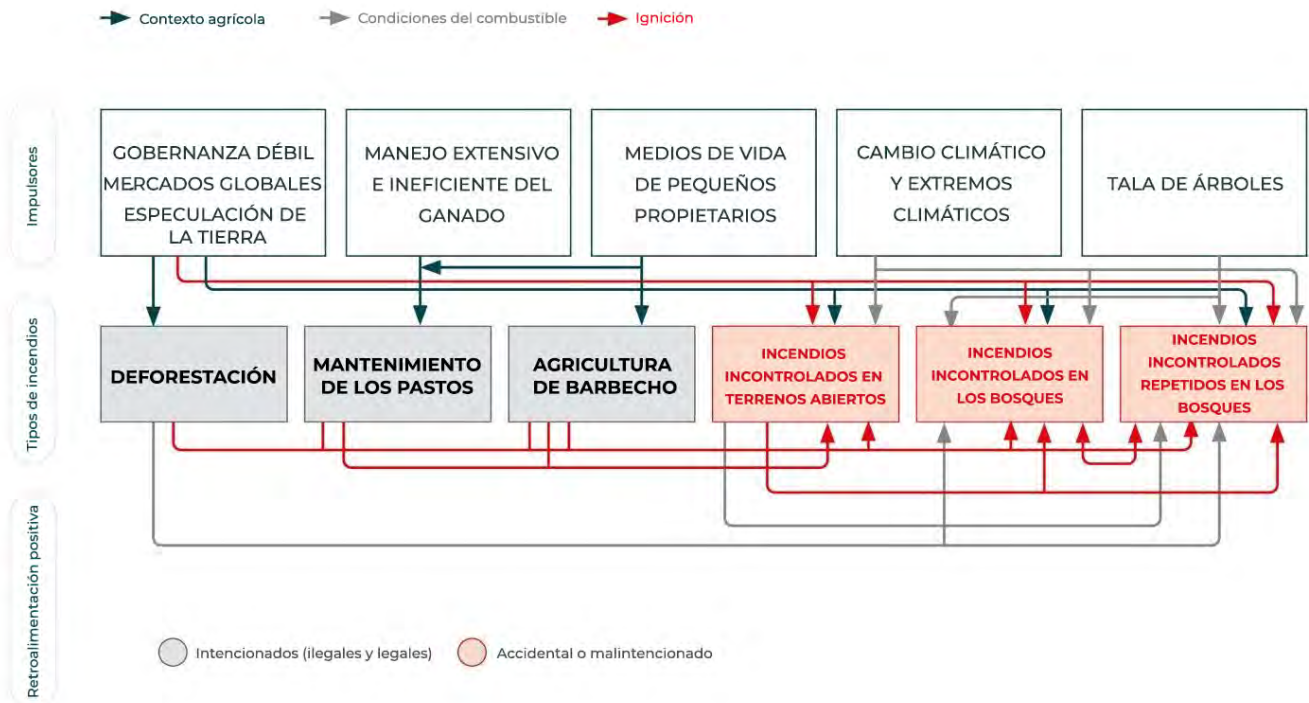
campo (van Marle *et al.* 2017; Randerson *et al.* 2012). Se espera que la variabilidad climática futura aumente el riesgo y la severidad de los incendios en los bosques tropicales. En la Amazonía, la mayoría de los incendios son provocados por humanos. Una forma de evaluar la columna de aerosol en la atmósfera es observar la profundidad óptica del aerosol (POA), que expresa la cantidad total de partículas en toda la columna de aerosol. La POA se puede medir utilizando un sensor de espectrorradiómetro de imágenes de resolución moderada (MODIS) o fotómetros solares de la red NASA AERONET.

Los impulsores de los incendios amazónicos son complejos y muy diversos (ver el Capítulo 19). La Figura 23.6 muestra una vista esquemática de la compleja relación entre los principales impulsores de incendios. Los impactos también son diversos, y las emisiones de los incendios influyen en el ciclo regional del carbono y el agua, la salud humana y la salud de los ecosistemas, además de contribuir significativamente al calentamiento global. La deforestación global es responsable del 13% de las emisiones de gases de efecto invernadero (Global Carbon Project 2020).

#### **23.4.1 Impactos de las emisiones de la quema de biomasa sobre el balance de radiación**

La alta carga de aerosoles de la quema de biomasa impacta el forzamiento radiativo directo (FRD) sobre grandes áreas en los bosques tropicales (Procópio *et al.* 2003; Eck *et al.* 2003). La distribución geográfica de FRD sigue las fuentes y el transporte de los aerosoles que queman biomasa y los impactos en áreas fuera de la región amazónica, como el centro y sur de Brasil, el norte de Argentina, Pantanal y otras regiones. Como la mayoría de los aerosoles que queman biomasa dispersan la luz solar, el impacto en la temperatura es enfriar la superficie. Las emisiones de carbono negro (un componente de aerosol absorbente) de la quema de biomasa amazónica cambia el albedo de la nieve y el hielo en los glaciares tropicales, lo que afecta el derretimiento de los glaciares andinos (Aliaga *et al.* 2021; Bianchi *et al.* 2021). El componente de carbono negro absorbe la

**Incendios en la Amazonia: impulsores, tipos y retroalimentación positiva**



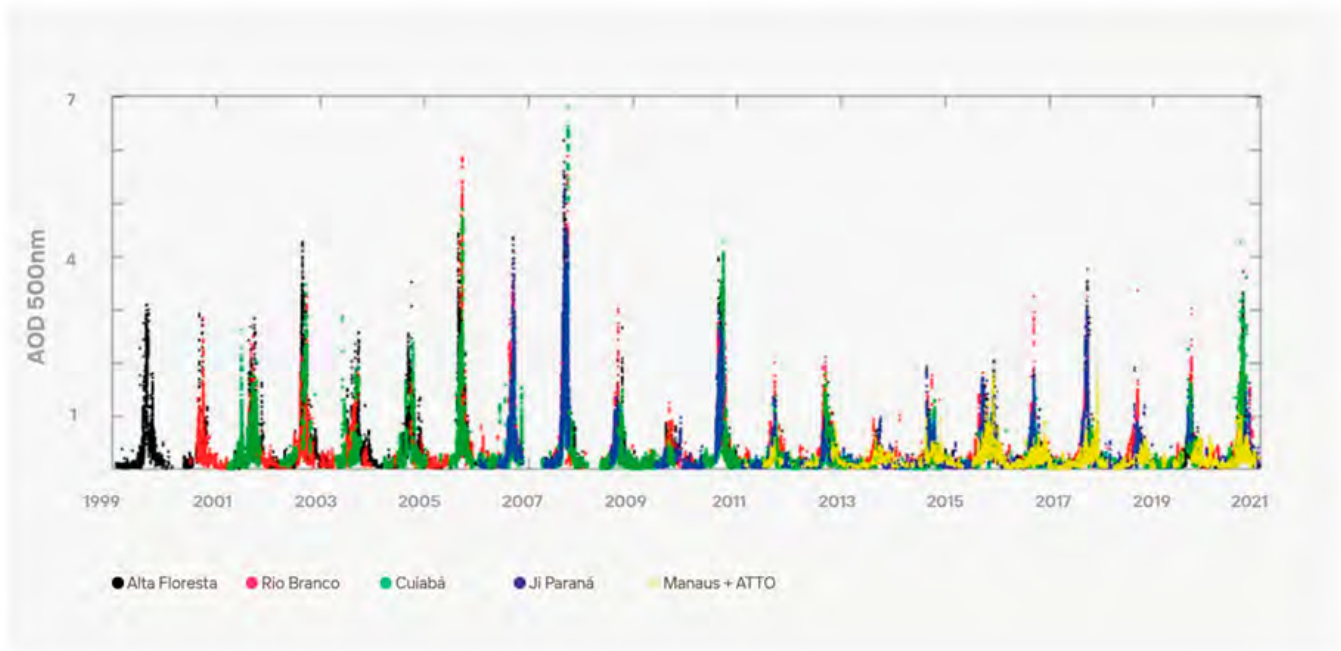
**Figura 23.6** Diagrama esquemático de la compleja relación entre los principales impulsores de incendios en la Amazonía. Figura adaptada de Barlow et al. 2020.

radiación solar y tiene un efecto de calentamiento en la parte superior de la capa límite. El forzamiento radiativo superficial promedio puede llegar a  $-36 \text{ W/m}^2$  (Sena y Artaxo 2015; Reddington *et al.* 2016). Solo a modo de comparación, el forzamiento antropogénico global que impulsa el cambio climático es de  $+2,3 \text{ W/m}^2$  (Boucher *et al.* 2013).

En la Figura 23.7 se muestra una serie temporal larga (2000–2021) de profundidad óptica de aerosoles en cinco sitios de la Amazonía brasileña. En la estación húmeda se observa una carga atmosférica de aerosoles muy baja, con una atmósfera muy limpia. Por otra parte, la POA se encuentra entre los valores más altos observados en todo el mundo durante la estación seca, con una variabilidad significativa de un año a otro. Esta alta variabilidad de un año a otro está parcialmente impulsada por el clima

y también por las políticas que afectan la deforestación y la quema de biomasa (Morgan *et al.* 2019).

Las nubes y los aerosoles influyen en el flujo de radiación activa fotosintética (PAR) crítica para la asimilación de carbono (Intercambio Ecosistémico Neto - IEN) por parte de los bosques. Además, la relación entre la radiación difusa y la directa está controlada por las nubes, y los aerosoles y las plantas, las cuales realizan la fotosíntesis de manera más eficiente con la radiación difusa debido a la mayor penetración de la radiación en la cubierta vegetal del bosque (Rap *et al.* 2015; Procópio *et al.* 2004). El análisis del cambio en el IEN de los datos de la torre del Experimento de Biosfera-Atmósfera a Gran Escala en Amazonía (LBA, por sus siglas en inglés) de 1999 a 2002 en Rondônia muestra un aumento del 29% en el IEN cuando el POA aumentó de 0,10 a 1,5 a 550



**Figura 23.7** Serie de tiempo largo (2000-2021) de profundidad óptica de aerosoles (POA) en 5 sitios en la Amazonía brasileña. La variabilidad significativa de un año a otro está impulsada por el clima y las políticas públicas para reducir la deforestación y las emisiones de quema de biomasa.

nm. En Manaus (torre ZF2), el efecto del aerosol en el IEN representó un aumento del 20% en el IEN.

Una alta carga de aerosoles (POA por encima de 3 a 550 nm) o una alta cobertura de nubes conduce a reducciones en el flujo solar total y una disminución sustancial en la fotosíntesis hasta el punto en que IEN se aproxima a cero (Cirino *et al.* 2014). Los estudios de modelado a gran escala muestran resultados similares en términos de fuertes efectos de aerosoles en la absorción de carbono para la Amazonía. Las simulaciones de modelos con tres veces las emisiones de quema de biomasa de 2012 muestran aumentos significativos del 20 al 40% en la radiación superficial difusa, PPB y PPN, especialmente en agosto, en el pico de la temporada de quema de biomasa (Rap *et al.* 2015).

### 23.4.2 Impactos del ozono de los precursores de la quema de biomasa sobre el ecosistema

La Amazonía en la estación húmeda muestra con-

centraciones de ozono ( $O_3$ ) muy bajas (<20 ppbv), y el ecosistema se ajusta a esta baja concentración de  $O_3$ . Sin embargo, en la estación seca, se observaron valores altos de 40 a 80 ppbv a favor del viento de las columnas de quema de biomasa (Bela *et al.* 2015), con el consecuente daño a la vegetación. La quema de biomasa emite cantidades significativas de precursores de ozono, óxidos de nitrógeno ( $NO_x$ ) y COV que conducen a la formación de ozono superficial viento abajo de la quema (Bela *et al.* 2015; Artaxo *et al.* 2013). El ozono troposférico es un importante contaminante del aire que causa efectos adversos en la salud humana, los cultivos y la vegetación natural (Jacobson *et al.* 2014; Reddington *et al.* 2015; Pacifico *et al.* 2015). Las simulaciones con un modelo de transporte químico global muestran que la concentración de  $NO_2$  aumenta en 1 ppbv por década y la del ozono en 10 ppbv por década, lo que representa un aumento sustancial en ambos valores (Pope *et al.* 2020). Pacifico *et al.* (2015) utilizaron el modelo climático del sistema terrestre HadGEM2 del Reino Unido para evaluar el impacto de la quema de bio-

masa en el ozono superficial y su efecto en la vegetación. El impacto del daño por ozono de la quema de biomasa actual en la productividad de la vegetación es de aproximadamente 230 TgC año<sup>-1</sup>. Este impacto del daño por ozono sobre los bosques amazónicos es del mismo orden de magnitud que la liberación de dióxido de carbono debido a los incendios en toda la región de América del Sur, lo que demuestra que el efecto es significativo. El aumento del ozono dañará aún más la vegetación natural y reducirá la fotosíntesis (Pacífico *et al.* 2015; Sitch *et al.* 2007). Esta situación conducirá a mayores reducciones en el rendimiento de los cultivos viento abajo de los incendios forestales, incluyendo a Mato Grosso y a Goiás (Brasil), con grandes áreas de agronegocios. Estos efectos combinados podrían afectar sustancialmente la vegetación natural, la agricultura y la salud pública, con una posible degradación de los servicios de los ecosistemas y pérdidas económicas. El ozono también es un importante gas de efecto invernadero, por lo que las emisiones de la quema de biomasa también contribuyen al aumento de la temperatura global y al forzamiento radiativo.

### 23.4.3 Impactos de las emisiones de la quema de biomasa sobre las nubes y la precipitación

Las nubes se forman a partir de tres ingredientes principales: vapor de agua, partículas de aerosol que actúan como núcleos de condensación de nubes (NCC) y condiciones termodinámicas atmosféricas (Boucher *et al.* 2013). La compleja interacción físico-química que se observa en la cuenca Amazónica incluye los procesos de formación de lluvias, ciclos diurnos, estacionales e interanuales, la organización espacial de las nubes, los mecanismos que controlan la NCC, la interacción entre la vegetación, la capa límite, las nubes y la capa superior de la troposfera (Liu *et al.* 2020). La combinación de todos estos procesos define un clima estable que produce, en promedio, una precipitación a 2,3 metros sobre el área de la cuenca Amazónica, equivalente a  $14 \times 10^6$  km<sup>3</sup> de lluvia por año. Sin embargo, estos mecanismos complejos no lineales únicos han sido modificados por las actividades humanas (Silva Dias *et al.* 2002; Pöschl *et al.* 2010). La quema de biomasa con

emisiones significativas de partículas de aerosol altera las concentraciones de NCC, cambiando la microfísica de las nubes, la vida útil de las nubes y la precipitación (Andreae *et al.* 2004). En condiciones de mucho vapor de agua, estos NCC adicionales incrementan la cantidad de gotas de tamaño reducido. Estas gotitas iniciales más pequeñas reducen la eficiencia de las gotitas para crecer hasta alcanzar un tamaño precipitable, lo que aumenta la vida útil de la nube y reduce la precipitación. El efecto de las nubes convectivas profundas es difícil de predecir debido al conocimiento insuficiente disponible sobre la microfísica de las nubes de fase mixta y de hielo (Artaxo *et al.* 2021; Machado *et al.* 2018). Las partículas de aerosol biogénicas primarias son partículas de núcleos de hielo (NH) que son necesarias para producir nubes de hielo profundas (Prenni *et al.* 2009; Schrod *et al.* 2020; Patade *et al.* 2021). Hay diferencias significativas entre las gotitas de las nubes de entornos vírgenes y contaminados que queman biomasa, como se observó en el experimento GoAmazon2014/15 (Martin *et al.* 2010; Nascimento *et al.* 2021), incluyendo las diferencias en la distribución vertical de las concentraciones del número de gotas de las nubes, especialmente en las nubes convectivas (Wendisch *et al.* 2016).

La evapotranspiración brinda una proporción significativa de la humedad atmosférica sobre la Amazonía, y se vuelve cada vez más crítica hacia la parte occidental de la cuenca (Spracklen *et al.* 2012; Molina *et al.* 2019). La deforestación y el aumento del CO<sub>2</sub> atmosférico reducen la evapotranspiración, la cantidad de agua disponible para la lluvia en la cuenca occidental del Amazonas, y tienen un impacto adverso en la resiliencia de la selva tropical (Zemp *et al.* 2017). Este efecto se extiende más allá de la cuenca Amazónica hacia la región del Río de la Plata, para la cual la evapotranspiración amazónica es una fuente vital de humedad (Camponogara *et al.* 2014, 2018; Zemp *et al.* 2014).

En términos de quema de biomasa, los aerosoles afectan la precipitación y la circulación del viento, donde la interacción de muchos factores dificultan establecer la causalidad a partir de estudios pura-

mente observacionales (Zhang *et al.* 2009). Los cambios en las propiedades de la superficie, la evapotranspiración, el albedo, las condiciones termodinámicas y otros parámetros dificultan la predicción de los efectos de los aerosoles en la precipitación (Artaño *et al.* 2020). Uno de los pocos estudios de observación de los impactos de la quema de biomasa en la lluvia fue realizado por Camponogara *et al.* (2014). Al combinar el Reanálisis, los datos de la Misión de Medición de Lluvias Tropicales (TRMM) y los datos de AERONET de 1999 a 2012 durante septiembre-diciembre, se derivó una relación clara entre los aerosoles y la precipitación. Los resultados muestran que las altas concentraciones de aerosol tienden a suprimir la precipitación. Se observó una reducción significativa de la precipitación en la cuenca del Plata con el aumento de los aerosoles derivados de la quema de biomasa en la Amazonía.

La falta de una red significativa de observación meteorológica en la Amazonía hace que la evaluación de los cambios en la precipitación sea bastante complicada e imprecisa. Lo mismo es cierto para una red extendida de observación de aerosoles y gases traza.

### 23.5 Conclusiones

No hay duda de que los impactos del cambio climático y la deforestación en la Amazonía son grandes, diversos y bien documentados. A escala local o regional, el cambio climático y el cambio antropogénico del uso del suelo ya están impactando los ecosistemas amazónicos tanto en los componentes de la biodiversidad, el ciclo del carbono, el ciclo hidrológico o la quema de biomasa. Asimismo, la deforestación está contribuyendo al cambio climático a través de las emisiones de carbono. Así, la deforestación de los bosques tropicales es responsable del 13% de las emisiones globales de CO<sub>2</sub> (Global Carbon Project 2020), estando Brasil, Colombia, Bolivia y Perú entre los 10 países con mayor deforestación de la región tropical. Reducir la deforestación sería la forma más rápida y económica de mitigar las emisiones de gases de efecto invernadero, con muchos beneficios colaterales. Los bosques tropicales sufren un estrés significativo por el cambio climático,

en particular un aumento de la temperatura, un ciclo hidrológico alterado y un aumento de los eventos climáticos extremos. Reducir la quema de biomasa es esencial para minimizar varios aspectos negativos asociados con las altas concentraciones de aerosoles, ozono, monóxido de carbono y óxidos de nitrógeno en grandes áreas de América del Sur. Los tres efectos principales del cambio climático en los sistemas acuáticos (tanto marinos como de agua dulce) son el calentamiento de los océanos y las cuencas hidrográficas, la acidificación y la pérdida de oxígeno. Si consideramos solo estos efectos, podemos esperar pérdida de hábitat, cambios en la migración de peces, perturbaciones en el tamaño de sus poblaciones y en su distribución espacial. Estos son los principales impactos que el cambio climático provocará en la biota de los sistemas acuáticos. Otros efectos pueden ser la pérdida de biodiversidad en sistemas de agua continentales o marinos. Se espera la pérdida de biodiversidad no solo por la deforestación directa, sino también por las diferentes sensibilidades de las especies de plantas al aumento de la temperatura y la reducción de la precipitación. Es importante enfatizar que además de reducir la deforestación en las regiones tropicales, también es fundamental reducir el uso de combustibles fósiles para reducir la tasa de cambio climático.

### 23.6 Recomendaciones

- Se necesita una red integral de observatorios ambientales amazónicos y un sistema para compartir datos comparables para detectar cambios en los ecosistemas terrestres, de agua dulce y estuarios.
- Se necesitan estudios más integrados sobre la pérdida de biodiversidad y el cambio climático, así como la resiliencia de las especies.
- Es necesario considerar el posible efecto del cambio climático y la ubicación de las áreas protegidas para las estrategias de conservación, teniendo en cuenta los servicios de polinización y dispersión de semillas.
- Más estudios sobre las retroalimentaciones entre el cambio climático y el funcionamiento del ecosistema amazónico son cruciales y deben ser me-

por conocidos y cuantificados, especialmente en el caso de carbono y vapor de agua.

- Es necesario realizar estudios sobre el balance hídrico de toda la cuenca considerando la evapotranspiración, los ríos atmosféricos (Capítulo 7) y todos los componentes del balance hídrico en la Amazonía.
- Se necesitan estudios sobre la resiliencia de los ecosistemas y las especies ante el aumento de las temperaturas y la reducción del suministro de agua.
- Además de reducir la deforestación, también es fundamental reducir la quema de combustibles fósiles, que es la principal causa del cambio climático.
- Se necesitan estudios de paleoclima para investigar las variaciones climáticas pasadas para ayudar a comprender la variabilidad climática natural y comprender mejor el papel histórico de los humanos en la configuración del paisaje en varias escalas de tiempo.

### 23.7 Referencias

- Aguiar LMS, Bernard E, Ribeiro V, *et al.* 2016. Should I stay or should I go? Climate change effects on the future of Neotropical savannah bats. *Glob Ecol Conserv* **5**: 22–33.
- Ahlström A, Canadell JG, Schurgers G, *et al.* 2017. Hydrologic resilience and Amazon productivity. *Nat Commun* **8**: 387.
- Albert JS, Val P, and Hoorn C. 2018. The changing course of the Amazon River in the Neogene: center stage for Neotropical diversification. *Neotrop Ichthyol* **16**.
- Alencar AA, Brando PM, Asner GP, and Putz FE. 2015. Landscape fragmentation, severe drought, and the new Amazon forest fire regime. *Ecol Appl* **25**: 1493–505.
- Aliaga D, Sinclair VA, Andrade M, *et al.* 2021. Identifying source regions of air masses sampled at the tropical high-altitude site of Chacaltaya using WRF-FLEXPART and cluster analysis. *Atmos Chem Phys Discuss* **2021**: 1–32.
- Almeida-Val VMF and Hochachka PW. 1995. Air-breathing fishes: Metabolic biochemistry of the first diving vertebrates. Amsterdam – the Netherlands: Elsevier.
- Andreae MO. 2019. Emission of trace gases and aerosols from biomass burning – an updated assessment. *Atmos Chem Phys* **19**: 8523–46.
- Andreae MO, Artaxo P, Beck V, *et al.* 2012. Carbon monoxide and related trace gases and aerosols over the Amazon Basin during the wet and dry seasons. *Atmos Chem Phys* **12**: 6041–65.
- Andreae MO, Artaxo P, Fischer H, *et al.* 2001. Transport of biomass burning smoke to the upper troposphere by deep convection in the equatorial region. *Geophys Res Lett* **28**: 951–4.
- Andreae MO, Rosenfeld D, Artaxo P, *et al.* 2004. Smoking Rain Clouds over the Amazon. *Science* **303**: 1337–42.
- Anhuf D, Ledru M-P, Behling H, *et al.* 2006. Paleo-environmental change in Amazonian and African rainforest during the LGM. *Palaeogeogr Palaeoclimatol Palaeoecol* **239**: 510–27.
- Arantes AE, Ferreira LG, and Coe MT. 2016. The seasonal carbon and water balances of the Cerrado environment of Brazil: Past, present, and future influences of land cover and land use. *ISPRS J Photogramm Remote Sens* **117**: 66–78.
- Araújo AC. 2002. Comparative measurements of carbon dioxide fluxes from two nearby towers in a central Amazonian rainforest: The Manaus LBA site. *J Geophys Res* **107**: 8090.
- Artaxo P, Doerffer R, Consult B, *et al.* 2020. Atmospheric Correction of Satellite Ocean-Color Imagery During the PACE Era. In: From the Satellite to the Earth's Surface: Studies Relevant to NASA's Plankton, Aerosol, Cloud, Ocean Ecosystems (PACE) Mission. Frontiers Media SA.
- Artaxo P, Hansson H-C, Andreae M, and *et al.* 2021. Tropical and Boreal Forest – Atmosphere Interactions: A Review. *Tellus-B (In Press)*.
- Artaxo P, Rizzo L V, Brito JF, *et al.* 2013. Atmospheric aerosols in Amazonia and land use change: from natural biogenic to biomass burning conditions. *Faraday Discuss* **165**: 203.
- Baccini A, Walker W, Carvalho L, *et al.* 2017. Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. *Science* **358**: 230–4.
- Barkhordarian A, Saatchi SS, Behrangi A, *et al.* 2019. A Recent Systematic Increase in Vapor Pressure Deficit over Tropical South America. *Sci Rep* **9**: 15331.
- Barlow J, Berenguer E, Carmenta R, and França F. 2020. Clarifying Amazonia's burning crisis. *Glob Chang Biol* **26**: 319–21.
- Barros D de F, Petreire M, Lecours V, *et al.* 2020. Effects of deforestation and other environmental variables on floodplain fish catch in the Amazon. *Fish Res* **230**: 105643.
- Barthem RB, Petreire M, Isaac VJ, *et al.* 1997. The fisheries in the Amazon: Problems and perspectives for its management. *Conserv Manag Wildl Brazil*: 173–84.
- Barthem RB, Goulding M, Leite RG, *et al.* 2017. Goliath catfish spawning in the far western Amazon confirmed by the distribution of mature adults, drifting larvae and migrating juveniles. *Sci Rep* **7**: 1–13.
- Barthem R and Goulding M. 2007. An unexpected ecosystem: the Amazon as revealed by fisheries. Lima, Peru: Gráfico Biblos and Missouri Botanical Garden.
- Bastable HG, Shuttleworth WJ, Dallarosa RLG, *et al.* 1993. Observations of climate, albedo, and surface radiation over cleared and undisturbed amazonian forest. *Int J Climatol* **13**: 783–96.
- Bela MM, Longo KM, Freitas SR, *et al.* 2015. Ozone production and transport over the Amazon Basin during the dry-to-wet and wet-to-dry transition seasons. *Atmos Chem Phys* **15**: 757–82.
- Betts AK and Silva Dias MAF. 2010. Progress in understanding land-surface-atmosphere coupling from LBA research. *J Adv Model Earth Syst* **2**: 6.
- Bianchi F, Sinclair VA, Aliaga D, *et al.* 2021. The SALTENA experiment: Comprehensive observations of aerosol sources, formation and processes in the South American Andes. *Bull Am Meteorol Soc*: 1–46.
- Bodmer R, Mayor P, Antunez M, *et al.* 2018. Major shifts in Amazon wildlife populations from recent intensification of floods



- and drought. *Conserv Biol* **32**: 333–44.
- Bonan GB. 2008. Forests and Climate Change: Forcings, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests. *Science* **320**: 1444–9.
- Boucher O, Randall D, Artaxo P, *et al.* 2013. Clouds and Aerosols. In: Stocker, TF Qin, D, Plattner, G-K *et al.* (Ed). Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC. Cambridge, United Kingdom and New York: Cambridge University Press.
- Brando PM, Paolucci L, Ummenhofer CC, *et al.* 2019a. Droughts, Wildfires, and Forest Carbon Cycling: A Pantropical Synthesis. *Annu Rev Earth Planet Sci* **47**: 555–81.
- Brando PM, Silvério D, Maracahipes-Santos L, *et al.* 2019b. Prolonged tropical forest degradation due to compounding disturbances: Implications for CO<sub>2</sub> and H<sub>2</sub>O fluxes. *Glob Chang Biol* **25**: 2855–68.
- Brando P, Macedo M, Silvério D, *et al.* 2020. Amazon wildfires: Scenes from a foreseeable disaster. *Flora* **268**: 151609.
- Brauner CJ and Val AL. 1996. The interaction between O<sub>2</sub> and CO<sub>2</sub> exchange in the obligate air-breather, *Arapaima gigas* and the facultative air-breather *Lipossarcus pardalis*. *Abstr Book*, pg 34.
- Braz-Mota S and Almeida-Val VMF. 2021. Ecological adaptations of Amazonian fishes acquired during evolution under environmental variations in dissolved oxygen: A review of responses to hypoxia in fishes, featuring the hypoxia-tolerant *Astronotus* spp. *J Exp Zool Part A Ecol Integr Physiol* **335**: 771–86.
- Brienen RJW, Phillips OL, Feldpausch TR, *et al.* 2015. Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature* **519**: 344–8.
- Butt EW, Conibear L, Reddington CL, *et al.* 2020. Large air quality and human health impacts due to Amazon forest and vegetation fires. *Environ Res Commun* **2**: 95001.
- Butt N, Oliveira PA de, and Costa MH. 2011. Evidence that deforestation affects the onset of the rainy season in Rondonia, Brazil. *J Geophys Res* **116**: D11120.
- Camponogara G, Silva Dias MAF, and Carrió GG. 2014. Relationship between Amazon biomass burning aerosols and rainfall over the La Plata Basin. *Atmos Chem Phys* **14**: 4397–407.
- Camponogara G, Silva Dias MA da, and Carrió GG. 2018. Biomass burning CCN enhance the dynamics of a mesoscale convective system over the La Plata Basin: a numerical approach. *Atmos Chem Phys* **18**: 2081–96.
- Campos DF, Val AL, and Almeida-Val VMF. 2018. The influence of lifestyle and swimming behavior on metabolic rate and thermal tolerance of twelve Amazon forest stream fish species. *J Therm Biol* **72**: 148–54.
- Castello L, Hess LL, Thapa R, *et al.* 2018. Fishery yields vary with land cover on the Amazon River floodplain. *Fish Fish* **19**: 431–40.
- Castello L and Macedo MN. 2016. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Glob Chang Biol* **22**: 990–1007.
- Castello L, McGrath DG, Arantes CC, and Almeida OT. 2013. Accounting for heterogeneity in small-scale fisheries management: The Amazon case. *Mar Policy* **38**: 557–65.
- Castro JS, Braz-Mota S, Campos DF, *et al.* 2020. High Temperature, pH, and Hypoxia Cause Oxidative Stress and Impair the Spermatic Performance of the Amazon Fish *Colossoma macropomum*. *Front Physiol* **11**.
- Ceballos G, Ehrlich PR, and Dirzo R. 2017. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proc Natl Acad Sci* **114**: E6089–96.
- Chambers JQ, Higuchi N, Tribuzy ES, and Trumbore SE. 2001. Carbon sink for a century. *Nature* **410**.
- Chambers JQ and Silver WL. 2004. Some aspects of ecophysiological and biogeochemical responses of tropical forests to atmospheric change (Y Malhi and OL Phillips, Eds). *Philos Trans R Soc London Ser B Biol Sci* **359**: 463–76.
- Chapman CA. 1995. Primate seed dispersal: Coevolution and conservation implications. *Evol Anthropol Issues, News, Rev* **4**: 74–82.
- Chazdon RL, Broadbent EN, Rozendaal DMA, *et al.* 2016. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Sci Adv* **2**: e1501639.
- Cheng H, Sinha A, Cruz FW, *et al.* 2013. Climate change patterns in Amazonia and biodiversity. *Nat Commun* **4**: 1411.
- Cirino GG, Souza RAF, Adams DK, and Artaxo P. 2014. The effect of atmospheric aerosol particles and clouds on net ecosystem exchange in the Amazon. *Atmos Chem Phys* **14**: 6523–43.
- Coe MT, Latrubesse EM, Ferreira ME, and Amsler ML. 2011. The effects of deforestation and climate variability on the streamflow of the Araguaia River, Brazil. *Biogeochemistry* **105**: 119–31.
- Coe MT, Costa MH, and Soares-Filho BS. 2009. The influence of historical and potential future deforestation on the stream flow of the Amazon River – Land surface processes and atmospheric feedbacks. *J Hydrol* **369**: 165–74.
- Coe MT, Macedo MN, Brando PM, *et al.* 2016. The Hydrology and Energy Balance of the Amazon Basin. In: Interactions Between Biosphere, Atmosphere and Human Land Use in the Amazon Basin: 35–53.
- Coe MT, Marthews TR, Costa MH, *et al.* 2013. Deforestation and climate feedbacks threaten the ecological integrity of south-southeastern Amazonia. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **368**: 20120155.
- Colwell RK, Brehm G, Cardelús CL, *et al.* 2008. Global warming, elevational range shifts, and lowland biotic attrition in the wet tropics. *Science* **322**: 258–61.
- Cordeiro RC, Turcq B, Moreira LS, *et al.* 2014. Palaeofires in Amazon: Interplay between land use change and palaeoclimatic events. *Palaeogeogr Palaeoclimatol Palaeoecol* **415**.
- Correia GB, Siqueira-Souza FK, and Freitas CE de C. 2015. Intra- and inter-annual changes in the condition factors of three Curimatidae detritivores from Amazonian floodplain lakes. *Biota Neotrop* **15**.
- Costa MH, Yanagi SNM, Souza PJOP, *et al.* 2007. Climate change in Amazonia caused by soybean cropland expansion, as compared to caused by pastureland expansion. *Geophys Res Lett* **34**: L07706.
- Costa MH, Botta A, and Cardille JA. 2003. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. *J Hydrol* **283**: 206–17.

- Costa WF, Ribeiro M, Saraiva AM, *et al.* 2018. Bat diversity in Carajás National Forest (Eastern Amazon) and potential impacts on ecosystem services under climate change. *Biol Conserv* **218**: 200–10.
- Culf AD, Esteves JL, Marques Filho O, and Rocha HR da. 1996. Radiation, temperature and humidity over forest and pasture in Amazonia. In: Amazonian Deforestation and Climate. John Wiley and Sons.
- Culf AD, Fisch G, and Hodnett MG. 1995. The Albedo of Amazonian Forest and Ranch Land. *J Clim* **8**: 1544–54.
- D’Almeida C, Vörösmarty CJ, Hurtt GC, *et al.* 2007. The effects of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia: a review on scale and resolution. *Int J Climatol* **27**: 633–47.
- Davidson EA, Araújo AC de, Artaxo P, *et al.* 2012. The Amazon basin in transition. *Nature* **481**: 321–8.
- Debortoli N, Dubreuil V, Funatsu B, *et al.* 2015. Rainfall patterns in the Southern Amazon: a chronological perspective (1971–2010). *Clim Change* **132**: 251–64.
- Díaz S, Settele J, Brondízio E, *et al.* 2019. IPBES Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn, Germany.
- Duponchelle F, Isaac VJ, Rodrigues Da Costa Doria C, *et al.* 2021. Conservation of migratory fishes in the Amazon basin. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* **31**: 1087–105.
- Eck TF, Holben BN, Ward DE, *et al.* 2003. Variability of biomass burning aerosol optical characteristics in southern Africa during the SAFARI 2000 dry season campaign and a comparison of single scattering albedo estimates from radiometric measurements. *J Geophys Res Atmos* **108**: n/a-n/a.
- Esquivel-Muelbert A, Baker TR, Dexter KG, *et al.* 2019. Compositional response of Amazon forests to climate change. *Glob Chang Biol* **25**: 39–56.
- Fabrè NN, Castello L, Isaac VJ, and Batista VS. 2017. Fishing and drought effects on fish assemblages of the central Amazon Basin. *Fish Res* **188**: 157–65.
- Fe-Gonçalves LMF, Silva M de NP da, Val AL, and Almeida-Val VMF de. 2018. Differential survivorship of congeneric ornamental fishes under forecasted climate changes are related to anaerobic potential. *Genet Mol Biol* **41**: 107–18.
- Fé-Gonçalves LM, Araújo JDA, Santos CH dos A dos, and Almeida-Val VMF de. 2020. Transcriptomic evidences of local thermal adaptation for the native fish *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818). *Genet Mol Biol* **43**.
- Fisher RA, Koven CD, Anderegg WRL, *et al.* 2018. Vegetation demographics in Earth System Models: A review of progress and priorities. *Glob Chang Biol* **24**: 35–54.
- Fleischer K, Rammig A, Kauwe MG De, *et al.* 2019. Amazon forest response to CO<sub>2</sub> fertilization dependent on plant phosphorus acquisition. *Nat Geosci* **12**: 736–41.
- Flores BM, Holmgren M, Xu C, *et al.* 2017. Floodplains as an Achilles’ heel of Amazonian forest resilience. *Proc Natl Acad Sci U S A* **114**.
- Foley JA, Defries R, Asner GP, *et al.* 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* **309**: 570–4.
- Forster P, Ramaswamy V, Artaxo P, *et al.* 2007. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: Solomon, S Qin, D Manning M (Ed). Climate Change 2007. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.: Cambridge University Press.
- Freitas CCE de, Rivas AAF, Campos PC, *et al.* 2012. The Potential Impacts of Global Climatic Changes and Dams on Amazonian Fish and Their Fisheries. In: New Advances and Contributions to Fish Biology. InTech.
- Freitas SR, Longo KM, Silva Dias MAF, *et al.* 2005. Monitoring the transport of biomass burning emissions in South America. *Environ Fluid Mech* **5**: 135–67.
- Fu R, Yin L, Li W, *et al.* 2013. Increased dry-season length over southern Amazonia in recent decades and its implication for future climate projection. *Proc Natl Acad Sci* **110**: 18110–5.
- Fu R, Dickinson RE, Chen M, and Wang H. 2001. How Do Tropical Sea Surface Temperatures Influence the Seasonal Distribution of Precipitation in the Equatorial Amazon? *J Clim* **14**: 4003–26.
- Gatti L V., Basso LS, Miller JB, *et al.* 2021. Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. *Nature* **595**: 388–93.
- Ghanem SJ and Voigt CC. 2012. Increasing Awareness of Ecosystem Services Provided by Bats. *Advances in the Study of Behavior* **44**: 279–302.
- Giannini TC, Costa WF, Borges RC, *et al.* 2020. Climate change in the Eastern Amazon: crop-pollinator and occurrence-restricted bees are potentially more affected. *Reg Environ Chang* **20**: 9.
- Global Carbon Project. 2020. Global Carbon Budget. Available at: <https://www.globalcarbonproject.org/carbonbudget/index.htm>.
- Global Carbon Budget. 2019. Carbon budget and trends 2019. (P Friedlingstein, MW Jones, M O’Sullivan, *et al.* Eds).
- Gloor M, Brienen RJW, Galbraith D, *et al.* 2013. Intensification of the Amazon hydrological cycle over the last two decades. *Geophys Res Lett* **40**: 1729–33.
- Gloor M, Gatti L, Brienen R, *et al.* 2012. The carbon balance of South America: a review of the status, decadal trends and main determinants. *Biogeosciences* **9**: 5407–30.
- Gomes VHF, Vieira ICG, Salomão RP, and Steege H ter. 2019. Amazonian tree species threatened by deforestation and climate change. *Nat Clim Chang* **9**: 547–53.
- Gonzalez RJ, Wilson RW, Wood CM, *et al.* 2002. Diverse Strategies for Ion Regulation in Fish Collected from the Ion-Poor, Acidic Rio Negro. *Physiol Biochem Zool* **75**: 37–47.
- Goulding M, Venticinque E, Ribeiro ML de B, *et al.* 2019. Ecosystem-based management of Amazon fisheries and wetlands. *Fish Fish* **20**: 138–58.
- Guan K, Pan M, Li H, *et al.* 2015. Photosynthetic seasonality of global tropical forests constrained by hydroclimate. *Nat Geosci* **8**: 284–9.
- Guimberteau M, Ciais P, Ducharne A, *et al.* 2017. Impacts of future deforestation and climate change on the hydrology of the Amazon Basin: a multi-model analysis with a new set of land-cover change scenarios. *Hydrol Earth Syst Sci* **21**: 1455–75.
- Hayhoe SJ, Neill C, Porder S, *et al.* 2011. Conversion to soy on the Amazonian agricultural frontier increases streamflow without affecting stormflow dynamics. *Glob Chang Biol* **17**: 1821–

33.

- Heerspink BP, Kendall AD, Coe MT, and Hyndman DW. 2020. Trends in streamflow, evapotranspiration, and groundwater storage across the Amazon Basin linked to changing precipitation and land cover. *J Hydrol Reg Stud* **32**: 100755.
- Herrera-R GA, Oberdorff T, Anderson EP, et al. 2020. The combined effects of climate change and river fragmentation on the distribution of Andean Amazon fishes. *Glob Chang Biol* **26**: 5509–23.
- Hoffmann WA. 2003. Regional feedbacks among fire, climate, and tropical deforestation. *J Geophys Res* **108**: 4721.
- Hoorn C, Wesselingh FP, Steege H ter, et al. 2010. Amazonia Through Time: Andean Uplift, Climate Change, Landscape Evolution, and Biodiversity. *Science* **330**: 927–31.
- Hornbeck JW, Bailey AS, Eagar C, and Campbell JL. 2014. Comparisons with Results from the Hubbard Brook Experimental Forest in the Northern Appalachians. In: Swank, Wayne T.; Webster, Jackson R., comps., eds. Long-Term Response a For Watershed Ecosyst Clear South Appalachians. Oxford University Press: 213–228.
- Houghton RA, Baccini A, and Walker WS. 2018. Where is the residual terrestrial carbon sink? *Glob Chang Biol* **24**: 3277–9.
- Hubau W, Lewis SL, Phillips OL, et al. 2020. Asynchronous carbon sink saturation in African and Amazonian tropical forests. *Nature* **579**: 80–7.
- INPE. 2021. INPE Emission Model <http://inpe-em.ccst.inpe.br/en/home/>. Viewed 3 Nov 2021.
- Jacobson L da SV, Hacon S de S, Castro HA de, et al. 2014. Acute Effects of Particulate Matter and Black Carbon from Seasonal Fires on Peak Expiratory Flow of Schoolchildren in the Brazilian Amazon (Q Sun, Ed). *PLoS One* **9**: e104177.
- Jacomassa FAF and Pizo MA. 2010. Birds and bats diverge in the qualitative and quantitative components of seed dispersal of a pioneer tree. *Acta Oecologica* **36**: 493–6.
- Knox R, Bisht G, Wang J, and Bras R. 2011. Precipitation Variability over the Forest-to-Nonforest Transition in Southwestern Amazonia. *J Clim* **24**: 2368–77.
- Kremen C. 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecol Lett* **8**: 468–79.
- Kremen C, Williams NM, Aizen MA, et al. 2007. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecol Lett* **10**: 299–314.
- Kunz TH, Braun de Torrez E, Bauer D, et al. 2011. Ecosystem services provided by bats. *Ann NY Acad Sci* **1223**: 1–38.
- Lathuillière MJ, Johnson MS, and Donner SD. 2012. Water use by terrestrial ecosystems: temporal variability in rainforest and agricultural contributions to evapotranspiration in Mato Grosso, Brazil. *Environ Res Lett* **7**: 024024.
- Lawler JJ, Shafer SL, White D, et al. 2009. Projected climate-induced faunal change in the Western Hemisphere. *Ecology* **90**: 588–97.
- Lee J-E, Frankenberg C, Tol C van der, et al. 2013. Forest productivity and water stress in Amazonia: observations from GO-SAT chlorophyll fluorescence. *Proc R Soc B Biol Sci* **280**: 20130171.
- Leite-Filho AT, Sousa Pontes VY, and Costa MH. 2019. Effects of Deforestation on the Onset of the Rainy Season and the Duration of Dry Spells in Southern Amazonia. *J Geophys Res Atmos* **124**: 5268–81.
- Lenton TM, Held H, Kriegler E, et al. 2008. Tipping elements in the Earth's climate system. *PNAS*, 105, 1786–1793.
- Levy MC, Lopes AV, Cohn A, et al. 2018. Land Use Change Increases Streamflow Across the Arc of Deforestation in Brazil. *Geophys Res Lett* **45**: 3520–30.
- Lewis SL. 2006. Tropical forests and the changing earth system. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **361**: 195–210.
- Li W and Fu R. 2004. Transition of the Large-Scale Atmospheric and Land Surface Conditions from the Dry to the Wet Season over Amazonia as Diagnosed by the ECMWF Re-Analysis. *J Clim* **17**: 2637–51.
- Li W, Fu R, Juárez RIN, and Fernandes K. 2008. Observed change of the standardized precipitation index, its potential cause and implications to future climate change in the Amazon region. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **363**: 1767–72.
- Liebmann B and Marengo J. 2001. Interannual Variability of the Rainy Season and Rainfall in the Brazilian Amazon Basin. *J Clim* **14**: 4308–18.
- Liu L, Cheng Y, Wang S, et al. 2020. Impact of biomass burning aerosols on radiation, clouds, and precipitation over the Amazon: relative importance of aerosol–cloud and aerosol–radiation interactions. *Atmos Chem Phys* **20**: 13283–301.
- Lopes IG, Araújo-Dairiki TB, Kojima JT, et al. 2018. Predicted 2100 climate scenarios affects growth and skeletal development of tambaqui ( *Colossoma macropomum* ) larvae. *Ecol Evol* **8**: 10039–48.
- Lovejoy TE and Nobre C. 2018. Amazon Tipping Point. *Sci Adv* **4**.
- Lovejoy TE and Nobre C. 2019. Amazon tipping point: Last chance for action. *Sci Adv* **5**.
- Mace GM, Norris K, and Fitter AH. 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends Ecol Evol* **27**: 19–26.
- Machado LAT, Calheiros AJP, Biscaro T, et al. 2018. Overview: Precipitation characteristics and sensitivities to environmental conditions during GoAmazon2014/5 and ACRIDICON-CHUVA. *Atmos Chem Phys* **18**: 6461–82.
- Maeda EE, Ma X, Wagner FH, et al. 2017. Evapotranspiration seasonality across the Amazon Basin. *Earth Syst Dyn* **8**: 439–54.
- Maezumi SY, Alves D, Robinson M, et al. 2018. The legacy of 4,500 years of polyculture agroforestry in the eastern Amazon. *Nat Plants* **4**: 540–7.
- Maksic J, Shimizu MH, Oliveira GS de, et al. 2019. Simulation of the Holocene climate over South America and impacts on the vegetation. *The Holocene* **29**: 287–99.
- Malhi Y, Doughty CE, Goldsmith GR, et al. 2015. The linkages between photosynthesis, productivity, growth and biomass in lowland Amazonian forests. *Glob Chang Biol* **21**: 2283–95.
- Malhi Y, Doughty C, and Galbraith D. 2011. The allocation of ecosystem net primary productivity in tropical forests. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **366**: 3225–45.
- Malhi Y, Roberts JT, Betts RA, et al. 2008. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science* **319**: 169–72.
- MapBiomass. 2020. MapBiomass Amazonia v2.0.<https://amazonia.mapbiomas.org/>

- Marengo JA. 2009. Long-term trends and cycles in the hydrometeorology of the Amazon basin since the late 1920s. *Hydrol Process* **23**: 3236–44.
- Marengo J, Nobre C, Tomasella J, et al. 2008a. Hydro-climatic and ecological behaviour of the drought of Amazonia in 2005. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **363**: 1773–8.
- Marengo JA, Nobre CA, Tomasella J, et al. 2008b. The Drought of Amazonia in 2005. *J Clim* **21**: 495–516.
- Marengo JA and Espinoza JC. 2016. Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia: causes, trends and impacts. *Int J Climatol* **36**: 1033–50.
- Martin ST, Andreae MO, Artaxo P, et al. 2010. Sources and properties of Amazonian aerosol particles. *Rev Geophys* **48**.
- McDowell N, Allen CD, Anderson-Teixeira K, et al. 2018. Drivers and mechanisms of tree mortality in moist tropical forests. *New Phytol* **219**: 851–69.
- Menton MCS, Merry FD, Lawrence A, and Brown N. 2009. Company-Community Logging Contracts in Amazonian Settlements: Impacts on Livelihoods and NTFP Harvests. *Ecol Soc* **14**: art39.
- Miranda LS, Imperatriz-Fonseca VL, and Giannini TC. 2019. Climate change impact on ecosystem functions provided by birds in southeastern Amazonia (F Rigal, Ed). *PLoS One* **14**: e0215229.
- Mitchell MGE, Bennett EM, and Gonzalez A. 2015. Strong and nonlinear effects of fragmentation on ecosystem service provision at multiple scales. *Environ Res Lett* **10**.
- Molina RD, Salazar JF, Martinez JA, et al. 2019. Forest-Induced Exponential Growth of Precipitation Along Climatological Wind Streamlines Over the Amazon. *J Geophys Res Atmos* **124**: 2589–99.
- Moraes JM de, Schuler AE, Dunne T, et al. 2006. Water storage and runoff processes in plinthic soils under forest and pasture in eastern Amazonia. *Hydrol Process* **20**: 2509–26.
- Morgan WT, Darbyshire E, Spracklen DV, et al. 2019. Non-deforestation drivers of fires are increasingly important sources of aerosol and carbon dioxide emissions across Amazonia. *Sci Rep* **9**: 16975.
- Morton DC, Page Y Le, DeFries R, et al. 2013. Understorey fire frequency and the fate of burned forests in southern Amazonia. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **368**: 20120163.
- Nakićenović N and Swart R. 2000. Special Report on Emissions Scenarios. A Special Report of Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. ISBN 0 521 80081 1.
- Nascimento JP, Bela MM, Meller BB, et al. 2021. Aerosols from anthropogenic and biogenic sources and their interactions – modeling aerosol formation, optical properties, and impacts over the central Amazon basin. *Atmos Chem Phys* **21**: 6755–79.
- Negrón Juárez RIN, Hodnett MG, Fu R, et al. 2007. Control of Dry Season Evapotranspiration over the Amazonian Forest as Inferred from Observations at a Southern Amazon Forest Site. *J Clim* **20**: 2827–39.
- Neill C, Coe MT, Riskin SH, et al. 2013. Watershed responses to Amazon soya bean cropland expansion and intensification. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **368**: 20120425.
- Neill C, Elsenbeer H, Krusche AV, et al. 2006. Hydrological and biogeochemical processes in a changing Amazon: results from small watershed studies and the large-scale biosphere-atmosphere experiment. *Hydrol Process* **20**: 2467–76.
- Nepstad DC, Carvalho CR de, Davidson EA, et al. 1994. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature* **372**: 666–9.
- Nobre CA, Marengo JA, and Soares WR. 2019. Climate change risks in Brazil. Springer.
- Oliveira AM and Val AL. 2017. Effects of climate scenarios on the growth and physiology of the Amazonian fish tambaqui (*Colossoma macropomum*) (Characiformes: Serrasalminae). *Hydrobiologia* **789**: 167–78.
- Ometto JPHB, Nobre AD, Rocha HR, et al. 2005. Amazonia and the modern carbon cycle: lessons learned. *Oecologia* **143**: 483–500.
- Pacifico F, Folberth GA, Sitch S, et al. 2015. Biomass burning related ozone damage on vegetation over the Amazon forest: a model sensitivity study. *Atmos Chem Phys* **15**: 2791–804.
- Pan Y, Birdsey RA, Fang J, et al. 2011. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science* **333**: 988–93.
- Panday PK, Coe MT, Macedo MN, et al. 2015. Deforestation offsets water balance changes due to climate variability in the Xingu River in eastern Amazonia. *J Hydrol* **523**: 822–9.
- Panwar A, Renner M, and Kleidon A. 2020. Imprints of evaporative conditions and vegetation type in diurnal temperature variations. *Hydrol Earth Syst Sci* **24**: 4923–42.
- Patade S, Phillips VTJ, Amato P, et al. 2021. Empirical formulation for multiple groups of primary biological ice nucleating particles from field observations over Amazonia. *J Atmos Sci*.
- Peres CA and Lake IR. 2003. Extent of Nontimber Resource Extraction in Tropical Forests: Accessibility to Game Vertebrates by Hunters in the Amazon Basin. *Conserv Biol* **17**: 521–35.
- Phillips OL, Aragão LEOC, Lewis SL, et al. 2009. Drought Sensitivity of the Amazon Rainforest. *Science* **323**: 1344–7.
- Pinaya WHD, Lobon-Cervia FJ, Pita P, et al. 2016. Multispecies Fisheries in the Lower Amazon River and Its Relationship with the Regional and Global Climate Variability (M Castonguay, Ed). *PLoS One* **11**: e0157050.
- Pinker RT, Thompson OE, and Eck TF. 1980. The albedo of a tropical evergreen forest. *QJR Meteorol Soc* **106**: 551–8.
- Pongratz J, Bounoua L, DeFries RS, et al. 2006. The Impact of Land Cover Change on Surface Energy and Water Balance in Mato Grosso, Brazil. *Earth Interact* **10**: 1–17.
- Pope RJ, Arnold SR, Chipperfield MP, et al. 2020. Substantial Increases in Eastern Amazon and Cerrado Biomass Burning-Sourced Tropospheric Ozone. *Geophys Res Lett* **47**.
- Poschl U, Martin ST, Sinha B, et al. 2010. Rainforest Aerosols as Biogenic Nuclei of Clouds and Precipitation in the Amazon. *Science* **329**: 1513–6.
- Prado-Lima M and Val AL. 2016. Transcriptomic Characterization of Tambaqui (*Colossoma macropomum*, Cuvier, 1818) Exposed to Three Climate Change Scenarios (M Portolés, Ed). *PLoS One* **11**: e0152366.
- Prass M, Andreae M, Araújo A de, et al. 2021. Bioaerosols in the Amazon rain forest: Temporal variations and vertical profiles of Eukarya, Bacteria and Archaea. *Biogeosciences Discuss*.
- Prenni AJ, Petters MD, Kreidenweis SM, et al. 2009. Relative roles of biogenic emissions and Saharan dust as ice nuclei in the

- Amazon basin. *Nat Geosci* **2**: 402–5.
- Procópio AS, Artaxo P, Kaufman YJ, *et al.* 2004. Multiyear analysis of amazonian biomass burning smoke radiative forcing of climate. *Geophys Res Lett* **31**: L03108.
- Procópio AS, Remer LA, Artaxo P, *et al.* 2003. Modeled spectral optical properties for smoke aerosols in Amazonia. *Geophys Res Lett* **30**.
- Randerson JT, Chen Y, Werf GR Van Der, *et al.* 2012. Global burned area and biomass burning emissions from small fires. *J Geophys Res G Biogeosciences* **117**.
- Rap A, Spracklen DV, Mercado L, *et al.* 2015. Fires increase Amazon forest productivity through increases in diffuse radiation. *Geophys Res Lett* **42**: 4654–62.
- Reddington CL, Butt EW, Ridley DA, *et al.* 2015. Air quality and human health improvements from reductions in deforestation-related fire in Brazil. *Nat Geosci* **8**: 768–71.
- Reddington CL, Spracklen DV, Artaxo P, *et al.* 2016. Analysis of particulate emissions from tropical biomass burning using a global aerosol model and long-term surface observations. *Atmos Chem Phys* **16**: 11083–106.
- Ronchail J, Cochonneau G, Molinier M, *et al.* 2002. Interannual rainfall variability in the Amazon basin and sea-surface temperatures in the equatorial Pacific and the tropical Atlantic Oceans. *Int J Climatol* **22**: 1663–86.
- Röpke CP, Amadio S, Zuanon J, *et al.* 2017. Simultaneous abrupt shifts in hydrology and fish assemblage structure in a floodplain lake in the central Amazon. *Sci Rep* **7**: 40170.
- Rothacher J. 1970. Increases in Water Yield Following Clear-Cut Logging in the Pacific Northwest. *Water Resour Res* **6**: 653–8.
- Saint-Paul U. 1984. Physiological adaptation to hypoxia of a neotropical characoid fish *Colossoma macropomum*, Serrasalminidae. *Environ Biol Fishes* **11**: 53–62.
- Sakschewski B, Bloh W Von, Boit A, *et al.* 2016. Resilience of Amazon forests emerges from plant trait diversity. *Nat Clim Chang* **6**: 1032–6.
- Salati E and Vose PB. 1984. Amazon Basin: A System in Equilibrium. *Science* **225**: 129–38.
- Salazar JF, Villegas JC, Rendón AM, *et al.* 2018. Scaling properties reveal regulation of river flows in the Amazon through a “forest reservoir.” *Hydrol Earth Syst Sci* **22**: 1735–48.
- Sales LP, Rodrigues L, and Masiero R. 2021. Climate change drives spatial mismatch and threatens the biotic interactions of the Brazil nut (A Hampe, Ed). *Glob Ecol Biogeogr* **30**: 117–27.
- Sampaio G. 2008. Climatic consequences of gradual conversion of Amazonian Tropical Forests into degraded pasture or soybean cropland: A GCM simulation study.
- Sampaio G, Nobre C, Costa MH, *et al.* 2007. Regional climate change over eastern Amazonia caused by pasture and soybean cropland expansion. *Geophys Res Lett* **34**: L17709.
- Sarmento R, Alves-Costa CP, Ayub A, and Mello MAR. 2014. Partitioning of seed dispersal services between birds and bats in a fragment of the Brazilian Atlantic Forest. *Zool* **31**: 245–55.
- Scanlon BR, Jolly I, Sophocleous M, and Zhang L. 2007. Global impacts of conversions from natural to agricultural ecosystems on water resources: Quantity versus quality. *Water Resour Res* **43**.
- Schimel D, Stephens BB, and Fisher JB. 2015. Effect of increasing CO<sub>2</sub> on the terrestrial carbon cycle. *Proc Natl Acad Sci* **112**: 436–41.
- Schrod J, Thomson ES, Weber D, *et al.* 2020. Long-term deposition and condensation ice-nucleating particle measurements from four stations across the globe. *Atmos Chem Phys* **20**: 15983–6006.
- Schwalm CR, Anderegg WRL, Michalak AM, *et al.* 2017. Global patterns of drought recovery. *Nature* **548**: 202–5.
- Sena ET and Artaxo P. 2015. A novel methodology for large-scale daily assessment of the direct radiative forcing of smoke aerosols. *Atmos Chem Phys* **15**: 5471–83.
- Sena ET, Artaxo P, and Correia AL. 2013. Spatial variability of the direct radiative forcing of biomass burning aerosols and the effects of land use change in Amazonia. *Atmos Chem Phys* **13**: 1261–75.
- Shuttleworth WJ. 1984. Observations of radiation exchange above and below Amazonian forest. *Q J R Meteorol Soc* **110**: 1163–9.
- Silva Dias MAF, Rutledge S, Kabat P, *et al.* 2002. Cloud and rain processes in a biosphere-atmosphere interaction context in the Amazon Region. *J Geophys Res* **107**: 8072.
- Silva CVJ, Aragão LEOC, Barlow J, *et al.* 2018. Drought-induced Amazonian wildfires instigate a decadal-scale disruption of forest carbon dynamics. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **373**: 20180043.
- Silva GS da, Matos LV de, Freitas JO da S, *et al.* 2019. Gene expression, genotoxicity, and physiological responses in an Amazonian fish, *Colossoma macropomum* (CUVIER 1818), exposed to Roundup® and subsequent acute hypoxia. *Comp Biochem Physiol Part C Toxicol Pharmacol* **222**: 49–58.
- Silvério D V, Brando PM, Macedo MN, *et al.* 2015. Agricultural expansion dominates climate changes in southeastern Amazonia: the overlooked non-GHG forcing. *Environ Res Lett* **10**: 104015.
- Sitch S, Cox PM, Collins WJ, and Huntingford C. 2007. Indirect radiative forcing of climate change through ozone effects on the land-carbon sink. *Nature* **448**: 791–4.
- Souza SS de, Silva GS da, and Almeida-Val VMF de. 2019. Eco-physiology, genotoxicity, histopathology, and gene responses of naphthalene injected *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818) exposed to hypoxia. *Genet Mol Biol* **42**: 411–24.
- Spera SA, Galford GL, Coe MT, *et al.* 2016. Land-use change affects water recycling in Brazil’s last agricultural frontier. *Glob Chang Biol* **22**: 3405–13.
- Spracklen DV and Garcia-Carreras L. 2015. The impact of Amazonian deforestation on Amazon basin rainfall. *Geophys Res Lett* **42**: 9546–52.
- Spracklen DV, Arnold SR, and Taylor CM. 2012. Observations of increased tropical rainfall preceded by air passage over forests. *Nature* **489**: 282–5.
- Sterling SM, Ducharme A, and Polcher J. 2013. The impact of global land-cover change on the terrestrial water cycle. *Nat Clim Chang* **3**: 385–90.
- Stickler CM, Coe MT, Costa MH, *et al.* 2013. Dependence of hydro-power energy generation on forests in the Amazon Basin at local and regional scales. *Proc Natl Acad Sci* **110**: 9601–6.
- Trisos CH, Merow C, and Pigot AL. 2020. The projected timing of abrupt ecological disruption from climate change. *Nature* **580**: 496–501.

- Trumbore S, Brando P, and Hartmann H. 2015. Forest health and global change. *Science* **349**: 814–8.
- Val AL and Almeida-Val VMF. 1995. Fishes of the Amazon and their environments. Physiological and biochemical features. Heidelberg: Springer Verlag. 224 p.
- Val AL, Silva MNP, and Almeida-Val VMF. 1998. Hypoxia adaptation in fish of the Amazon: A never-ending task. *South African J Zool* **33**: 107–14.
- Val P, Silva C, Harbor D, *et al.* 2014. Erosion of an active fault scarp leads to drainage capture in the Amazon region, Brazil. *Earth Surf Process Landforms* **39**: 1062–74.
- Marle MJE van, Field RD, Werf GR van der, *et al.* 2017. Fire and deforestation dynamics in Amazonia (1973-2014). *Global Biogeochem Cycles* **31**: 24–38.
- Randow RCS von, Randow C von, Hutjes RWA, *et al.* 2012. Evapotranspiration of deforested areas in central and southwestern Amazonia. *Theor Appl Climatol* **109**: 205–20.
- Walker WS, Gorelik SR, Baccini A, *et al.* 2020. The role of forest conversion, degradation, and disturbance in the carbon dynamics of Amazon indigenous territories and protected areas. *Proc Natl Acad Sci U S A* **117**: 3015–25.
- Wang BC and Smith TB. 2002. Closing the seed dispersal loop. *Trends Ecol Evol* **17**: 379–86.
- Wendisch M, Pöschl U, Andreae MO, *et al.* 2016. ACRIDICON-CHUVA Campaign: Studying Tropical Deep Convective Clouds and Precipitation over Amazonia Using the New German Research Aircraft HALO. *Bull Am Meteorol Soc* **97**: 1885–908.
- Whitehead JD, Darbyshire E, Brito J, *et al.* 2016. Biogenic cloud nuclei in the central Amazon during the transition from wet to dry season. *Atmos Chem Phys* **16**: 9727–43.
- Williams E, Dall' Antonia A, Dall' Antonia V, *et al.* 2005. The drought of the century in the Amazon Basin: an analysis of the regional variation of rainfall in South America in 1926. *Acta Amaz* **35**: 231–8.
- Wittmann F and Householder E. 2016. Why Rivers Make the Difference: A Review on the Phytogeography of Forested Floodplains in the Amazon Basin. In: Forest structure, function and dynamics in Western Amazonia. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd.
- Wood CM, Wilson RW, Gonzalez RJ, *et al.* 1998. Responses of an Amazonian Teleost, the Tambaqui (*Colossoma macropomum*), to Low pH in Extremely Soft Water. *Physiol Zool* **71**: 658–70.
- Wright JS, Fu R, Worden JR, *et al.* 2017. Rainforest-initiated wet season onset over the southern Amazon. *Proc Natl Acad Sci* **114**: 8481–6.
- Yáñez-Serrano AM, Bourtsoukidis E, Alves EG, *et al.* 2020. Amazonian biogenic volatile organic compounds under global change. *Glob Chang Biol* **26**: 4722–51.
- Zemp DC, Schleussner C -F, Barbosa HMJ, and Rammig A. 2017. Deforestation effects on Amazon forest resilience. *Geophys Res Lett* **44**: 6182–90.
- Zemp DC, Schleussner C-F, Barbosa HMJ, *et al.* 2014. On the importance of cascading moisture recycling in South America. *Atmos Chem Phys* **14**: 13337–59.
- Zhang Y, Fu R, Yu H, *et al.* 2009. Impact of biomass burning aerosol on the monsoon circulation transition over Amazonia. *Geophys Res Lett* **36**.
- Zuidema PA and Boot RGA. 2002. Demography of the Brazil nut tree (*Bertholletia excelsa*) in the Bolivian Amazon: impact of seed extraction on recruitment and population dynamics. *J Trop Ecol* **18**: 1–31.

## **Capítulo 24**

### Resiliencia de la selva amazónica a los cambios globales: Evaluación del riesgo de puntos de inflexión



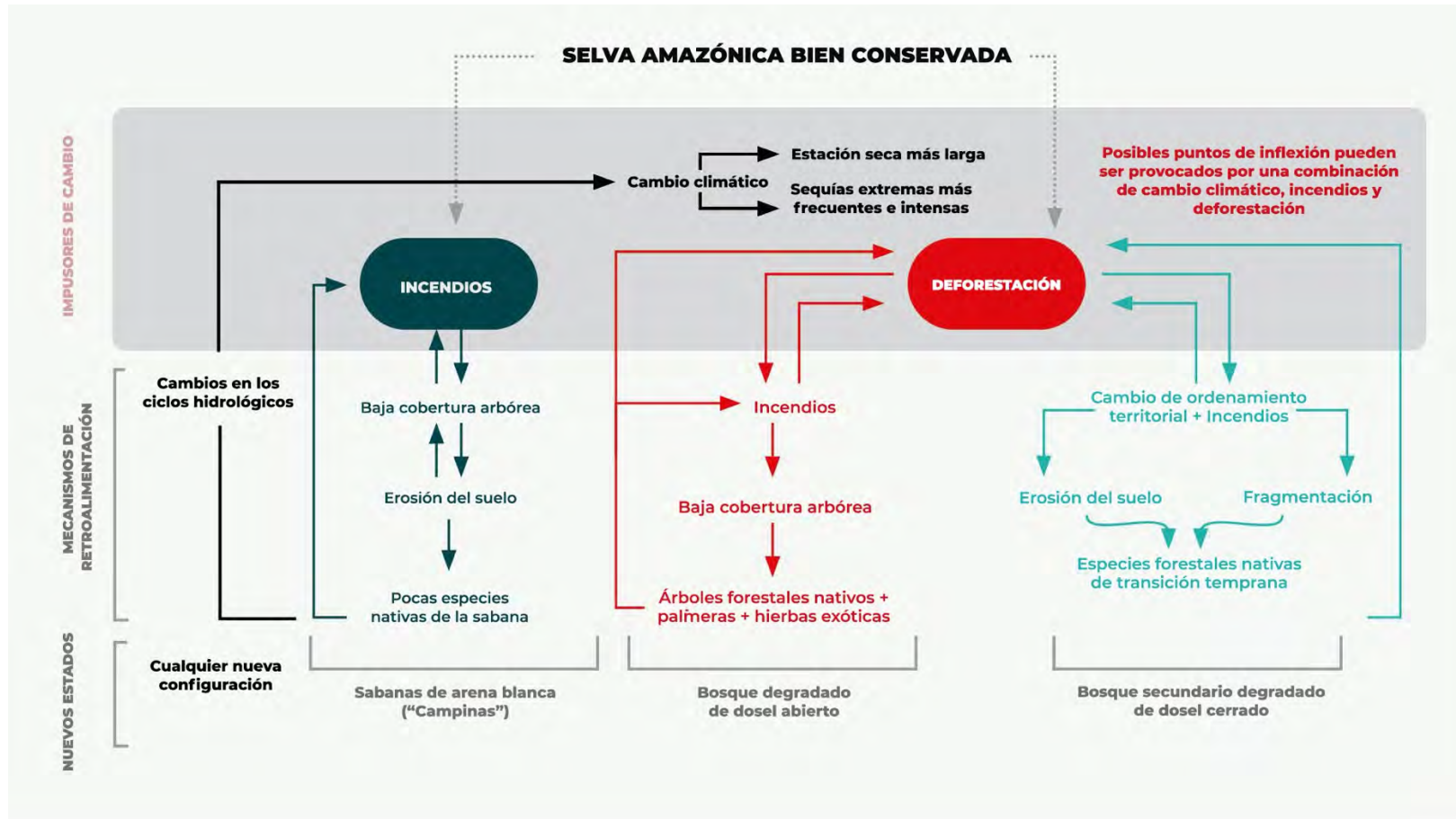
Região Metropolitana de Manaus, estiagem incomum (Foto: Alberto Cesar Araujo/Amazônia Real)

## INDEX

<b>RESUMEN GRÁFICO</b> .....	<b>24.2</b>
<b>MENSAJES CLAVE</b> .....	<b>24.3</b>
<b>RESUMEN</b> .....	<b>24.4</b>
<b>24.1 INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>24.4</b>
<b>24.2 POSIBLES PUNTOS DE INFLEXIÓN Y NUEVAS CONFIGURACIONES</b> .....	<b>24.8</b>
24.2.1 CAMBIO DE BOSQUE A UN BOSQUE TROPICAL ESTACIONALMENTE SECO DE DOSEL CERRADO .....	24.9
24.2.2 CAMBIO DE BOSQUE A UN ESTADO DE SABANA NATIVA .....	24.13
24.2.3 CAMBIO DEL BOSQUE A UN ESTADO DEGRADADO DE DOSEL ABIERTO .....	24.13
24.2.4 CAMBIO DEL BOSQUE A UN ESTADO DE BOSQUE SECUNDARIO DE DOSEL CERRADO .....	24.15
<b>24.3 EVIDENCIAS DE LAS DINÁMICAS PASADAS DE LOS ECOSISTEMAS AMAZÓNICOS DESDE EL ÚLTIMO MÁXIMO GLACIAL (20 KA)</b> .....	<b>24.16</b>
<b>24.4 IMPULSORES DE LA RESILIENCIA DE LA SELVA AMAZÓNICA</b> .....	<b>24.18</b>
<b>24.5 INCERTIDUMBRES ASOCIADAS CON LOS PUNTOS DE INFLEXIÓN DENTRO DEL SISTEMA AMAZÓNICO</b> .....	<b>24.20</b>
24.5.1 ¿CÓMO AFECTA LA HETEROGENEIDAD FORESTAL A LOS PUNTOS DE INFLEXIÓN A GRAN ESCALA?.....	24.20
24.5.2 ¿CÓMO AFECTA LA CONECTIVIDAD FORESTAL A LOS PUNTOS DE INFLEXIÓN A GRAN ESCALA? .....	24.21
24.5.3 LA INTERACCIÓN ENTRE EL EFECTO DE FERTILIZACIÓN CON CO <sub>2</sub> Y LA DISPONIBILIDAD DE NUTRIENTES .....	24.21
<b>24.6 MODELIZANDO LA RESILIENCIA Y LOS PUNTOS DE INFLEXIÓN DE LA SELVA AMAZÓNICA</b> ..	<b>24.23</b>
<b>24.7 CONCLUSIONES</b> .....	<b>24.27</b>
<b>LA PRESIÓN DE ACTIVIDADES ANTRÓPICAS INTENSIFICADAS HA PROMOVIDO LA APARICIÓN DE NUEVOS FACTORES ESTRE-</b> .....	<b>24.27</b>
<b>24.8 RECOMENDACIONES</b> .....	<b>24.27</b>
<b>24.9 REFERENCIAS</b> .....	<b>24.28</b>



Resumen Gráfico



**Figura 24.A** Diagrama simplificado que ilustra los impulsores del cambio que pueden conducir a puntos de inflexión en las selvas amazónicas. Los impulsores del cambio se refieren a los efectos del cambio climático a gran escala directos (es decir, temperaturas globales más altas) e indirectos (es decir, una estación seca más prolongada y eventos de sequía extrema más frecuentes e intensos), seguidos de incendios forestales y deforestación a escala regional y local. Si los puntos de inflexión están cruzados en los impulsores de cambio actuales, ya sea individualmente o de manera compuesta, las cadenas de impactos en cascada representadas que se asemejan a un efecto dominó, llamados mecanismos de retroalimentación, son clave para atrapar a las selvas tropicales en tres estados potenciales diferentes ya registrados y documentados dentro de la selva Amazónica: sabana de arena blanca (o “campinas amazónicas”), bosque degradado de dosel abierto o bosque secundario degradado de dosel cerrado.

# Resiliencia de la Selva Amazónica a los Cambios Globales: Evaluación del riesgo de puntos de inflexión

Marina Hirota<sup>a\*</sup>, Bernardo M. Flores<sup>a\*</sup>, Richard Betts<sup>b</sup>, Laura S. Borma<sup>c</sup>, Adriane Esquivel-Muelbert<sup>d</sup>, Catarina Jakovac<sup>e</sup>, David M. Lapola<sup>f</sup>, Encarni Montoya<sup>g</sup>, Rafael S. Oliveira<sup>h</sup>, Boris Sakschewski<sup>i</sup>

## Mensajes clave

- Los cinco puntos de inflexión descritos en la literatura comprenden perturbaciones desencadenadas por cambios en las condiciones climáticas y las actividades humanas, y los mecanismos de retroalimentación a gran escala asociados. Sin embargo, la heterogeneidad en las respuestas de los bosques a lo largo de la cuenca Amazónica (es decir, qué tan resistentes y recuperables son los diferentes bosques) parece ser clave para determinar la resiliencia sistémica de todo el sistema amazónico, y debería ser una prioridad de investigación.
- Según la evidencia empírica, existen cuatro posibles configuraciones de ecosistemas a las que los bosques amazónicos podrían cambiar: (i) un estado de bosque tropical estacionalmente seco de dosel cerrado; (ii) un estado de sabana nativa; (iii) un estado degradado de dosel abierto; y (iv) un estado de bosque secundario de dosel cerrado. Debido a la existencia de retroalimentaciones novedosas asociadas con plantas invasoras y paisajes modificados por humanos, consideramos que es más probable que el estado degradado de dosel abierto y el estado de bosque secundario de dosel cerrado ocurran en áreas amplias, particularmente a lo largo del 'arco de deforestación'.
- Se necesitan más estudios para comprender cómo las condiciones subyacentes pasadas (p. ej., la fertilidad del suelo y los regímenes de lluvia) afectan la resiliencia y la forma como las diferentes especies se enfrentan a la misma cantidad de perturbaciones. Esto es clave para revelar cómo la heterogeneidad de la respuesta puede aumentar o disminuir la resiliencia sistémica de los ecosistemas amazónicos.
- La probabilidad de cruzar puntos de inflexión dentro de los ecosistemas amazónicos se ha estudiado mejor hasta ahora con el uso de modelos. A pesar de las mejoras continuas en modelización y las reducciones en la incertidumbre, hay una falta de evidencia observacional (de campo y de detección remota) y experimental para mejorar estos modelos y evaluar sus resultados. Como tal, no existe un acuerdo científico razonable/fuerte, desde una perspectiva de modelización, sobre la probabilidad de cruzar un punto de inflexión amazónico en el futuro. Sin embargo, se puede esperar que la probabilidad aumente con niveles más altos de cambio climático y/o deforestación/degradación directa. Las áreas prioritarias para la integración de los datos de modelos son la comprensión del efecto de la fertilización con CO<sub>2</sub>, las limitaciones de los nutrientes del suelo, la dinámica de reclutamiento/mortalidad, la diversidad funcional de las plantas y la reducción de la incertidumbre en las proyecciones de precipitaciones amazónicas.

<sup>a</sup> Federal University of Santa Catarina, Campus Universitário Reitor João David Ferreira Lima, s/n. Trindade. 88040-900. Florianópolis, Brazil, marinahirota@gmail.com, mflores.bernardo@gmail.com

<sup>b</sup> MetOffice, FitzRoy Road, Exeter, Devon EX1 3PB, United Kingdom,

<sup>c</sup> INPE/DIAV, Av. dos Astronautas 1758, São José dos Campos, Brazil

<sup>d</sup> University of Birmingham, Edgbaston, Birmingham B15 2TT, United Kingdom

<sup>e</sup> Forest Ecology and Management Group, Wageningen University & Research, Wageningen, 6700 AA, The Netherlands

<sup>f</sup> University of Campinas, Av. André Tosello 209. 13083-886, Campinas, Brazil

<sup>g</sup> Institute of Geosciences Barcelona (CSIC), c/Lluís Solé i Sabarís s/n, 08028 Barcelona, Spain

<sup>h</sup> University of Campinas, Rua Monteiro Lobato 255, 13083-862, Campinas, Brazil

<sup>i</sup> Potsdam Institute for Climate Impact Research, Telegrafenberg A62, 14412 Potsdam, Germany

## Resumen

Aquí revisamos y discutimos la evidencia existente de los cambios en curso en el sistema forestal amazónico que pueden conducir a la pérdida de resiliencia y al cruce de puntos de inflexión más allá de los cuales el ecosistema puede cambiar persistentemente a un estado alternativo. Con base en la teoría de los sistemas dinámicos complejos, analizamos el estado de la selva amazónica y sus trayectorias potenciales en el siglo XXI, con el objetivo de brindar apoyo a un esquema de gestión basado en la ciencia para mejorar la resiliencia sistémica. Esta revisión se basa en cinco puntos de inflexión sistémicos para los que existe evidencia; cuatro relacionados con el clima: (1) valor de precipitación anual inferior a 1000-1500 mm/año, (2) duración de la estación seca superior a siete meses, (3) para las tierras bajas amazónicas, un déficit hídrico acumulativo máximo superior a 200 mm/año, (4) un aumento global de 2°C sobre la temperatura de equilibrio de la Tierra; y uno asociado con cambios inducidos por humanos: (5) 20-25% de deforestación acumulada de toda la cuenca. La evidencia sugiere que, dependiendo de las diversas combinaciones de condiciones estresantes, perturbaciones y mecanismos de retroalimentación, las configuraciones forestales actuales podrían reemplazarse a escala local por: (i) un bosque tropical estacionalmente seco de dosel cerrado; (ii) un estado de sabana tropical nativa; (iii) un estado degradado de dosel abierto; y (iv) un bosque secundario de dosel cerrado. El colapso de los bosques a escala local podría desencadenar efectos en cascada en el reciclaje de las lluvias, intensificando las estaciones secas y la ocurrencia de incendios forestales, y provocando una pérdida masiva de bosques a escala continental, particularmente en el suroeste de la cuenca. La probabilidad de cruzar tales puntos de inflexión depende en gran medida de las heterogeneidades en todo el sistema, incluyendo los procesos geológicos, físicos, químicos y culturales que influyen en la conectividad y la probabilidad de que se produzcan perturbaciones contagiosas. Los patrones de biodiversidad fueron moldeados históricamente durante los últimos 60 millones de años por estos procesos y aún hoy influyen en la capacidad de adaptación y resiliencia de los bosques. Por lo tanto, mantener la biodiversidad es fundamental para mejorar la resiliencia y reducir el riesgo de colapso forestal sistémico en el futuro cercano.

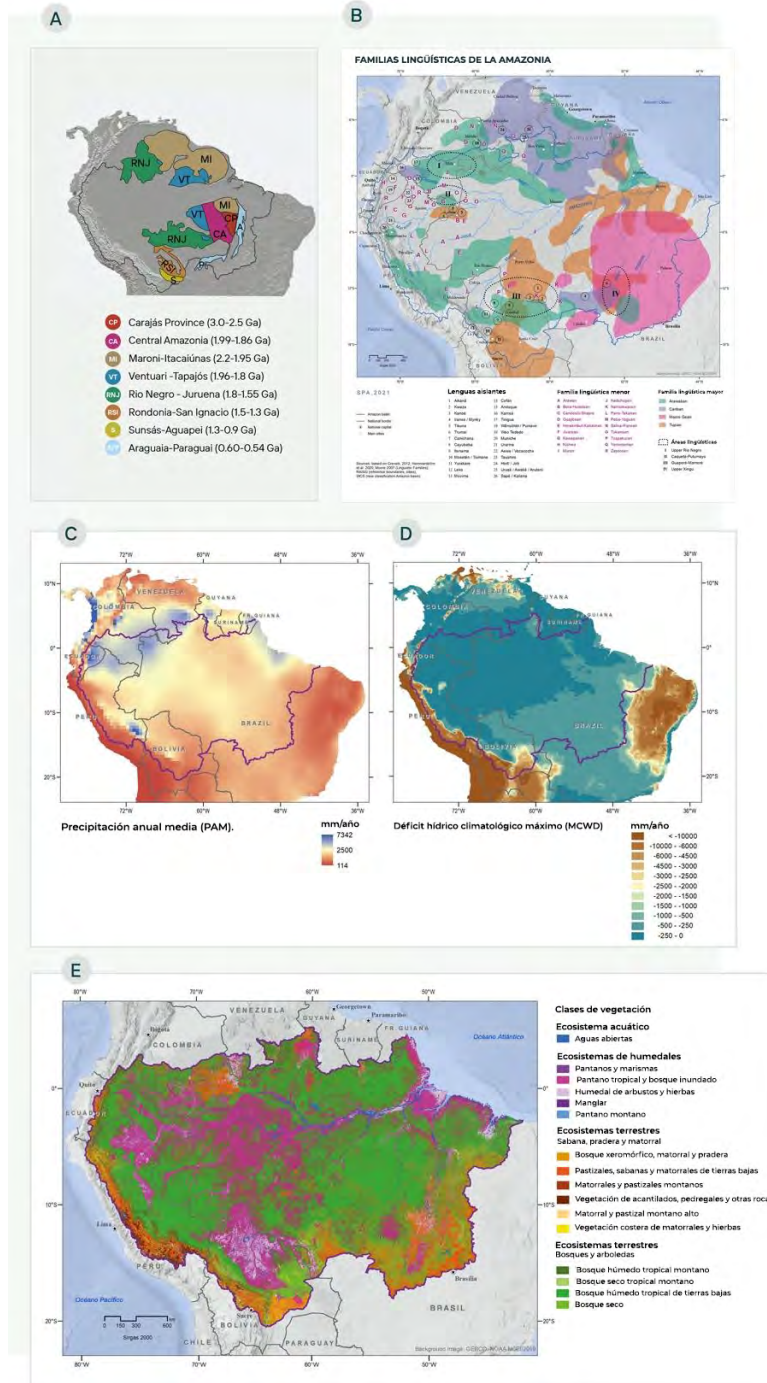
*Palabras clave: puntos de inflexión, resiliencia, biodiversidad, heterogeneidad, conectividad, cambio climático, cambio de uso del suelo.*

### 24.1 Introducción

La Amazonía es un sistema dinámico complejo que ha estado cambiando constantemente durante al menos 60 millones de años (Ma), con procesos geológicos, hidrológicos y evolutivos que dieron forma al sistema que conocemos hoy (Hoorn *et al.*, 2010; Capítulos 1-7; Figura 24.1). Mientras que el río Amazonas se formó hace alrededor de 10 y 4,5 Ma (ver los Capítulos 1 y 2), los bosques se expandieron sobre hábitats no forestales y, al mismo tiempo, los humedales masivos se retiraron en las partes occidentales de la cuenca. Este proceso alteró los cursos de la mayoría de los ríos, provocando la aparición de nuevas barreras geográficas, alterando la distribución de especies y creando las condiciones para la diversificación y la especiación (Hoorn *et al.* 2010; ver también los Capítulos 1 y 2). Más recientemente,

hace unos 12.000 años, los humanos llegaron a la Amazonía (Potsch *et al.* 2018, ver también el Capítulo 8) y comenzaron a contribuir a los cambios adicionales en los paisajes y a alterar la distribución de especies de plantas (Levis *et al.* 2017; ver también los Capítulos 8 y 10).

Como resultado de la interacción entre estos procesos (tanto naturales como antropogénicos) que operan a diferentes escalas espaciales y temporales, la Amazonía es actualmente un sistema extremadamente heterogéneo y biodiverso (ver los Capítulos 3 y 4, y Figura 24.1b). Las comunidades de árboles forestales a lo largo de la cuenca están formadas por diferentes conjuntos de especies con rasgos funcionales contrastantes seleccionados por las condiciones ambientales continentales y locales, los principales impulsores de esta heterogeneidad, incluyen-



**Figura 24.1** Heterogeneidad en las condiciones abióticas y bióticas en todo el sistema amazónico, que dio forma a una variedad de conjuntos de comunidades de plantas en diferentes escalas temporales y espaciales. (a) mapa geocronológico de América del Sur con las principales provincias del Cratón Amazónico (ver el Capítulo 1); (b) diversidad cultural del pasado (que se definirá como complejos cerámicos tempranos o como complejos cerámicos del Holoceno) (ver el Capítulo 8); (c) precipitación anual media climatológica actual (PAM, mm/año, valor medio para el período de 1981 a 2010) del conjunto de datos de Funk et al. (2015), (Funk et al. 2015); (d) déficit hídrico climatológico máximo actual (MCWD, mm/año, valor medio para el período de 1981 a 2010) del conjunto de datos CHIRPS (Funk et al. 2015); (e) humedales y ecosistemas terrestres de la Amazonía para mostrar la tremenda biodiversidad incrustada dentro del sistema (ver el Capítulo 4).

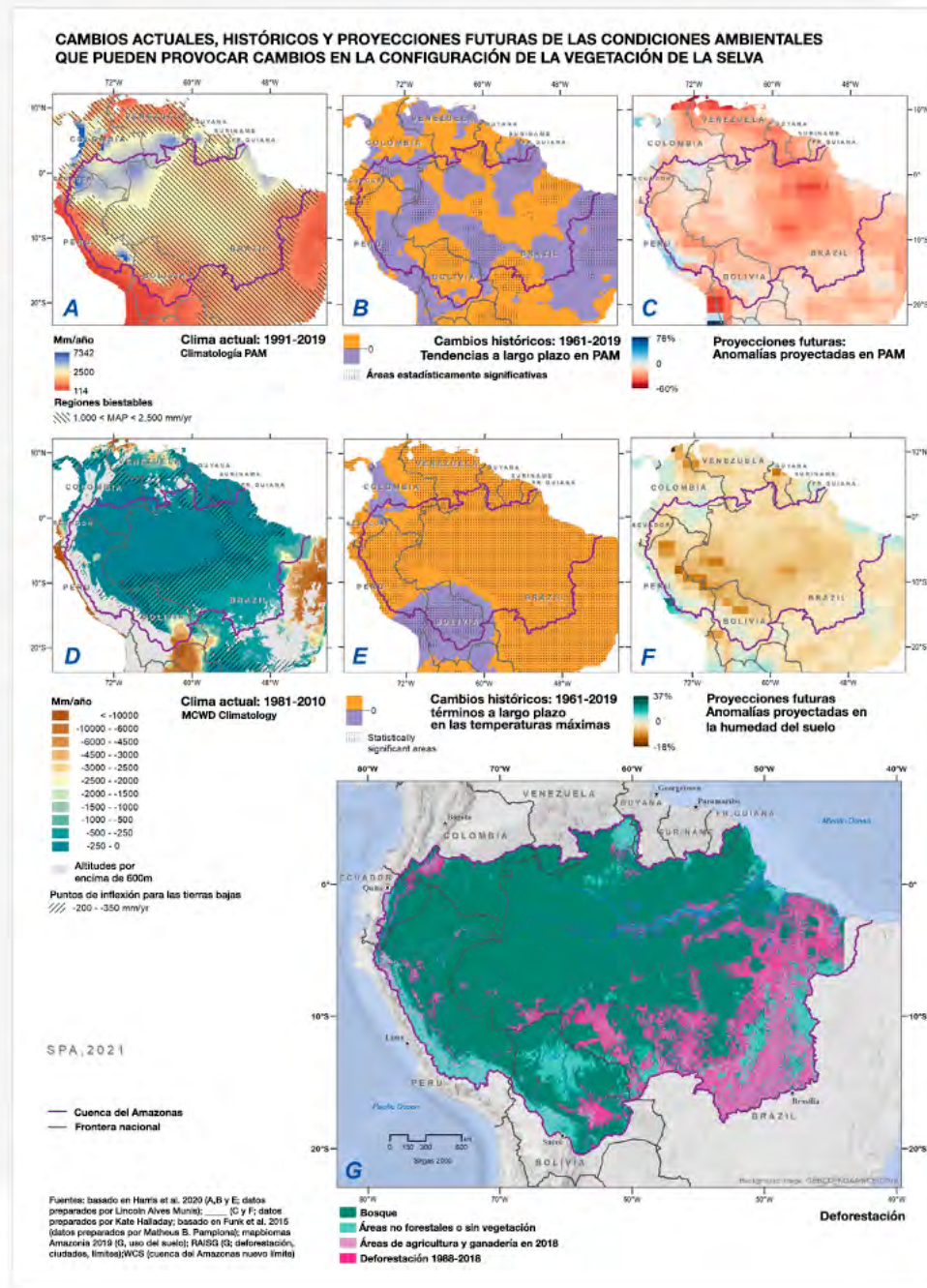
do el suelo (Quesada *et al.* 2012), clima (Davidson *et al.* 2012; ter Steege *et al.* 2013; Esquivel-Muelbert *et al.* 2017), topografía (Oliveira *et al.* 2019), y microclima (Barros *et al.* 2019). Las sabanas también se encuentran a lo largo de los márgenes de la cuenca Amazónica y como “islas” dentro del hábitat forestal dominante (Prance 1996). Los diversos tipos de hábitats forestales y no forestales que existen están conectados a través de una rica red de interacciones ecológicas, que han contribuido a mantener todo el sistema durante los últimos 45.000 años (45 ka). Tal resiliencia se ha observado incluso bajo las condiciones extremadamente secas del Último Máximo Glacial (LGM) alrededor de 20 ka (Wang *et al.* 2017).

En el siglo pasado, sin embargo, el sistema amazónico comenzó a cambiar más rápidamente, principalmente debido a las actividades humanas locales, regionales y globales que se intensificaron particularmente desde la década de 1970 (ver los capítulos 14 a 21 y las figs. 24.2c-e). En las últimas dos décadas, las sequías extremas se han vuelto más frecuentes y las precipitaciones extremas durante el período húmedo y seco se han intensificado (ver el Capítulo 22; Marengo *et al.* 2011; Gloor *et al.* 2013; Jiménez-Muñoz *et al.* 2016). Las temperaturas media, máxima y mínima también han aumentado (ver el Capítulo 22; Jiménez-Muñoz *et al.* 2013), particularmente en paisajes fragmentados debido a la deforestación (Zeppetello *et al.* 2020). Como resultado, los bosques amazónicos maduros ahora están perdiendo especies sensibles a la sequía y están dominados por especies tolerantes a la sequía (Esquivel-Muelbert *et al.* 2016, 2019; ver también el Capítulo 23), con tasas de mortalidad más altas para las especies sensibles a la sequía, particularmente a lo largo de la franja sur de la Amazonía (Esquivel-Muelbert *et al.* 2020). En la Amazonía central, las interacciones entre los periodos extremadamente húmedos y secos están aumentando las tasas de mortalidad de los árboles y reduciendo el crecimiento (Aleixo *et al.* 2019; Esteban *et al.* 2021).

Además, los incendios forestales inducidos por el ser humano se están intensificando (Alencar *et al.* 2015, ver también el Capítulo 22), causando niveles sin precedentes de mortalidad de árboles (Brando *et*

*al.* 2014). La expansión de la producción ganadera ha introducido pastos exóticos invasivos, aumentando la inflamabilidad de los bosques degradados y en regeneración (Cochrane 2003). Además, la deforestación interrumpe las interacciones bosque-lluvia en la Amazonía al interrumpir el reciclaje de humedad por parte de los árboles forestales (ver el Capítulo 7) y, en consecuencia, el flujo de humedad este-oeste; un proceso que puede acelerar la pérdida de bosques (Zemp *et al.* 2017; Staal *et al.* 2020). Los incendios forestales y la deforestación también amenazan a las especies ubicadas a lo largo del borde sur del sistema (Steege *et al.* 2015), particularmente donde es probable que los bosques sean más resistentes al cambio climático (Ciemer *et al.* 2019). Por otro lado, los cambios en los regímenes de incendios forestales pueden afectar áreas alejadas de los bordes del sur, dado que las especies pueden tener menos adaptaciones para prosperar bajo eventos de incendios forestales más frecuentes e intensos (Staver *et al.* 2020). En el caso de Brasil, el país amazónico que tiene las mayores tasas de deforestación (ver el Capítulo 19), las tasas se habían ido desacelerando pero comenzaron a aumentar nuevamente a partir de 2012, debido a cambios políticos que llevaron al debilitamiento de la gobernanza ambiental brasileña (Levis *et al.* 2020; Rajão *et al.* 2020, ver los Capítulos 14 y 17). Todos estos cambios implican que la Amazonía ahora tiene que lidiar con niveles sin precedentes de condiciones estresantes y regímenes de perturbación.

Un tema que ha suscitado preocupación es la posible existencia de un punto de inflexión ecológico que podría afectar la estabilidad de la Amazonía, provocando la muerte regresiva o el colapso de los bosques a gran escala (Cuadro 24.1). A pesar de la creciente evidencia de la mortalidad de árboles causada por eventos de lluvias extremas (tanto secas como húmedas), incendios, deforestación y el potencial de sus efectos combinados (Cochrane *et al.* 1999; Aragão *et al.* 2007, 2008; Phillips *et al.* 2009; Brando *et al.* 2014; Nobre *et al.* 2016; Esquivel-Muelbert *et al.* 2020; Staal *et al.* 2020; Esteban *et al.* 2021), el comportamiento real del sistema Amazónico sigue siendo incierto. Por ejemplo, con el aumento de los niveles de déficit de agua y la aridez, es posible



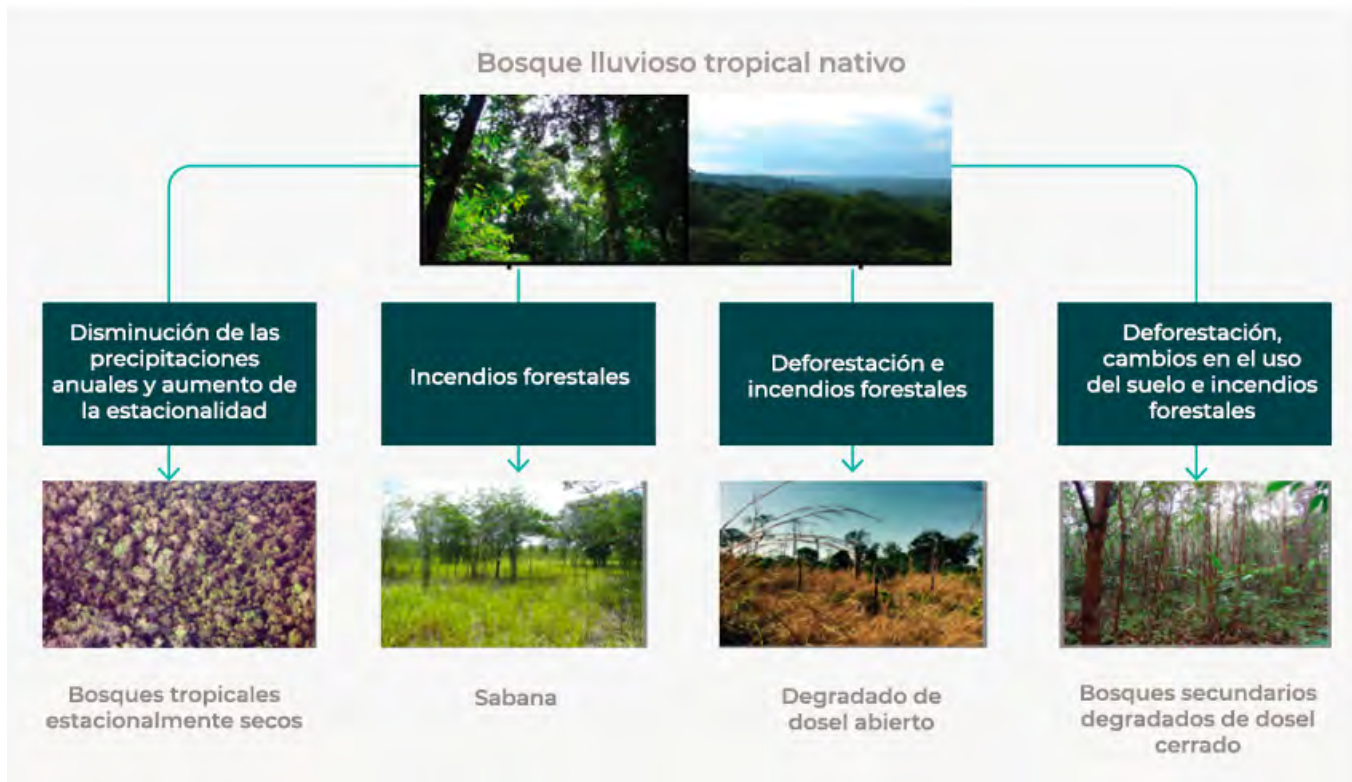
**Figura 24.2** Puntos de inflexión (sección 2) y perturbaciones que pueden afectar la resiliencia de la Amazonía. (A) Climatología de precipitación media anual (PAM, mm/año) de 1991 a 2019 que muestra áreas biestables para el rango del punto de inflexión (punto de inflexión 1) usando el conjunto de datos CRU 4.04 (Harris *et al.* 2020); (B) cambios históricos de 1961 a 2019 en PAM (las áreas sombreadas son estadísticamente significativas) usando CRU 4.04 (Harris *et al.* 2020); aumentos en PAM (mayores que 0) se muestran en naranja y disminuciones en PAM (menores que 0) se muestran en violeta; (C) cambios relativos proyectados en PAM a 4°C de calentamiento global con el modelo climático UKESM1 (Sellar *et al.* 2019) para el período 2070-2100; los aumentos futuros en PAM se muestran en azul y las disminuciones futuras en rojo; (D) climatología MCWD de 1981-2010 que muestra puntos de inflexión (-200 y -350 mm/año para tierras bajas) (punto de inflexión 3); (E) cambios históricos de 1961 a 2019 en las temperaturas máximas (las áreas sombreadas son estadísticamente significativas) utilizando el conjunto de datos CRU 4.04 (Harris *et al.*, 2020); aumentos en  $T_{max}$  (mayores que 0) mostrados en naranja, y disminuciones (menores que 0) en  $T_{max}$  en violeta; (F) cambios relativos proyectados en la humedad del suelo en un calentamiento global extremo de 4°C con el modelo climático UKESM1 (Sellar *et al.* 2019) para el período 2070-2100; los aumentos futuros en la humedad del suelo se muestran en verde y las disminuciones futuras en marrón; (G) deforestación según MapBiomias.

que la selva amazónica no se desplace abruptamente en toda la cuenca, sino que se desplace gradualmente y los bosques menos resistentes se vean afectados primero, seguidos de los más resistentes (Levine *et al.* 2016; Figura 24.1). Por otro lado, es probable que los cambios inducidos por el ser humano ocurran más rápido que el tiempo requerida para que las comunidades forestales se recuperen. Además, una hipótesis que ha perdurado hasta la actualidad es que los bosques amazónicos que colapsen podrían sufrir un proceso de “sabanización”, es decir, los bosques serían reemplazados por vegetación similar a la sabana (Nobre *et al.* 1991). Sin embargo, la evidencia sugiere que es poco probable que las sabanas nativas reemplacen todas las porciones de la selva amazónica, ya que la mayoría de los factores de estrés están asociados con actividades humanas que introducirían hierbas exóticas invasoras en lugar de especies de sabana nativa (Veldman y Putz 2011), atrapando a los bosques en un ambiente degradado y una etapa de sucesión temprana (Barlow y Peres 2008).

Con base en la teoría de los sistemas dinámicos complejos, revisamos y discutimos la evidencia existente de los cambios en curso que pueden reducir la resiliencia del bosque y potencialmente conducir a puntos de inflexión (Cuadro 24.1), en los que el bosque amazónico puede cambiar a otras configuraciones. Al analizar el estado de la selva amazónica y sus trayectorias potenciales en el siglo XXI, esperamos brindar información crítica que respalde un esquema de gestión basado en la ciencia para mejorar la resiliencia de este sistema icónico.

### 24.2 Posibles Puntos de Inflexión y Nuevas Configuraciones

Los puntos de inflexión que se han propuesto para las selvas amazónicas hasta ahora son: (1) precipitaciones totales anuales inferiores a 1000 mm/año, deducidas de observaciones satelitales de la distribución de la cubierta arbórea (Hirota *et al.* 2011; Staver *et al.* 2011; Figs. 24.2ad) o 1500 mm/año deducidos de modelos climáticos globales (Malhi *et al.*



**Figure 24.3** Posibles configuraciones alternativas e impulsores. Créditos fotográficos: Selvas tropicales nativas en la estación ZF2 (AM, Brasil) por Marina Hirota; bosques tropicales estacionalmente secos en la isla de Maracá (RR, Brasil) de Marcelo Trindade Nascimento; sabana en Barcelos (AM, Brasil) de Bernardo M. Flores; dosel abierto degradado en Fazenda Tanguro (MT, Brasil) por Paulo Brando; bosque secundario degradado de dosel cerrado en Tefé (AM, Brasil) por Catarina Jakovac.

2009), (2) duración de la estación seca superior a siete meses, deducida de observaciones satelitales de la distribución de la cubierta arbórea (Staver *et al.* 2011), (3) para las tierras bajas de la Amazonía, valores máximos de déficit hídrico acumulativo superiores a 200 mm/año o 350 mm/año, inferidos de diferentes análisis con modelos climáticos globales (respectivamente, de Malhi *et al.* 2009; Zelazowski *et al.* 2011; Figura 24.2e); (4) un aumento de 2°C en la temperatura de equilibrio de la Tierra, inferido de un modelo acoplado de clima y vegetación (Jones *et al.* 2009; por ejemplo, con las consecuencias que se muestran en las Figs. 24.2d,g), y (5) superar el 20-25% de deforestación acumulada, inferida de una combinación de cambios ambientales (p. ej., aumentos en la duración de la estación seca, ver el Capítulo 22), proyecciones climáticas para el escenario más pesimista del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC; Figs. 24.2. d,g), y la degradación antrópica a través de la deforestación (Figura 24.2h) (Nobre *et al.* 2016; Lovejoy y Nobre 2019). La principal preocupación es que más allá de estos posibles puntos de inflexión, el sistema entraría en un ciclo de reducción de precipitaciones, incendios y mortalidad forestal.

Dados los desafíos para adquirir series temporales lo suficientemente largas para dar cuenta de manera efectiva y directa de los cambios temporales, sus impactos en la cubierta vegetal y los puntos de inflexión consecuentes (Cuadro 24.1), los mencionados anteriormente han sido inferidos y propuestos por diferentes tipos de modelos y enfoques observacionales. Los dos primeros usan un método de sustitución de espacio por tiempo, que reemplaza la información temporal sobre las condiciones cambiantes y sus impactos (p. ej., cambios en la intensidad de la precipitación que conducen a cambios en la cubierta vegetal) por datos de observación del estado de la vegetación (cierre del dosel utilizando valores de cubierta arbórea) a lo largo de un gradiente de precipitación (p. ej., 1000 a 2500 mm/año) en una sola instantánea en el tiempo. Los puntos de inflexión del (3) al (5) se basan en modelos acoplados de clima y vegetación, que pueden simular largas series temporales con su estructura integradora, pero dependen de un conjunto de parametrizaciones que

pueden no representar adecuadamente las interacciones suelo-planta-atmósfera. Por lo tanto, incluso teniendo un atisbo de umbrales que pueden desencadenar cambios irreversibles, las trayectorias que conducen a configuraciones estables y transitorias de la cuenca Amazónica deben explorarse y estudiarse más a fondo mediante una combinación de estudios experimentales y de modelización. Por ejemplo, un estudio reciente ha demostrado que, dada la gran incertidumbre y variabilidad involucradas en la proyección de las condiciones climáticas futuras, después de corregir los sesgos de los modelos identificados utilizando datos de observación, es poco probable que ocurra una muerte regresiva en toda la cuenca Amazónica, incluso bajo las condiciones más pesimistas del IPCC (Chai *et al.* 2021).

En base a la evidencia existente, identificamos cuatro configuraciones principales a las que los bosques amazónicos podrían cambiar y permanecer debido a retroalimentaciones que se refuerzan a sí mismas (Figura 24.3): (i) un bosque tropical estacionalmente seco de dosel cerrado, con una abundancia creciente de especies de árboles caducifolios; (ii) un estado de sabana tropical, dominado por pastos nativos y especies de árboles; (iii) un estado degradado de dosel abierto, dominado por hierbas exóticas invasoras y especies de árboles nativos tolerantes al fuego; y (iv) un bosque secundario de dosel cerrado, dominado por árboles nativos de sucesión temprana y otras especies de plantas. En las siguientes subsecciones, explicamos cómo los cambios ambientales actuales en el sistema amazónico (ver los Capítulos 14-22 y Figura 24.2) pueden alterar la dinámica del bosque, así como los mecanismos de retroalimentación (Cuadro 24.1) que podrían retener a los ecosistemas amazónicos en las configuraciones (i) a (iv), e ilustrar estas trayectorias con evidencia sobre cambios pasados y actuales.

### 24.2.1 Cambio de bosque a un bosque tropical estacionalmente seco de dosel cerrado

Teniendo en cuenta las tendencias observadas hacia un clima más seco en algunas partes de la Amazonía (ver el Capítulo 22), existe la posibilidad de que los bosques que se encuentran sobre suelos ri-



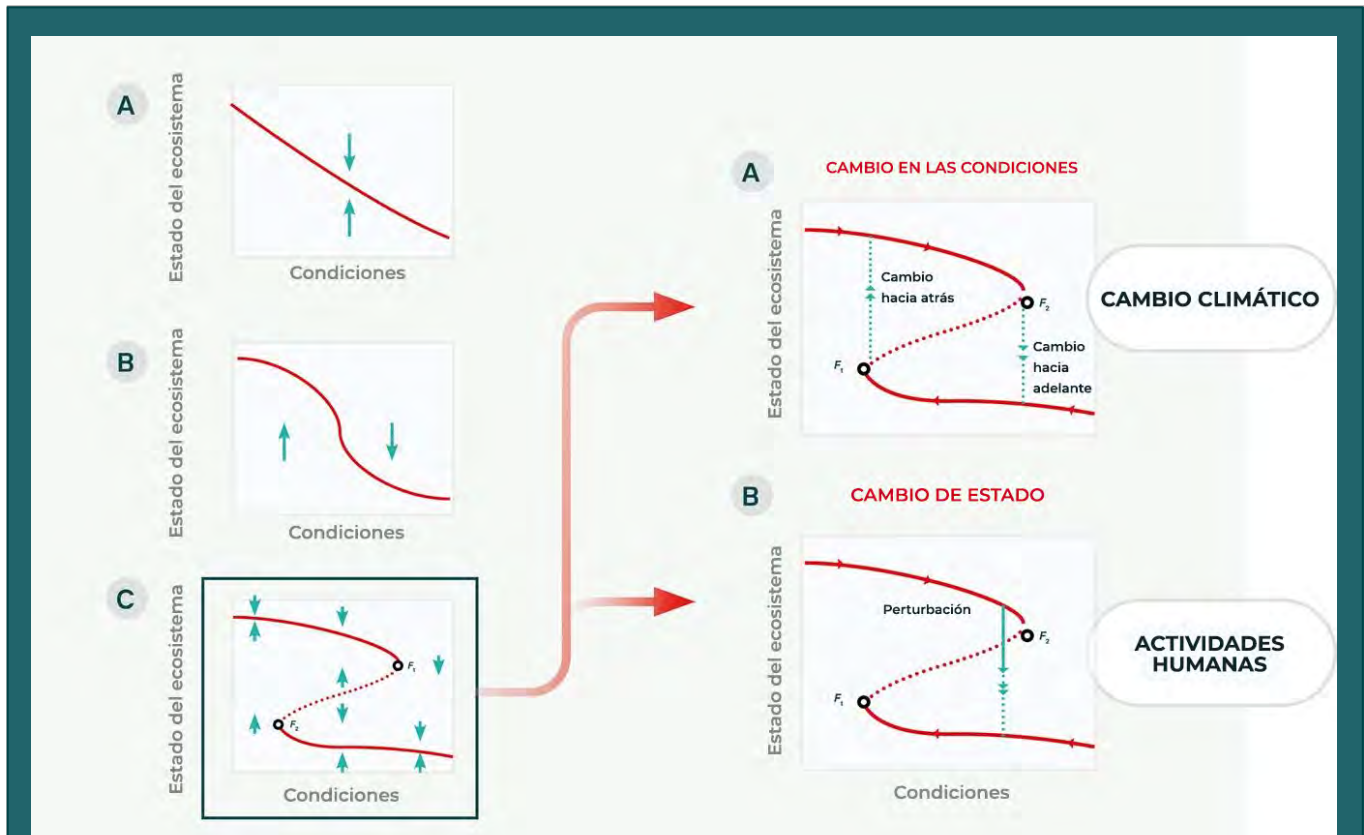
### Cuadro 24.1 Principales conceptos y definiciones basados en la teoría de sistemas dinámicos

La teoría de los sistemas dinámicos se adapta como modelo a cualquier tipo de sistema que evolucione en el tiempo. La dinámica de dichos sistemas puede tener comportamientos lineales, no lineales, caóticos y complejos, según las condiciones subyacentes o las variables de control/explicativas, y la variable de respuesta o de estado (Strogatz 2015). Para ecosistemas como la Amazonía, las condiciones serían, por ejemplo, la cantidad total de precipitación o disponibilidad de nutrientes; la variable de estado representaría el estado de la cubierta vegetal, por ejemplo, el porcentaje de cubierta arbórea o la productividad. Cuando el sistema presenta dinámicas no lineales, podemos tener un cambio pronunciado pero aún gradual de un estado del ecosistema a otro (Figura 24.B1, panel izquierdo b), lo que significa que para cada condición hay uno y solo un estado del ecosistema asociado; y un cambio más abrupto o catastrófico (Figura 24.B1, panel izquierdo c), cuando dos (o más) estados del ecosistema pueden existir bajo el mismo conjunto de condiciones (razón por la cual el sigmoide del panel b se convierte en una curva en forma de S en el panel c). Las dos configuraciones posibles (línea roja continua en el panel izquierdo c) representan estabilidad y se denominan estados alternativos estables o atractores; y la línea roja discontinua en el medio representa el comportamiento transitorio del sistema y se denomina estados inestables o repelentes (desde allí, el sistema podría moverse hacia arriba al estado estable superior o hacia abajo al estado inferior; consulte las flechas verdes que apuntan hacia arriba y hacia abajo).

Los dos círculos abiertos negros (F1 y F2) se denominan puntos de bifurcación, puntos de inflexión o umbrales críticos. En este sentido, tales puntos de inflexión existen solo cuando ocurren dos o más estados estables alternativos (Scheffer et al. 2001). Se pueden alcanzar puntos de inflexión si se producen perturbaciones en las condiciones, en el estado, o de ambos tipos (Fig. 24.B1, paneles de la derecha) (Van-Nes et al. 2016). Primero, si las condiciones cambian y se cruza F2 (Fig. 24.B1, panel derecho a), puede ocurrir una caída repentina (hacia abajo) hacia un estado diferente. Curiosamente, para volver al estado original, el sistema tendría que sufrir un cambio de condiciones mucho más fuerte, en este caso, para llegar al otro punto de bifurcación F1, que podría llevar al sistema hacia arriba nuevamente. Este comportamiento de dependencia de la trayectoria se denomina histéresis. Tal característica define la probabilidad de irreversibilidad después de cruzar un punto de inflexión. Eventualmente, es tan difícil devolver las condiciones a los niveles F1 y, por lo tanto, volver al estado original, que alcanzar un punto de inflexión puede causar cambios irreversibles. En el caso de las selvas amazónicas, el cambio climático traducido en sequías extremas o aumentos en la duración de la estación seca podría representar cambios en una de las condiciones subyacentes que mantienen los ecosistemas amazónicos en la configuración actual. En segundo lugar, si se producen cambios en el estado del ecosistema, por ejemplo, disminuciones en la cubierta arbórea después de la deforestación y/o incendios forestales, el sistema podría llegar a la región de inestabilidad (línea discontinua roja), provocando un retorno al estado original o un cambio (irreversible) en la configuración del sistema.

En cualquier caso, lo que impulsa el cambio acelerado a un nuevo estado son *mecanismos de retroalimentación positivos* (DeAngelis et al. 1986), determinados por la dinámica interna del sistema en bucle cerrado, es decir, la perturbación inicial se auto-refuerza y amplifica. Por ejemplo, la deforestación conduce a una menor cobertura de árboles, lo que, a su vez, conduce a una menor evapotranspiración, menos precipitaciones y, por lo tanto, a una menor cobertura de árboles; es decir, en este caso, la perturbación inicial se refuerza y amplifica. Por otro lado, los *mecanismos de retroalimentación estabilizadores (negativos)* ocurren cuando reducen la perturbación inicial (DeAngelis et al. 1986). Por lo tanto, en un contexto más amplio, los *puntos de inflexión* pueden referirse a "cualquier situación en la que el cambio acelerado causado por una retroalimentación positiva lleve al sistema a un nuevo estado. Durante los últimos 10 años, se ha disparado el uso del término "punto de inflexión" en la literatura científica. Originalmente se usó vagamente como una metáfora del fenómeno de que, más allá de cierto umbral, el cambio fuera de control impulsa un sistema a un nuevo estado" (Van-Nes et al. 2016).

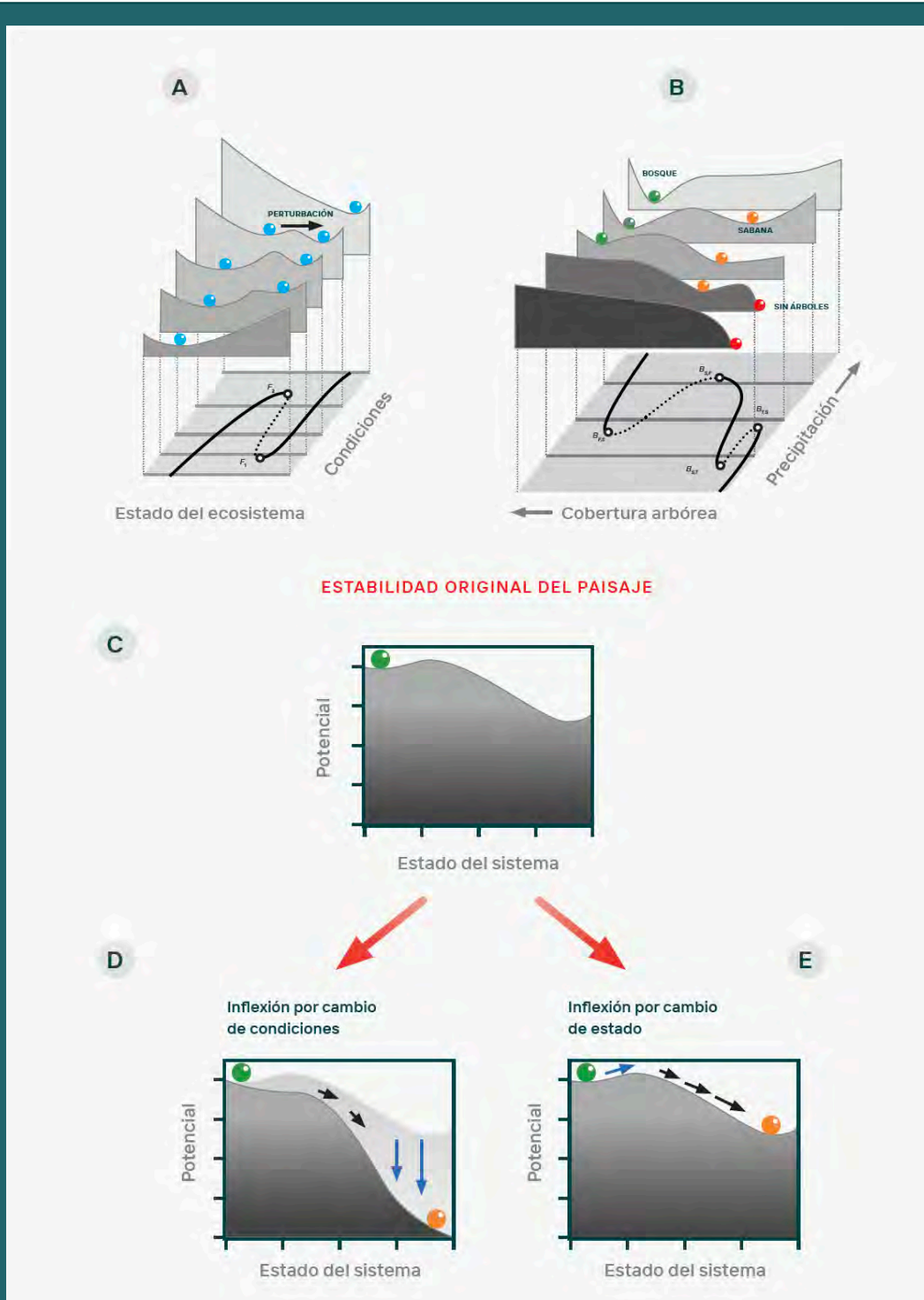
La conexión entre los *puntos de inflexión* y la *resiliencia* se observa más fácilmente cuando se construyen



**Figura 24.B1** (Paneles izquierdos) Respuestas lineales y no lineales del estado del ecosistema (eje y) dependiendo de las condiciones subyacentes (eje x). (Paneles de la derecha) Ilustración de cómo pueden ocurrir cambios catastróficos bajo cambios en las condiciones (p. ej., cambios climáticos) y en la variable de estado (p. ej., actividades humanas). Modificado de Scheffer *et al.* (2001).

*paisajes de estabilidad* (o diagrama de bola en taza) usando el concepto de *cuencas de atracción* (Fig. 24.B2a, b) (Scheffer *et al.* 2001; Strogatz 2015). En este sentido, teóricamente la *resiliencia* puede entenderse cualitativamente como el tamaño de la *cuenca de atracción* (valles en la Fig. 24.B2a). Cada sección transversal del estado del ecosistema vs. las condiciones del gráfico corresponde a un *paisaje de estabilidad* diferente, que muestra posibles *estados estables alternativos* y el *tamaño* de la *cuenca de atracción* que los separa. En particular, para los bosques tropicales, la Fig. 24.B2b muestra cinco secciones transversales de condiciones (para el aumento de la precipitación): 1) solo un estado sin árboles, es decir, solo una *cuenca de atracción* que representa un estado posible; 2) dos *estados estables alternativos*, a saber, sin árboles y sabana, con una resiliencia más alta (valle más profundo) asociada con el estado sin árboles; 3) y 4) bosques y sabanas como *estados alternativos* con mayor resiliencia forestal relacionada con mayores niveles de precipitación; 5) solo los bosques como estado estable con los niveles más altos de precipitación. Tenga en cuenta que este diagrama muestra solo la precipitación como condición impulsora de cambio. Podemos ir más allá y pensar en cambios en las condiciones o en el estado del ecosistema (Fig. 24.B1) utilizando este tipo de diagrama (Figs. 24.B2c-e).

Por ejemplo, los aumentos en la frecuencia de las sequías extremas y/o en la duración de la estación seca podrían **erosionar** la *cuenca de atracción* del estado del bosque, es decir, los bosques pierden resiliencia hasta el punto de que una sequía de intensidad relativamente menor podría desencadenar un cambio hacia otra *cuenca de atracción* más fácil que si no ocurrieran los impactos del cambio climático (Fig. 24.B2d). Los cambios inducidos por el hombre que afectan directamente el estado del ecosistema (p. ej., incendios forestales o deforestación) provocarían un cambio de estado independientemente de si los bosques han perdido resiliencia o no (Fig. 24.B2e).



**Figura 24.B2** La conexión entre los *puntos de inflexión* y la *resiliencia* utilizando *paisajes de estabilidad*. Modificado de Scheffer *et al.* (2001); Hirota *et al.* (2011); Van-Nes *et al.* (2016).

Basado en el diagrama de la bola en una taza, utilizamos la definición cualitativa de resiliencia como la capacidad de la región amazónica de persistir como una selva tropical, manteniendo interacciones y funcionamiento similares, a pesar de ser constantemente alejada de sus estados estables por perturbaciones (Holling 1973).

cos en nutrientes cambien a un estado de dosel cerrado que se asemeje, en términos de estructura y funcionamiento, a un bosque tropical estacionalmente seco (SDTF) (Malhi *et al.* 2009; Dexter *et al.* 2018), dominado por árboles caducifolios de crecimiento rápido, con alta tolerancia a condiciones de sequía y mayor demanda de nutrientes. Este tipo de bosque semicaducifolio (es decir, con abundancia variable de especies caducifolias) es muy común en las zonas de transición a lo largo de los límites de la Amazonía, y en condiciones climáticas más secas (Silva de Miranda *et al.* 2018) podría expandirse sobre los bosques húmedos amazónicos (Dexter *et al.* 2018). Por ejemplo, las especies tolerantes a la sequía están ampliamente distribuidas en la región amazónica (Esquivel-Muelbert *et al.* 2017), y un cambio en el régimen climático les permitiría dominar (Esquivel-Muelbert *et al.* 2019). Sin embargo, la tolerancia a la sequía no solo se expresa en términos de caducidad, y los fenotipos alternativos pueden incluir árboles con sistemas de transporte de agua más resistentes (Barros *et al.* 2019) y/o especies con raíces más profundas. No obstante, un cambio a un bosque semicaduco probablemente no seguiría dinámicas catastróficas no lineales, con puntos de inflexión asociados (Cuadro 24.1, Figura 24.B1) porque los bosques tropicales y los SDTF ocupan nichos climáticos separados (Silva de Miranda *et al.* 2018), lo que implica que las especies de árboles pueden tener que migrar largas distancias geográficas. Por lo tanto, tales cambios podrían ocurrir más gradualmente y de manera progresiva con el aumento de la aridez y la estacionalidad (Oliveira *et al.* 2021).

#### **24.2.2 Cambio de bosque a un estado de sabana nativa**

A menudo se asume que la selva amazónica cambiaría a un estado de sabana una vez traspasara puntos de inflexión como los descritos anteriormente (Cox *et al.* 2004; Jones *et al.* 2009; Hirota *et al.* 2011; Staver *et al.* 2011; Lovejoy y Nobre 2019). Sin embargo, falta evidencia de dichos cambios a escala local, principalmente porque los bosques perturbados son comúnmente invadidos por pastos exóticos (ver la sección 24.2.3) en lugar de especies de pastos nativos de sabanas sudamericanas (Veldman 2016).

Esto sucede particularmente en paisajes donde el bosque se convierte en pastos; las hierbas invasoras escapan y se vuelven dominantes en los bosques perturbados. No obstante, lejos de la frontera agrícola ("arco de deforestación"), y lejos de los pastos a pequeña escala en el centro del sistema forestal amazónico, bosques de llanuras aluviales de aguas negras perturbados por incendios forestales están siendo reemplazados por vegetación de sabana nativa (Flores y Holmgren 2021) (Figura 24.3). En los paisajes de llanuras aluviales del Río Negro, los incendios son altamente destructivos, matando prácticamente todos los árboles y permitiendo que el ecosistema cambie a un estado de sabana en solo 40 años. Después del primer incendio forestal, los suelos comienzan a cambiar de arcillosos a arenosos, mientras que la composición de los árboles cambia de bosque a especies de sabana de arena blanca, y la comunidad herbácea sigue dominada por plantas nativas oportunistas (Flores y Holmgren 2021). Este cambio abrupto local de bosque a sabana de arena blanca parece ser impulsado por repetidos incendios forestales y por un fuerte mecanismo de erosión por inundación que altera las interacciones planta-suelo, favoreciendo a las especies de sabana. Análisis previos a escala de cuenca han demostrado que estos bosques de planicies aluviales son menos resilientes que los bosques de tierras altas (Flores *et al.* 2017), incluso en las cuencas de grandes ríos de aguas blancas, como Madeira y Solimões. Por lo tanto, al igual que en otras zonas de transición bosque-sabana, las evidencias sugieren que las sabanas del sistema amazónico pueden expandirse y persistir debido a mecanismos de retroalimentación que involucran repetidos incendios forestales y procesos de erosión del suelo (Flores *et al.* 2020; Flores y Holmgren 2021).

#### **24.2.3 Cambio del bosque a un estado degradado de dosel abierto**

Cuando los bosques se perturban repetidamente y las especies nativas de la sabana no pueden colonizar, el ecosistema a menudo queda atrapado en un estado de vegetación abierta, dominado por especies de árboles y palmeras tolerantes al fuego que generalmente se encuentran en el bosque, junto con

hierbas exóticas invasoras y especies herbáceas oportunistas (Perz y Skole 2003; Veldman y Putz 2011), así como enredaderas y lianas (Tymen *et al.* 2016; Maia *et al.* 2021; Medina-Vega *et al.* 2021) (Figura 24.3). A continuación, describimos los mecanismos de retroalimentación que se han propuesto para explicar cómo el ecosistema puede quedar atrapado en este estado.

Numerosas perturbaciones que abren la estructura del bosque aumentan inmediatamente la disponibilidad de luz a nivel del suelo, lo que permite la invasión de plantas herbáceas (Cochrane y Schulze 1999; Silvério *et al.* 2013; Longo *et al.* 2020). Las observaciones satelitales de la ocurrencia de incendios en los trópicos a nivel global revelan que cuando la cubierta arbórea se reduce por debajo del 50%, la inflamabilidad del ecosistema aumenta abruptamente (van Nes *et al.* 2018). Debido a que la mayoría de los árboles de la selva amazónica son sensibles al fuego, los incendios repetidos a menudo matan a la mayor parte de la comunidad arbórea (Cochrane y Schulze 1999; Barlow y Peres 2008; Balch *et al.* 2011; Brando *et al.* 2012; Staver *et al.* 2020), particularmente a los individuos más jóvenes, lo que reduce el reclutamiento de árboles (Balch *et al.* 2011). Como resultado, las perturbaciones que reducen la cubierta forestal por debajo de este umbral pueden hacer que el ecosistema quede atrapado en un estado de dosel abierto debido a repetidos incendios forestales. Tales consecuencias han sido reportadas en múltiples estudios en la Amazonía, mostrando que ya están ocurriendo cambios a un estado degradado de dosel abierto (Barlow y Peres 2008; Brando *et al.* 2012; Flores 2016).

También se sabe que otros mecanismos de retroalimentación contribuyen a este cambio del ecosistema a escala del paisaje. Por ejemplo, la expansión de hierbas exóticas invasoras también puede reducir directamente el reclutamiento de árboles debido a la competencia por la luz con las plántulas jóvenes (Hoffmann *et al.* 2004), que mantiene una baja cobertura de árboles y dominancia de pastos. La pérdida, degradación y fragmentación de los bosques inhiben el movimiento de muchas especies animales móviles, en particular aquellas que son sensibles

a los hábitats abiertos (Laurance *et al.* 2004), provocando la desaparición de muchas especies del sistema (Barlow *et al.* 2016). En el caso de especies frugívoras, al evitar el uso de hábitats abiertos perturbados, la dispersión de semillas de árboles en esos sitios puede verse limitada, reduciendo el reclutamiento de árboles y la regeneración del bosque. Se espera que esta retroalimentación de limitación en la dispersión sea más fuerte donde las perturbaciones son más severas (Turner *et al.* 1998). Evidencias encontradas en el Bosque Atlántico Tropical sugieren que el 30% de la cubierta arbórea podría ser un umbral a partir del cual muchas especies animales adaptadas al bosque desaparecerían y serían reemplazadas por especies adaptadas a perturbaciones (Banks-Leite *et al.* 2014), potencialmente interrumpiendo las interacciones planta-animal que son críticas para la recuperación forestal.

La expansión actual de ecosistemas degradados de dosel abierto en vastas porciones de la selva amazónica del sureste está desencadenando otros tipos de mecanismos de retroalimentación a escala regional y mundial. Los bosques juegan un papel importante en el mantenimiento del régimen de lluvias de la Amazonía al permitir que la humedad que se origina en el Océano Atlántico sea transportada a través de la cuenca; un proceso que puede involucrar hasta siete ciclos de lluvia y re-evapotranspiración (Spracklen *et al.* 2012; Zemp *et al.* 2017; Staal *et al.* 2018; ver también el Capítulo 7). Por lo tanto, al interrumpir este proceso, la deforestación y la degradación forestal probablemente reducirán las precipitaciones en la Amazonía central y occidental, con impactos potenciales más fuertes, particularmente durante la estación seca. Este proceso también implica una retroalimentación entre sequía y deforestación que ya se está fortaleciendo con la deforestación acumulada, en la que cuanto más área de bosque se pierde, más fuertes serán las estaciones secas, aumentando aún más las tasas de deforestación (Staal *et al.* 2020) e incendios forestales (Xu *et al.* 2020). Además de sus efectos sobre la precipitación, la deforestación también afecta las temperaturas regionales, siendo los paisajes fragmentados considerablemente más calurosos que los no fragmentados (Zeppetello *et al.* 2020). Debido a esta retroalimentación

ción a gran escala, se ha propuesto un punto de inflexión (5) que causaría una importante muerte regresiva de los bosques dentro de la cuenca Amazónica (Nobre *et al.* 2016; Lovejoy y Nobre 2019). Un estudio de modelización previo había estimado este punto de inflexión de la deforestación en un 40% (Sampaio *et al.* 2007), sin embargo, evidencias recientes basadas en un modelo de clima y vegetación que da cuenta de los efectos combinados del cambio climático, la deforestación y los incendios forestales (Nobre *et al.* 2016; Lovejoy y Nobre 2019), sugiere que este umbral podría estar más cerca del 20-25%. En resumen, considerando estas interacciones a gran escala, cuantos más bosques amazónicos quedan atrapados en un estado degradado de dosel abierto, más probable es que un umbral del 20-25% sea suficiente para acelerar una transición sistémica crítica.

#### 24.2.4 Cambio del bosque a un estado de bosque secundario de dosel cerrado

A diferencia de los casos anteriores, en los que el bosque queda atrapado en un estado contrastante de dosel abierto, aquí los bosques perturbados recuperan sus doseles cerrados pero no progresan hacia un estado de bosque maduro. En cambio, permanecen en una etapa sucesional temprana, atrapados por diferentes mecanismos de retroalimentación (Figura 24.3). Es posible que dichos bosques secundarios no se identifiquen a través del monitoreo satelital de las condiciones del dosel, ya que los altos niveles de verdor y el índice de área foliar pueden interpretarse como si el ecosistema hubiera recuperado su estado original de bosque; sin embargo, aspectos como la biodiversidad y el almacenamiento de carbono permanecerían en valores mucho más bajos (Poorter *et al.* 2016; Rozendaal *et al.* 2019). En la Amazonía brasileña, por ejemplo, alrededor del 23% del suelo previamente deforestado está actualmente cubierto por bosques secundarios (INPE y EMBRAPA 2016), pero se desconoce el estado ecológico de la vegetación restablecida.

En condiciones óptimas, durante la regeneración, las condiciones ambientales en el sotobosque cambian gradualmente junto con la composición funcio-

nal y taxonómica de las especies, en una transición desde un estado de dosel abierto con especies que demandan luz hacia un estado de dosel cerrado con especies de bosque maduro. Con el tiempo, la diversidad de especies aumenta y las interacciones planta-animal recuperan complejidad y biomasa (Poorter *et al.* 2016; Rozendaal *et al.* 2019). No obstante, los bosques secundarios tienen casi dos veces más probabilidades de ser talados para el uso del suelo que los bosques maduros, posiblemente debido a las menores restricciones gubernamentales y a la mayor accesibilidad (Wang *et al.* 2020). Como resultado, la mayoría de los bosques secundarios son talados nuevamente antes de los 20 años de regeneración (Chazdon *et al.* 2016; Jakovac *et al.* 2017; Schwartz *et al.* 2020). Tal retroalimentación hace que los bosques secundarios persistan en el paisaje solo en un estado de sucesión temprana (Barlow y Peres 2008).

Una combinación de factores socioeconómicos y biofísicos define dónde y cuándo los bosques recuperan su estado anterior en términos de estructura y composición. Dentro de los sistemas tradicionales de agricultura migratoria que dominan los paisajes ribereños de la Amazonía, la regeneración del bosque constituye el período de barbecho que permite la obtención de rendimientos de cultivos nuevamente, siendo un elemento esencial del sistema de rotación. En contraste, a lo largo de los pastizales extensivos que dominan los paisajes amazónicos en el “arco de deforestación”, la regeneración forestal constituye un obstáculo para la productividad de los pastos y, a menudo, se gestiona con quemas prescritas. Eventualmente, la regeneración puede ocurrir en áreas abandonadas cuando los propietarios no tienen los medios para continuar gestionando la tierra o cuando la productividad del suelo se reduce por su degradación (Vieira *et al.* 2014; Nanni *et al.* 2019). Por lo tanto, los mecanismos de retroalimentación entre los elementos sociales y ecológicos determinan en parte si el ecosistema se detendrá en un estado de bosque secundario de dosel cerrado.

La capacidad de recuperación total de los bosques secundarios depende de las prácticas de gestión aplicadas antes del abandono y del contexto del pai-

saje donde ocurre (Jakovac *et al.* 2021). El uso repetido de incendios para limpiar los pastos y fertilizar los campos de cultivo reduce la fertilidad del suelo y, en consecuencia, las tasas de recuperación del bosque, particularmente cuando se acortan los intervalos de retorno entre los eventos de tala y quema (Zarin *et al.* 2005; Jakovac *et al.* 2015; Heinrich *et al.* 2020). Bajo un régimen de alta perturbación, las estrategias de supervivencia se ven favorecidas sobre las estrategias de crecimiento, y es más probable que prospere una comunidad de plantas con rasgos conservadores. Los rasgos de supervivencia incluyen una capacidad de brotación alta y una demanda de nutrientes baja (Jakovac *et al.* 2015), densidad de madera alta y dureza de hoja alta (Fernandes Neto *et al.* 2019), siendo todos rasgos asociados con la resistencia a perturbaciones y, a menudo, con tasas de crecimiento lentas (Poorter *et al.* 2010). Las lianas y los pastos también se ven favorecidos por las perturbaciones (Roeder *et al.* 2010; Veldman y Putz 2011), lo que contribuye a detener la sucesión al competir con los árboles y da lugar a tasas de crecimiento reducidas y una mayor mortalidad de los árboles (Schnitzer y Bongers 2002). Combinadas, estas retroalimentaciones impiden la sucesión del bosque, manteniendo un área basal, biomasa, altura del dosel y diversidad de especies más bajas, así como una mayor densidad de tallos, lianas en el dosel y cobertura de pastos en el sotobosque (ver también el Capítulo 19).

Además, la fragmentación del bosque asociada con la deforestación limita la dispersión de semillas de árboles, lo que reduce su reclutamiento (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2015), lo que representa otra retroalimentación amplificadora que puede dificultar la sucesión del bosque secundario. La lluvia de semillas en dichos paisajes se compone principalmente de pioneras sucesionales tempranas dispersadas por el viento o por dispersores de semillas generalistas como murciélagos y aves que pueden cruzar grandes extensiones de pastos o campos de cultivo (Cubiña y Aide 2001; Wieland *et al.* 2011). La caza excesiva en bosques degradados que forman parte de paisajes modificados por humanos contribuye aún más a reducir la disponibilidad de animales disper-

sos y aumenta la limitación de la dispersión (Bagchi *et al.* 2018). La entrada lenta de semillas de bosques maduros da como resultado una acumulación de especies consistentemente lenta a lo largo del tiempo y, por lo tanto, una renovación lenta de especies durante la regeneración (Mesquita *et al.* 2015).

En resumen, combinaciones diferentes de impulsores y mecanismos de retroalimentación pueden hacer que los bosques amazónicos queden atrapados en diferentes configuraciones, algunas de las cuales son estados alternativos (Cuadro 24.1). Los cambios a las configuraciones alternativas antes mencionadas pueden ocurrir localmente, pero dependiendo de la escala de las retroalimentaciones, pueden volverse contagiosas y propagar perturbaciones a través de grandes partes de la cuenca, aumentando la probabilidad de una muerte regresiva sistémica del bosque. Además, son posibles otros tipos de configuraciones, como los bosques dominados por bambú (*Guadua sarcocarpa*) del suroeste de la Amazonía que se autoperpetúan facilitados por la retroalimentación del fuego; sin embargo, nos hemos centrado en cuatro tipos generales que tienen más probabilidades de expandirse en el futuro próximo.

### 24.3 Evidencias de las Dinámicas Pasadas de los Ecosistemas Amazónicos desde el Último Máximo Glacial (20 ka)

Los estudios que se enfocan en los cambios de vegetación pasados han documentado varios de los escenarios de cambio forestal descritos en la sección 24.2 (ver también los Capítulos 1 y 2). Por ejemplo, a principios del Holoceno, es decir, hace aproximadamente 11 ka, se registró una expansión de las sabanas en las porciones nororientales de la cuenca durante un periodo de inestabilidad climática caracterizado por un aumento de las temperaturas (Rull *et al.* 2015). Sin embargo, los cambios observados en los archivos sedimentarios no siempre han mostrado un cambio hacia la sabanización, sino que dependieron de la naturaleza del impulsor ambiental. Por ejemplo, el análisis de polen reveló una expansión de la selva tropical durante los últimos 3000 años en los límites de sabana-bosque del sur de la

Amazonía, impulsada por condiciones más húmedas relacionadas con cambios en la ubicación de la zona de convergencia intertropical (Mayle *et al.* 2000). Por lo tanto, en condiciones más húmedas, es probable que estos bosques hayan alcanzado su límite sur potencial máximo durante los últimos 50 ka (Mayle *et al.* 2000), con un aumento del 22% en el almacenamiento de CO<sub>2</sub> desde el Holoceno Medio (6 ka) (Mayle y Beerling 2004). Dadas las observaciones históricas registradas durante las últimas décadas (ver el Capítulo 22), las proyecciones climáticas pronosticadas para esta región hacia condiciones más secas (Magrin *et al.* 2014), y los niveles actuales del impacto humano, es poco probable que esta expansión forestal y el consiguiente aumento de la captura de carbono continúen. En cambio, la evidencia combinada sugiere que es más probable que estos bosques retrocedan, siendo reemplazados por tipos de vegetación abiertos.

Los datos empíricos de las dinámicas forestales a largo plazo han mostrado la sensibilidad diferencial a cambios climáticos pasados en la cuenca Amazónica. Regiones como el sur y el sureste de la Amazonía han variado entre bosque y vegetación de sabana abierta en periodos relativamente recientes de clima LGM más frío y seco (Absy y Hammen 1976), mientras que el flanco andino en el oeste (van der Hammen y Absy 1994) y porciones orientales de la Amazonía (Wang *et al.* 2017) parecen haber persistido como bosque. Los datos ecológicos a largo plazo producto del análisis de polen han demostrado la prevalencia de varios tipos de selvas tropicales, tanto en los bosques nublados del suroeste como en los bosques premontanos del noroeste de las tierras altas amazónicas, lo que demuestra la importancia de la cobertura de nubes en la protección de los bosques frente al cambio climático (Urrego *et al.* 2010; Montoya *et al.* 2018). La presencia de bosques con distinta composición durante el LGM también se ha observado en el noroeste de la Amazonía brasileña (Bush *et al.* 2004; D'Apollito *et al.* 2013). Esta evidencia regional de una selva amazónica persistentemente boscosa es consistente con análisis de espeleotemas a gran escala que muestran una estabilidad notable de la selva amazónica durante los últimos 45 ka, incluso bajo una disminución del 60% en

los totales de precipitación (Wang *et al.* 2017).

El Evento Seco del Holoceno Medio (MHDE; 9-4 ka) se ha propuesto como un posible análogo pasado de las tendencias actuales y futuras de disminución de la precipitación, sin embargo, las evidencias que cubren la duración total del MHDE en toda la cuenca son aún limitadas. Sin embargo, los registros del pasado actualmente disponibles sugieren una mayor vulnerabilidad de los bosques tropicales a las sequías prolongadas en las zonas de transición periféricas (Mayle y Power 2008; Smith y Mayle 2018). Además, los cambios en los rasgos funcionales de las plantas registrados durante la terminación del MHDE (es decir, en un período de aumento de la cantidad de lluvia) sugieren que los aumentos de lluvia condujeron a un reemplazo de taxones tolerantes a la sequía y de crecimiento lento por taxones vulnerables a la sequía y de crecimiento rápido (Van der Sande *et al.* 2019). De hecho, las especies de bosques secundarios suelen diferir en sus estrategias ecológicas de las especies de bosques maduros, cambiando el funcionamiento y la estabilidad del bosque. En el sureste de Venezuela, por ejemplo, taxones de selva tropical fueron reemplazados por bosques secos secundarios hace alrededor de 2,7 ka, un cambio que persistió durante más de 1000 años. Estos bosques secundarios fueron finalmente reemplazados hace 1,4 ka bajo un período de alta incidencia de incendios por la vegetación actual que consiste en sabana abierta (Montoya *et al.* 2011).

Cuando un bosque es perturbado, las tasas de cambio del ecosistema observadas en los archivos sedimentarios dependen de la escala ecológica, siendo abruptas (decenales) a nivel de especie, pero graduales (centenarias) a nivel de comunidad (Montoya *et al.* 2018, 2019). En un análisis de metadatos de las tasas de recuperación de bosques tropicales basado en registros de polen, Cole *et al.* (2014) observaron que los bosques sudamericanos requerían un promedio de 325 años para recuperarse de perturbaciones (naturales y antrópicas). La tasa de recuperación se calculó en función de alcanzar una cobertura forestal (expresada en % de polen arbóreo) similar a la anterior a la perturbación, sin diferenciar cambios en la composición, estructura o función del bos-



que. Los bosques expuestos a perturbaciones naturales, grandes y poco frecuentes (como huracanes o erupciones volcánicas) se recuperaron más rápido en comparación con los afectados por impactos climáticos y humanos. Sin embargo, los bosques expuestos a perturbaciones más frecuentes generalmente se recuperaron más rápido, lo que sugiere que las perturbaciones repetidas pueden aumentar la capacidad de adaptación y resiliencia de los bosques, aunque en escalas de tiempo multicentenarias (Cole *et al.* 2014). En la región amazónica andina, Loughlin *et al.* (2018) estudiaron tierras manejadas intensamente por poblaciones indígenas pre-Columbinas, pero luego de la conquista europea, los bosques se recuperaron estructuralmente (no en composición) en solo 130 años, posiblemente debido a la mayor productividad del suelo de esta región, que impulsó el crecimiento de los árboles. A pesar de las diferencias en estas estimaciones, ambos estudios manifiestan que el rango temporal requerido para que los bosques se recuperen potencialmente es multicentenario (Cole *et al.* 2014; Loughlin *et al.* 2018).

En resumen, las evidencias paleoecológicas sugieren dos direcciones principales. En primer lugar, los bosques amazónicos han sufrido cambios a escala local y regional a bosques secundarios secos o sabanas dependiendo de las perturbaciones involucradas (cambios climáticos o antropogénicos), pero no una muerte regresiva abrupta en toda la cuenca, incluso durante periodos intensos más secos y cálidos que bien podrían representar análogos de los puntos de inflexión hipotéticos relacionados con el clima (1) - (4). En segundo lugar, la capacidad de recuperación de los ecosistemas forestales amazónicos depende de su historial de perturbaciones; cuanto más adaptados a las perturbaciones, más rápidas serán las tasas de recuperación. Sin embargo, los datos ecológicos a largo plazo aún son limitados en la cuenca y se concentran principalmente a lo largo de los márgenes de la Amazonía; aún se necesita más trabajo para desentrañar la dinámica de ecosistemas tan heterogéneos (Lombardo *et al.* 2018). Además, se deben abordar algunas advertencias importantes al usar paleo-datos como referencia para dinámicas futuras: (1) las tasas y magnitudes de los

cambios proyectados para el futuro cercano, con eventos de perturbación combinados (climáticos e inducidos por el hombre) actuando sincrónicamente, no tienen precedentes y pueden obstaculizar la recuperación forestal debido a mecanismos novedosos; y (2) las condiciones de referencia que hemos mostrado no son análogas a los impulsores ecofisiológicos, como las concentraciones atmosféricas aumentadas de CO<sub>2</sub> del siglo XXI (sección 24.5.3)

#### 24.4 Impulsores de la Resiliencia de la Selva Amazónica

En todo el sistema forestal amazónico, la diversidad biótica y la heterogeneidad abiótica promueven una gran variedad de respuestas a perturbaciones como sequías extremas e incendios forestales (Feldpausch *et al.* 2016; Longo *et al.* 2018). Este espectro de respuestas afecta el equilibrio entre el crecimiento, la supervivencia y la mortalidad de las plantas y, por lo tanto, la resiliencia de los ecosistemas. A continuación, discutimos los principales factores ambientales que afectan el crecimiento y la mortalidad de las plantas a diferentes escalas espaciales y temporales.

La resiliencia de la selva amazónica está directamente relacionada con las características funcionales de los árboles individualmente y su capacidad para resistir condiciones adversas y perturbaciones. Por lo tanto, los procesos que ejercen presión sobre la capacidad de los árboles para mantener su funcionamiento y supervivencia son críticos. Es probable que el déficit de agua asociado con el aumento de la duración de la estación seca o las sequías extremas (es decir, relacionado con los *puntos de inflexión* (2) y (3), sección 24.2), sea la principal amenaza climática para los árboles amazónicos, según lo sugerido por estudios basados en observaciones y experimentos que muestran que las sequías aumentan las tasas de mortalidad de árboles a nivel individual (Nepstad *et al.* 2007; DaCosta *et al.* 2010; Phillips *et al.* 2010; Rowland *et al.* 2015; Zuleta *et al.* 2017; Aleixo *et al.* 2019; Janssen *et al.* 2020b). Al menos el 50% de la selva amazónica está expuesta a sequías estacionales de tres meses o más (Nepstad *et al.* 1994), y regímenes de lluvia contrastantes han se-

leccionado especies con diferentes mecanismos de resistencia a la sequía (Oliveira *et al.* 2021; Barros *et al.* 2019; Brum *et al.* 2019). En muchos casos, los eventos de sequía extrema pueden no causar necesariamente la muerte de los árboles, pero reducen su crecimiento y capacidad para mantener las tasas de transpiración. Sin embargo, un metaanálisis reciente de observaciones de campo revela que las comunidades de árboles amazónicos altamente diversas parecen amortiguar este efecto, confirmando una mayor resistencia del ecosistema en términos de tasas de evapotranspiración (Janssen *et al.* 2020a).

Ejemplos de características funcionales de los árboles amazónicos para hacer frente al déficit hídrico estacional incluyen: (1) inversión en raíces profundas (Nepstad *et al.* 1994; Brum *et al.* 2019); (2) raíces que permiten la redistribución hidráulica durante la estación seca (es decir, el movimiento pasivo del agua desde el suelo profundo al superficial a través de las raíces) (Oliveira *et al.* 2005); (3) resistencia alta a la embolia, particularmente en árboles de sotobosque con raíces poco profundas y árboles sobre mesetas lejos del nivel freático (Oliveira *et al.* 2019; Brum *et al.* 2019); (4) un fuerte control estomático en la estación seca que resulta en una eficiencia en el uso del agua alta (Barros *et al.* 2019; Brum *et al.* 2019); (5) capacidad de muda de hojas por especies de hoja caduca (Wolfe *et al.* 2016). Si bien estas características no garantizan la supervivencia en los climas cada vez más secos y variables del futuro, en lugares donde la estación seca se ha intensificado, ya se están produciendo cambios en la dinámica de la composición forestal a través del reclutamiento de más especies afiliadas a la sequía y la mortalidad de más especies afiliadas a la humedad (Esquivel-Muelbert *et al.* 2019). Además, se ha demostrado que las estrategias de historia de vida (p. ej., continuo rápido-lento en las tasas de crecimiento) determinan la mortalidad a nivel de especie, es decir, cuanto más rápido crece, mayor es el riesgo de mortalidad (Esquivel-Muelbert *et al.* 2020).

También hay evidencia de que los cambios de temperatura (ver el Capítulo 22; Figura 2e) ya podrían estar cambiando el funcionamiento del bosque. Las temperaturas más cálidas tienden a reducir las ta-

sas de productividad forestal (Sullivan *et al.* 2020), particularmente al intensificar el déficit de presión de vapor atmosférico (Smith *et al.* 2020), lo que indica que el aumento de las temperaturas puede eventualmente afectar el funcionamiento y la persistencia de los bosques (Araújo *et al.* 2021). Se espera que el CO<sub>2</sub> adicional amortigüe el efecto del estrés hídrico al aumentar la eficiencia del uso del agua por parte de las plantas y acelerar el crecimiento de los árboles (sección 24.5.3). Niveles de CO<sub>2</sub> atmosférico elevados pueden ser la causa del aumento de la biomasa leñosa y la productividad observados en los bosques amazónicos (Brienen *et al.* 2015), favoreciendo las especies de crecimiento rápido (Esquivel-Muelbert *et al.*, 2019). Sin embargo, el crecimiento de los árboles acelerado impulsado por el CO<sub>2</sub> atmosférico elevado se ha producido a costa de la disminución de la longevidad de los árboles en toda la cuenca, lo que contribuye aún más a aumentar las tasas de mortalidad de los árboles (Brienen *et al.* 2015; Hubau *et al.* 2020). La aceleración del sistema a través de la fertilización con CO<sub>2</sub> puede permitir que los árboles alcancen el dosel antes y sean más vulnerables a la muerte (Brienen *et al.* 2020), y particularmente vulnerable a los déficits hídricos (Oliveira *et al.* 2021).

A pesar de las incertidumbres con respecto a las respuestas de los bosques al cambio climático, los hallazgos actuales sugieren que, en ausencia de incendios, los bosques amazónicos pueden cambiar tanto en su composición como en su funcionalidad en respuesta a los cambios climáticos, pero permaneciendo como bosques de dosel cerrado. Además, si se cruzan los *puntos de inflexión* relacionados con el clima (2) – (4) (sección 24.2), es probable que los cambios sean dispersos y locales debido a la gran heterogeneidad y diversidad de los tipos de bosques. Sin embargo, el aumento de la mortalidad de los árboles causado por perturbaciones antrópicas (p. ej., incendios forestales y deforestación) puede contribuir a desestabilizar la selva amazónica (Silva *et al.* 2018), aumentando la probabilidad de que los bosques queden atrapados en un estado degradado de dosel abierto y que el sistema en su conjunto cruce el *punto de inflexión* (5) (sección 24.2.3).

## 24.5 Incertidumbres Asociadas con los Puntos de Inflexión Dentro del Sistema Amazónico

### 24.5.1 ¿Cómo afecta la heterogeneidad forestal a los puntos de inflexión a gran escala?

Los bosques amazónicos albergan más de 15.000 especies de árboles (ter-Steege *et al.* 2020; ver los Capítulos 3 y 4). La mayoría de estas especies son raras y muchas siguen siendo desconocidas para la ciencia (ter Steege *et al.* 2013), lo que implica que esta enorme diversidad impone un enorme desafío a la comprensión de cómo funciona el sistema. En particular, las especies dominantes son responsables de la mayoría de las funciones de los ecosistemas, como el ciclo del carbono (Fauset *et al.* 2015). Sin embargo, las muchas especies raras y no dominantes que existen en un bosque teóricamente también juegan un papel fundamental en la resiliencia del ecosistema (Walker *et al.* 1999). Cuando cambian las condiciones de estrés y los regímenes de perturbación, estas especies raras pueden ofrecer nuevas posibilidades de funcionamiento, aumentando así la capacidad del ecosistema para adaptarse y persistir (Elmqvist *et al.* 2003). Por ejemplo, si una especie de árbol es rara en bosques anegados, pero común en condiciones climáticas más secas, debido a adaptaciones tales como raíces profundas, podría emerger como una especie dominante si el clima se vuelve más seco. Como regla general, se espera que la diversidad de especies aumente la resiliencia de los ecosistemas amazónicos. Primero, porque la diversidad tiene un impacto positivo en la productividad forestal (Coelho de Souza *et al.* 2019) y en el almacenamiento de carbono (Poorter *et al.* 2015), lo que podría acelerar la regeneración después de las perturbaciones. Además, como el número de especies está relacionado con el número de estrategias y posibles respuestas a las perturbaciones, la diversidad aumenta la estabilidad a nivel de la comunidad y del ecosistema, y la resiliencia general del bosque (Elmqvist *et al.* 2003; Sakschewski *et al.* 2016; Anderregg *et al.* 2018). Por ejemplo, los brotes de enfermedades y herbivoría han estado causando la mortalidad de árboles a gran escala en las regiones templadas, pero tales eventos no se han observado aún en el trópico, probablemente porque la gran diversidad de es-

pecies de los ecosistemas tropicales reduce la propagación de enfermedades contagiosas. Las especies tolerantes a la sequía a menudo se distribuyen en un rango de condiciones de precipitación amplio, por lo que pueden aparecer como especies raras en las partes húmedas de la cuenca (Esquivel-Muelbert *et al.* 2016). Este patrón implica que si el clima se vuelve más seco en los bosques húmedos más diversos, las especies afiliadas a la sequía ya pueden estar presentes y podrían aumentar en abundancia, manteniendo la cubierta forestal y alterando el funcionamiento del bosque.

La variabilidad de las lluvias (fluctuaciones intra e interanuales) también puede agregar más heterogeneidad al sistema, ya que los bosques que experimentan más variabilidad parecen ser más resistentes, probablemente debido a un efecto de entrenamiento después de experimentar múltiples periodos húmedos y secos (Ciemer *et al.* 2019). Por ejemplo, las comunidades de árboles integradas en un régimen de lluvias más estacional son más diversas en términos de sus estrategias de tolerancia para hacer frente a la sequía, en comparación con las comunidades dentro de un régimen de lluvias menos estacional (Barros *et al.* 2019). En otras palabras, mientras que una mayor precipitación anual media (por encima de 2500 mm/año) aumenta la resiliencia de los bosques (p. ej., el noroeste de la Amazonía; Hirota *et al.* 2011; Staver *et al.* 2011), los bosques expuestos a una mayor estacionalidad y variabilidad interanual parecen ser más resilientes a los valores intermedios de precipitación anual media (entre 1300 y 1800 mm/año), compensando la menor resiliencia (por ejemplo, bosques del este x noroeste). Los bosques de valle también pueden ser menos resistentes a las sequías que los bosques de meseta a través de un mecanismo similar, debido a un efecto de entrenamiento relacionado con las fluctuaciones del nivel freático seleccionado para comunidades de árboles con características hidráulicas contrastantes (Zuleta *et al.* 2017; Cosme *et al.* 2017; Oliveira *et al.* 2019). No obstante, los *puntos de inflexión* (2) y (3), relacionados con el aumento de la duración y la intensidad de la estación seca, implican que en los bosques donde el clima ya es más seco, los aumentos en la estacionalidad de las lluvias podrían causar

la pérdida de bosques. Además, el aumento en la frecuencia de sequías extremas puede impedir la recuperación adecuada de los bosques (Anderson *et al.* 2018; Longo *et al.* 2018).

Otra heterogeneidad que puede afectar la probabilidad del *punto de inflexión* (1) (1000 mm/año; sección 24.2) está relacionada con las inundaciones estacionales. Las llanuras aluviales amazónicas cubren alrededor del 14% de la cuenca y se demostró que los bosques de estos ecosistemas son menos resilientes que los bosques dominantes de tierras altas, con un punto de inflexión potencial de colapso forestal cuando la precipitación anual media alcanza aproximadamente 1.500 mm/año (Flores *et al.* 2017). Por lo tanto, explorar las fuentes de heterogeneidad en las respuestas de los bosques a diferentes tipos de perturbaciones es clave para comprender si la Amazonía podría cambiar de manera gradual o abrupta desde escalas locales a escalas de toda la cuenca (p. ej., Higgins y Scheiter 2012; Levine *et al.* 2016).

#### 24.5.2 ¿Cómo afecta la conectividad forestal a los puntos de inflexión a gran escala?

La heterogeneidad espacial implica una conectividad reducida (menos interacciones) y puede tener una gran influencia en la resiliencia sistémica de la Amazonía, alterando la forma en que el bosque responde a los cambios en el clima y las presiones humanas (Levine *et al.* 2016; Longo *et al.* 2018). Por ejemplo, las conexiones climáticas, hidrológicas y biogeoquímicas entre los Andes y la Amazonía baja son sin duda factores clave para determinar el funcionamiento de todo el sistema, actual y futuro, a gran escala (ver los Capítulos 5, 7 y 22; Builes-Jaramillo y Poveda 2018). No obstante, en teoría, la conectividad puede seguir siendo alta incluso en entornos heterogéneos, con diferentes procesos que vinculan partes del sistema (Scheffer *et al.* 2012). Aunque bosques con historias geomorfológicas, climatológicas, biológicas y culturales contrastantes han formado la Amazonía (ver los Capítulos 1-13; Figura 24.1), estos bosques pueden interactuar. Por ejemplo, los ciclos biogeoquímicos incluyen flujos que transportan vapor de agua desde la meseta

hasta los bosques de valle a escala de paisaje. En escalas más amplias, los grandes ríos de aguas blancas transportan enormes cargas de sedimentos ricos en nutrientes desde el oeste hacia el este de la cuenca (ver los Capítulos 1, 3 y 4), depositándolos a lo largo de las llanuras aluviales donde los bosques pueden crecer más rápido. Los bosques amazónicos orientales también están conectados con los bosques occidentales a través del reciclaje de lluvia (Zemp *et al.* 2017, ver también el Capítulo 7); un mecanismo que mejora la resiliencia de los bosques occidentales pero que puede estar perdiendo fuerza debido a la deforestación (Staal *et al.* 2020). Cuando un bosque es perturbado localmente, los animales móviles pueden transportar semillas y propágulos de árboles desde los bosques circundantes y acelerar su recuperación (Lundberg y Moberg 2003). Sin embargo, los animales móviles también pueden transportar las semillas de hierbas exóticas invasoras desde áreas abiertas a paisajes forestales degradados, lo que aumenta su inflamabilidad. Las poblaciones humanas locales de diferentes regiones amazónicas pueden compartir conocimientos ancestrales sobre prácticas de gestión forestal (Levis *et al.* 2018, ver también los Capítulos 8 y 10), cambiando potencialmente la composición de especies de árboles y remodelando la resiliencia de los bosques.

En resumen, la conectividad puede teóricamente aumentar la resiliencia sistémica del bosque, porque las interacciones espaciales facilitan la recuperación de los sitios perturbados, pero a medida que las condiciones cambian y los regímenes de perturbación se intensifican, aumentando, por ejemplo, la fragmentación del paisaje y los incendios forestales, las perturbaciones pueden volverse contagiosas y provocar un colapso sistémico (Scheffer *et al.* 2012). Por lo tanto, la gestión de los diversos procesos que conectan las diferentes partes de la Amazonía es fundamental para mejorar su resiliencia.

#### 24.5.3 La interacción entre el efecto de fertilización con CO<sub>2</sub> y la disponibilidad de nutrientes

Dos de las incertidumbres más apremiantes con respecto a la resiliencia de la selva amazónica al

cambio climático y otras perturbaciones antropogénicas son el efecto fisiológico potencial del aumento con CO<sub>2</sub> atmosférico (también conocido como “efecto de fertilización del CO<sub>2</sub>”, eCO<sub>2</sub>; ver también el Capítulo 23) y las limitaciones hipotéticas de la productividad forestal y la acumulación de biomasa impuesta por las limitaciones de nutrientes del suelo, en particular el fósforo (P). La generación actual de modelos de ecosistemas (es decir, los modelos estándar Dinámicos de Vegetación Global y del Sistema Terrestre) tienen una capacidad limitada para proporcionar proyecciones más confiables sobre el impacto del cambio climático en el bosque, debido principalmente a la gran falta de evidencia sobre la existencia, magnitud y duración de un efecto de fertilización con CO<sub>2</sub> y las limitaciones asociadas impuestas por los nutrientes del suelo (Lapola 2018).

Por un lado, el efecto de la fertilización con CO<sub>2</sub> podría, en teoría, aumentar la productividad forestal, las tasas de acumulación de biomasa (Ainsworth y Long 2005) y la eficiencia en el uso del agua (Kauwe *et al.* 2013). Por otro lado, la falta de nutrientes clave para el metabolismo de las plantas restringe mayores ganancias de biomasa en condiciones elevadas de CO<sub>2</sub> (Norby *et al.* 2010). Existen indicaciones preliminares (es decir, a corto plazo) de otros bosques limitados en fósforo (en Australia subtropical), sujetos a mayores concentraciones de CO<sub>2</sub> atmosférico, que no aumentaron significativamente la biomasa (Jiang *et al.* 2020) dado que el fósforo es necesario especialmente para la fabricación de la membrana celular, y también para moléculas vegetales energéticas (ATP) y genéticas (ADN y ARN). Así, los árboles pueden aumentar sus tasas fotosintéticas bajo concentraciones elevadas de CO<sub>2</sub>, pero no asignan estos fotosintatos adicionales a biomasa vegetal adicional, posiblemente aumentando simplemente las tasas de recambio de biomasa en todo el ecosistema forestal. Sin embargo, esta evidencia proviene de bosques de una sola especie y la respuesta de bosques muy diversos, como la Amazonía, al aumento del CO<sub>2</sub> aún no ha sido comprendida. En este sentido, datos observacionales a lo largo de un gradiente de disponibilidad de P en los bosques tropicales panameños revelaron que, aunque existe tal limitación de P, no afecta a las diferentes especies de la

misma manera (Turner *et al.* 2018). Este último hallazgo es de particular relevancia para la selva amazónica dado que el cambio climático y otras perturbaciones antropogénicas pueden implicar una alteración significativa de la composición de la comunidad de árboles forestales y las relaciones de dominancia, tanto en términos taxonómicos como funcionales (Norby *et al.* 2016). Alternativamente, se plantea la hipótesis de que los árboles de la selva amazónica podrían cambiar los intercambios simbióticos de carbohidratos y nutrientes con hongos micorrízicos para acceder a las reservas de P del suelo que actualmente no están disponibles.

Además de las implicaciones para el balance de carbono y la diversidad funcional de los bosques amazónicos, los efectos fisiológicos del CO<sub>2</sub> elevado tienen el potencial de interferir en el flujo de humedad desde los árboles a la atmósfera, lo que es especialmente relevante para la región, donde hasta el 50% de la precipitación que cae dentro de la cuenca se recicla regionalmente (Zemp *et al.* 2014). En ese sentido, los experimentos de enriquecimiento por concentración de aire libre (FACE) en bosques templados de Estados Unidos y en un bosque dominado por eucaliptos en Australia han encontrado una reducción de la conductancia estomática y la transpiración del dosel del orden del -20% (Kauwe *et al.* 2013; Gimeno *et al.* 2016). Esa es la misma magnitud de reducción en la transpiración que se ha encontrado en estudios recientes de modelos combinados de clima y vegetación para la región, que en última instancia está relacionada con una reducción en la precipitación del 15% al 20% en toda la cuenca (Kooperman *et al.* 2018). Tal reducción de lluvia posiblemente causada por el efecto fisiológico del CO<sub>2</sub> elevado es equivalente a la reducción de lluvia en un escenario con deforestación completa de la Amazonía (Sampaio *et al.* 2020).

Sin una mejora de la productividad y con una reducción de la transpiración del dosel forestal debido al aumento del CO<sub>2</sub> atmosférico, se cree que el bosque amazónico y sus composiciones comunitarias y relaciones funcionales actuales se podrían volver menos resilientes a los cambios climáticos, la deforestación, la degradación y otras perturbaciones antro-

pogénicas, con impactos generalizados en la socioeconomía regional (Lapola 2018). Dos experimentos en curso a escala de ecosistema, el experimento AmazonFACE y el Experimento de Fertilización de la Amazonía (AFEX), pronto proporcionarán información valiosa sobre el efecto de la fertilización con CO<sub>2</sub> y la limitación de la productividad forestal y las existencias de biomasa por los nutrientes del suelo en el bosque amazónico (Hofhansl *et al.* 2016).

#### 24.6 Modelizando la Resiliencia y los Puntos de Inflexión de la Selva Amazónica

Los modelos Dinámicos de Vegetación Global (DGVM) y los modelos de Superficie Terrestre (LSM) son las herramientas más utilizadas para modelizar el impacto del cambio global en la vegetación a escalas tan grandes como la cuenca Amazónica (Sato *et al.* 2015; Fisher y Koven 2020). Estos modelos son capaces de simular largas series temporales de diversas presiones sobre la vegetación y, por lo tanto, son clave para proyectar el futuro del sistema amazónico (por ejemplo, White *et al.* 1999; Cox *et al.* 2004). A menudo, los DGVM y los LSM son el componente de vegetación en los Modelos del Sistema Terrestre (ESM), y su éxito en la representación integral de los procesos de crecimiento de la vegetación y las interacciones con otros componentes del Sistema Terrestre se basa en evidencias derivadas empíricamente. Esto significa que esos modelos deben hacer uso de la información descrita en la sección 22.4. Dada la extrema complejidad involucrada en las interacciones suelo-planta-atmósfera en diferentes escalas temporales y espaciales, seleccionar los procesos más relevantes e implementarlos en modelos es una tarea muy desafiante (Fisher y Koven 2020), y conduce a incertidumbres sustanciales (p. ej., Rammig *et al.* 2010).

Las simulaciones de modelos se pueden realizar a) fuera de línea, lo que significa que el modelo de vegetación se maneja de forma independiente mediante datos climáticos generados externamente o b) acoplados, lo que significa que el modelo de vegetación es parte de un ESM en el que diferentes compartimentos del Sistema Terrestre (p. ej., la vegetación y la atmósfera) pueden interactuar. Tal acopla-

miento aumenta la cantidad de mecanismos de retoolimentación contabilizados (Cuadro 24.1) que son teóricamente necesarios para identificar los *puntos de inflexión clásicos*, además del requisito previo de que el DGVM/LSM permita la existencia de dos o más configuraciones alternativas de cobertura vegetal bajo las mismas condiciones subyacentes (ej., climático, cuadro 24.1). Para los ecosistemas amazónicos, las simulaciones de puntos de inflexión realizadas hasta ahora se basan tanto en ejecuciones fuera de línea como acopladas (*puntos de inflexión* (4) y (5) de la sección 24.2). Teniendo en cuenta las limitaciones inherentes a la simulación de estados estables alternativos, a continuación presentamos un resumen de lo que dichos modelos ya pueden decirnos sobre muerte regresiva, umbrales (Cuadro 24.1), y resiliencia dentro de la cuenca Amazónica.

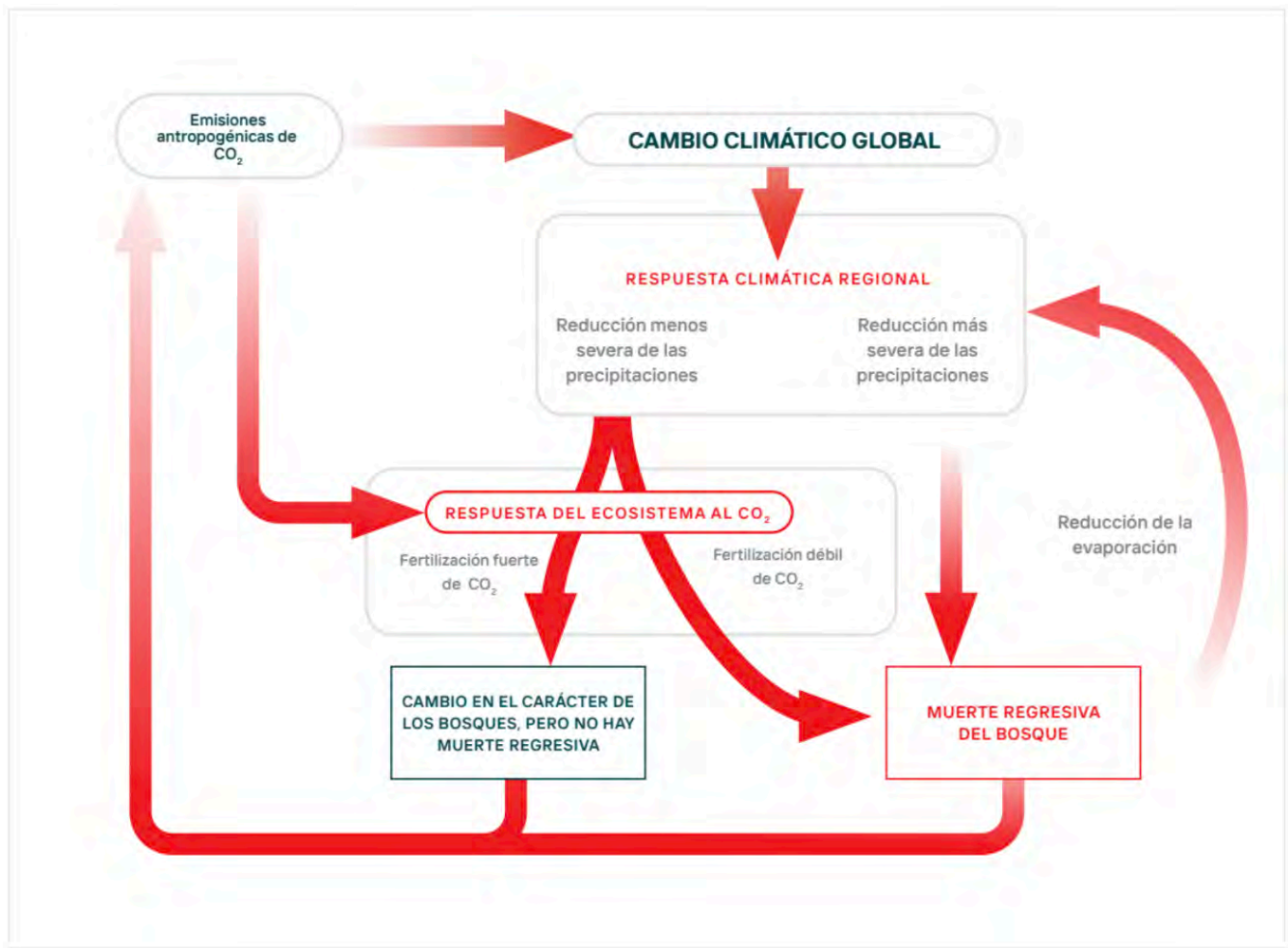
Hace aproximadamente 20 años, estudios de modelización apuntaron a una posible muerte regresiva de la Amazonía bajo el cambio climático (White *et al.* 1999; Cox *et al.* 2000, 2004; Cramer *et al.* 2001; Oyama y Nobre 2003). Hasta ahora, una cantidad sustancial de literatura ha dibujado una imagen compleja con incertidumbres clave con respecto a la resiliencia y los posibles puntos de inflexión de la Amazonía bajo los cambios ambientales globales y regionales. Los resultados abarcan desde la identificación clara de sobrepaso de puntos de inflexión en el tiempo, representados por niveles decrecientes de cobertura arbórea o biomasa almacenada (p. ej., Cox *et al.* 2004; Sitch *et al.* 2008), hasta un aumento general de la biomasa y la cubierta forestal (Schaphoff *et al.* 2006; Lapola *et al.* 2009; Rammig *et al.* 2010; Huntingford *et al.* 2013). Esta gran variedad de resultados puede explicarse por: 1) si el DGVM/LSM estaba acoplado (p. ej., Cox *et al.* 2004); 2) la variedad existente de supuestos y procesos subyacentes de los modelos; y 3) incertidumbres generales sobre futuros cambios climáticos en la región. Además, los DGVM y LSM representan la vegetación utilizando un conjunto limitado de Tipos Funcionales de Plantas (PFT), que aún no son capaces de comprender toda la gama de estrategias de plantas que confieren más o menos resiliencia a los bosques amazónicos (Oliveira *et al.* 2021). En este sentido, se necesita una

representación más completa de los diferentes ecosistemas de vegetación para mejorar la simulación de los cambios graduales y abruptos hacia configuraciones alternativas para los bosques amazónicos descritas en la sección 24.2. Por lo tanto, hasta el momento, existe una posibilidad bastante binaria simulada por los modelos actuales: o la configuración actual o un reemplazo completo del bosque por otro tipo de vegetación.

Los principales impulsores detrás del modelo original de muerte regresiva del bosque (Cox *et al.* 2004) son la reducción aguda de las precipitaciones regionales y un período seco prolongado, que afecta las tasas fotosintéticas y el consiguiente aumento de las temperaturas que aumenta aún más la respiración de las plantas y la demanda de agua, lo que resulta en una reducción considerable de la productividad y el crecimiento de las plantas. Los efectos sobre la asimilación de carbono también impactan el flujo de agua desde la vegetación superficial a la atmósfera a través de la transpiración, lo que refuerza la limitación de humedad y, en última instancia, conduce a un cambio de PFT, de árboles predominantemente tropicales de hoja ancha a pastos  $C_4$  con aproximadamente un 30% de cobertura de árboles de hoja ancha, parecida a la vegetación de sabana (Betts *et al.* 2004; Cox *et al.* 2004). Incluso sin reconocer tales retroalimentaciones a través del acoplamiento dentro de los ESM, las simulaciones previas fuera de línea respaldan tales procesos de "savanización" (sección 24.2.2) en escenarios futuros de cambios de precipitación y temperatura (Nobre *et al.* 1991; Oyama y Nobre 2003). Es importante destacar que las retroalimentaciones magnifican la respuesta del clima regional y la vegetación, y se produce un compromiso a largo plazo de muerte regresiva de la Amazonía con un calentamiento global de 2°C, lo que determina un *punto de inflexión* real (4) de la sección 24.2 (Jones *et al.* 2009). Por lo tanto, está claro que la muerte regresiva de la Amazonía es un problema de retroalimentaciones (es decir, interacciones dentro de un ciclo cerrado) entre el clima regional y el funcionamiento de la vegetación forestal. En este sentido, un componente clave es la respuesta climática regional al calentamiento global y el papel de los es-

tados forestales disfuncionales o no en la magnificación de este proceso; en otras palabras, si el clima regional se mueve de una configuración que soporta la selva tropical a otra donde esto no ocurre. Esto depende de la disponibilidad de humedad del suelo, que a su vez depende de la precipitación y la evaporación, las cuales cambian con el calentamiento global (ver la Figura 24.2 para conocer los cambios históricos y proyectados en algunas de estas variables). Si el clima regional alcanza un estado crítico, la muerte regresiva del bosque resultante magnifica el cambio climático regional y provoca una mayor muerte regresiva del bosque.

Sin embargo, como en muchas regiones del mundo, los cambios proyectados en la precipitación en la Amazonía debido al cambio climático antropogénico son muy inciertos (p. ej., Jupp *et al.* 2010). Si bien la mayoría de modelos climáticos de generación actual proyecta una disminución en la precipitación anual media con el calentamiento global (ver el Capítulo 22), la tasa de disminución de la precipitación en la Amazonía en relación con el calentamiento global varía ampliamente entre los modelos. Una familia de modelos climáticos que destaca por su proyección de sequía severa en la Amazonía, HadCM3 (Gordon *et al.* 2000), proyecta que la precipitación anual en la Amazonía oriental caerá por debajo de 1500 mm/año con un calentamiento global de aproximadamente 3°C (Betts *et al.* 2012). Este nivel de precipitación ha sido identificado como uno de los umbrales climáticos críticos para soportar las selvas tropicales (Malhi *et al.* 2009), con evidencias empíricas que sugiere que éste parece ser el *punto de inflexión* (1) para los bosques de llanuras aluviales (Flores *et al.* 2017). La mayor disminución en la precipitación en la familia de modelos HadCM3 fue en gran parte el resultado de cambios en la circulación atmosférica impulsados por patrones particulares de Temperatura Superficial del Mar (SST) (Harris *et al.* 2008). Se encontró que la variación en el cambio de precipitación entre los modelos estaba relacionada con la fuerza de los cambios de la SST en el Atlántico ecuatorial (Good *et al.* 2008, 2013). La mayoría de los otros modelos también proyectan una disminución de la precipitación, pero menos severa.



**Figura 24.4** Esquema simplificado de los procesos involucrados en el punto de inflexión potencial de muerte regresiva de la Amazonía debido al cambio climático.

Por un lado, hay tres factores principales subyacentes a los cambios climáticos antes mencionados que pueden desencadenar o reforzar que un umbral modelizado se cruce en la región, incluso bajo disminuciones menos severas en la precipitación: cambios climáticos globales debido a una mayor concentración de gases de efecto invernadero (GHG) en la atmósfera (Cox *et al.* 2004; Schaphoff *et al.* 2006; Lapola *et al.* 2009; Jupp *et al.* 2010; Huntingford *et al.* 2013), deforestación y degradación forestal (Sampaio *et al.* 2007; Staal *et al.* 2020) e incendios forestales (Burton *et al.*; Barlow y Peres 2008; Cochrane y Barber 2009; Nobre *et al.* 2016). Por lo tanto, la ocurrencia del punto de inflexión climático para la muerte regresiva del bosque amazónico proyectado

en los modelos depende en parte de la naturaleza de la respuesta climática regional al calentamiento global y el impacto de la fertilización con CO<sub>2</sub>, los incendios forestales y la deforestación (Figura 24.4). Si la respuesta climática regional es relativamente pequeña, no se produce la muerte regresiva de los bosques. Sin embargo, si la respuesta climática regional es grande, en principio podría ocurrir la muerte regresiva de los bosques y magnificarse a través de las retroalimentaciones climáticas locales y globales.

Independientemente de las retroalimentaciones involucradas, después de corregir los sesgos (encontrados en las proyecciones climáticas bajo condiciones de cambio climático) identificados utilizando



datos de observación, es poco probable que ocurra una muerte regresiva en toda la cuenca Amazónica, incluso bajo el escenario más pesimista del IPCC (Chai *et al.* 2021). Además, existen algunos procesos ecológicos que potencialmente pueden amortiguar, compensar o prevenir la muerte regresiva de la Amazonía, a saber, el efecto de fertilización con CO<sub>2</sub> bajo el CO<sub>2</sub> atmosférico aumentado (sección 24.5.3) (Hickler *et al.* 2008; Huntingford *et al.* 2013; Kooperman *et al.* 2018), la aclimatación de la fisiología de los árboles a climas más cálidos y secos (Kumarantunge *et al.* 2018), así como la reorganización de las comunidades forestales y/o sus características funcionales de manera que se mantenga la biomasa y otras características generales que definen funciones cruciales del ecosistema (Sakschewski *et al.* 2016).

Procesos relacionados con la diversidad funcional (p. ej., Fyllas *et al.* 2014; Fischer *et al.* 2016; Sakschewski *et al.* 2016), incluyendo la hidráulica de las plantas (p. ej., Christoffersen *et al.* 2016; Xu *et al.* 2016; Eller *et al.* 2020) y profundidad de las raíces (Langan *et al.* 2017; Sakschewski *et al.* 2020), ya han comenzado a implementarse en los modelos de vegetación actuales para mejorar la representación de la heterogeneidad a escala local de la cuenca Amazónica y, en consecuencia, la capacidad que tienen los modelos para capturar los aumentos de resiliencia debido a la heterogeneidad biótica y abiótica (sección 24.5.1) (Levine *et al.* 2016; Sakschewski *et al.* 2016; Longo *et al.* 2018). Además, los modelos requieren una gran cantidad de datos observacionales, de campo y/o experimentales, que aún son escasos. Kooperman *et al.* (2018), por ejemplo, señalan que el cierre de estomas bajo concentraciones de CO<sub>2</sub> elevadas (como parte del efecto de fertilización con CO<sub>2</sub>) puede impulsar una reducción significativa de las precipitaciones modelizadas en la Amazonía a través de la reducción de la transpiración forestal y el reciclaje de la humedad (Zemp *et al.* 2017), a pesar de que la evidencia a escala de ecosistema sobre la interacción entre el aumento de CO<sub>2</sub> y la conductancia estomática es muy escasa. Además de esa complejidad, otros estudios sugieren que el cierre de estomas bajo CO<sub>2</sub> elevado podría no resultar tan fuerte como lo anticipan los modelos, ya que las

hojas necesitan aumentar el enfriamiento de la transpiración bajo temperaturas elevadas (Dong *et al.* 2014). Otro ejemplo es que la limitación de fósforo modelizada (existente en alrededor del 60% de los suelos amazónicos, Quesada *et al.* 2012; ver el Capítulo 1) podría reducir o incluso eliminar cualquier ganancia en la productividad primaria derivada de un supuesto efecto de fertilización con CO<sub>2</sub> en la Amazonía (Fleischer *et al.* 2019); pero, nuevamente, faltan datos de campo y conocimiento sobre el ciclo del fósforo en la Amazonía para corroborar tal resultado (sección 24.5.3).

Así, el camino a seguir para modelizar y evaluar la probabilidad y los mecanismos detrás de un punto de inflexión en la Amazonía pasa primero por una integración más estrecha entre modelos, datos y experimentos de campo. Los datos de campo nos muestran, por ejemplo, que las dinámicas comunitarias (reclutamiento y mortalidad de árboles) juegan un papel clave en el impacto del cambio climático y los extremos climáticos en la Amazonía (sección 24.4) (Esquivel-Muelbert *et al.* 2019, 2020; Hubau *et al.* 2020). Por lo tanto, mejorar la representación de dichas dinámicas de reclutamiento y mortalidad y sus causas impulsoras es una prioridad para la modelización. Otros modelos deberían explorar con más profundidad otros procesos, como por ejemplo el papel de la hidráulica de plantas (Eller *et al.* 2018) y una mayor diversidad funcional de las plantas (Scheiter *et al.* 2013; Sakschewski *et al.* 2016), así como las heterogeneidades a gran escala relacionadas con el clima, la hidrología y la química del suelo. El efecto potencial de la fertilización con CO<sub>2</sub> sobre la fotosíntesis y el uso del agua y la posible limitación de la productividad forestal por los nutrientes del suelo (sección 24.5.3) representa un vacío *casi* completo en los modelos existentes de la vegetación del bosque amazónico debido a la falta de comprensión de los mecanismos que intervienen y de datos de campo. Por último, pero no menos importante, reducir las incertidumbres en las proyecciones de precipitación para la región también sería muy importante para acotar mejor los estudios de modelización sobre puntos de inflexión de la Amazonía.

## 24.7 Conclusiones

La presión de actividades antrópicas intensificadas ha promovido la aparición de nuevos factores estresantes que operan en los bosques amazónicos, así como una intensificación de algunos impulsores ambientales a diferentes escalas espaciales y temporales. Se ha planteado la hipótesis de que el efecto acumulativo de perturbaciones como la deforestación, las sequías y los incendios puede desequilibrar la dinámica natural de estos ecosistemas de importancia mundial debido a la pérdida sistémica de resiliencia forestal. El análisis de la literatura existente realizado en este capítulo ha destacado cinco escenarios diferentes de puntos de inflexión a los que los bosques amazónicos podrían ser sensibles (Figura 24.2), a saber: (1) la precipitación anual entre 1000 mm/año y 1500 mm/año inferida de modelos climáticos globales, (2) la duración de la estación seca de siete meses, inferida de observaciones satelitales de la distribución de la cubierta arbórea, (3) para las tierras bajas de la Amazonía, valores máximos acumulados de déficit hídrico entre 200 mm/año y 350 mm/año, inferidos de modelos climáticos globales; (4) un aumento de 2°C en la temperatura de equilibrio de la Tierra, inferido de un modelo acoplado de clima y vegetación, y (5) el 20-25% de deforestación acumulada de toda la cuenca, inferido de una combinación de cambios ambientales y degradación antropogénica a través de la deforestación. En base a evidencias empíricas, se han propuesto cuatro configuraciones diferentes de ecosistemas, algunas de las cuales podrían ser estados alternativos estables, para los bosques amazónicos si se cruza un punto de inflexión o umbral, que incluyen: (i) un estado de bosque tropical estacionalmente seco de dosel cerrado; (ii) un estado de sabana nativa; (iii) un estado degradado de dosel abierto; y (iv) un estado de bosque secundario de dosel cerrado. Sin embargo, debido a la existencia de nuevas retroalimentaciones asociadas con plantas invasoras y paisajes modificados por humanos, consideramos que el estado degradado abierto y el estado de bosque secundario de dosel cerrado tienen más probabilidades de ocurrir en áreas amplias, particularmente a través del "arco de deforestación". A pesar de ello, evidencias recientes indican que en partes

remotas de la cuenca Amazónica lejos de la frontera agrícola, el estado de sabana nativa podría estar reemplazando bosques inundados estacionalmente perturbados por incendios forestales. Las características ecológicas, incluyendo el crecimiento diferencial de los árboles, el reclutamiento y la supervivencia entre las especies amazónicas, son clave para promover la resistencia de los bosques a las perturbaciones a escala local, así como para recuperarse de ellas. Identificamos tres mecanismos que pueden afectar al riesgo de un punto de inflexión a gran escala debido a la propagación de una muerte regresiva del bosque: (a) la heterogeneidad ambiental y la conectividad entre los bosques a lo largo de la cuenca; (b) la diversidad funcional y la capacidad de adaptación de las especies presentes en los diferentes tipos de bosques; y (c) el efecto incierto del aumento de CO<sub>2</sub> y la limitación de nutrientes. La falta de esta información ecológica para muchas especies amazónicas, la incertidumbre de las posibles retroalimentaciones que operan, así como la necesidad de mejoras adicionales en las proyecciones del cambio climático, dificultan el desarrollo de modelos robustos para anticipar los cambios potenciales que los bosques amazónicos pueden sufrir a corto plazo. El camino a seguir para modelizar y evaluar la probabilidad y los mecanismos detrás de un punto de inflexión amazónico pasa primero por una integración más estrecha entre modelos, datos de observación y/o experimentos de campo. Incluso con modelos en los que no se alcanza un punto de inflexión y teniendo en cuenta la incertidumbre debido a la escasez de datos disponibles, debemos instar a la comunidad internacional dentro y fuera del mundo académico a proteger, mantener y gestionar de forma sostenible la resiliencia de estas entidades complejas y dinámicas que son los bosques amazónicos.

## 24.8 Recomendaciones

- Combinar el análisis de escenarios de cambios ambientales futuros con dinámicas pasadas y presentes puede ayudar a mejorar nuestra comprensión de configuraciones alternativas de ecosistemas.
- Se necesita un marco científico holístico e integrador para evaluar las principales heterogenei-

dades, impulsores y formas de gestionar la resiliencia de los sistemas forestales amazónicos.

- Comprender las heterogeneidades de la Amazonía es clave para evaluar el riesgo de que se llegue a un punto de inflexión a gran escala y para diseñar formas de gestionar la resiliencia del sistema.
- Se necesita un sistema de monitoreo transnacional efectivo para mejorar nuestro conocimiento sobre la dinámica de los diferentes ecosistemas amazónicos (incluidos en un rango más amplio de condiciones ambientales) y su respuesta potencialmente heterogénea a varios tipos de perturbaciones (por ejemplo, extremos climáticos, incendios forestales, deforestación).
- La gestión local de la resiliencia amazónica puede ayudar a reducir el riesgo de llegar a un punto de inflexión. Esto requiere proteger y restaurar la cobertura forestal, la biodiversidad, la agrobiodiversidad y la diversidad cultural, así como controlar el uso del fuego.

## 24.9 Referencias

- Absy ML and Hammen T van der. 1976. Some palaeoecological data from Rondonia, southern part of the Amazon Basin. *Acta Amaz* **6**: 293–9.
- Ainsworth EA and Long SP. 2005. What have we learned from 15 years of free-air CO<sub>2</sub> enrichment (FACE)? A meta-analytic review of the responses of photosynthesis, canopy properties and plant production to rising CO<sub>2</sub>. *New Phytol* **165**: 351–72.
- Aleixo I, Norris D, Hemerik L, *et al.* 2019. Amazonian rainforest tree mortality driven by climate and functional traits. *Nat Clim Chang* **9**: 384–8.
- Alencar AA, Brando PM, Asner GP, and Putz FE. 2015. Landscape fragmentation, severe drought, and the new Amazon forest fire regime. *Ecol Appl* **25**: 1493–505.
- Anderegg WRL, Konings AG, Trugman AT, *et al.* 2018. Hydraulic diversity of forests regulates ecosystem resilience during drought. *Nature* **561**: 538–41.
- Anderson LO, Neto GR, Cunha AP, *et al.* 2018. Vulnerability of Amazonian forests to repeated droughts. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **373**.
- Aragão LEOC, Malhi Y, Barbier N, *et al.* 2008. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* **363**: 1779–85.
- Aragão LEOC, Malhi Y, Roman-Cuesta RM, *et al.* 2007. Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. *Geophys Res Lett* **34**.
- Araújo I, Marimon BS, Scalón MC, *et al.* 2021. Trees at the Amazonia-Cerrado transition are approaching high temperature thresholds. *Environ Res Lett* **16**: 034047.
- Arroyo-Rodríguez V, Melo FPL, Martínez-Ramos M, *et al.* 2015. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biol Rev* **92**: 326–40.
- Bagchi R, Swamy V, Latorre Farfan J, *et al.* 2018. Defaunation increases the spatial clustering of lowland Western Amazonian tree communities (G Durigan, Ed). *J Ecol* **106**: 1470–82.
- Balch JK, Nepstad DC, Curran LM, *et al.* 2011. Size, species, and fire behavior predict tree and liana mortality from experimental burns in the Brazilian Amazon. *For Ecol Manage* **261**: 68–77.
- Banks-Leite C, Pardini R, Tambosi LR, *et al.* 2014. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science* **345**: 1041–5.
- Barlow J, Lennox GD, Ferreira J, *et al.* 2016. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature* **535**: 144–7.
- Barlow J and Peres C a. 2008. Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. *Philos Trans R Soc London B* **363**: 1787–94.
- Barreto JR, Berenguer E, Ferreira J *et al.* 2021. Assessing invertebrate herbivory in human-modified tropical forest canopies. *Ecol. Evol.* **11**: 4012–4022. doi:10.1002/ece3.7295.
- Barros F de V., Bittencourt PRL, Brum M, *et al.* 2019. Hydraulic traits explain differential responses of Amazonian forests to the 2015 El Niño-induced drought. *New Phytol* **223**: 1253–66.
- Berenguer E, Ferreira J, Gardner TA, *et al.* 2014. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Glob. Chang. Biol.* **20**:3713–3726.
- Betts RA, Arnell NW, Boorman PM, *et al.* 2012. Climate change impacts and adaptation: an Earth System view. In: Cornell SE, Prentice IC, House JI, Downy CJ (Eds). *Understanding the Earth System*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Betts RA, Cox PM, Collins M, *et al.* 2004. The role of ecosystem-atmosphere interactions in simulated Amazonian precipitation decrease and forest dieback under global climate warming. *Theor Appl Climatol* **78**: 157–75.
- Brando PM, Balch JK, Nepstad DC, *et al.* 2014. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. *Proc Natl Acad Sci* **111**: 6347–52.
- Brando PM, Nepstad DC, Balch JK, *et al.* 2012. Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: the roles of bark traits, tree size, wood density and fire behavior. *Glob Chang Biol* **18**: 630–41.
- Brienen RJW, Phillips OL, Feldpausch TR, *et al.* 2015. Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature* **519**: 344–8.
- Brienen RJW, Caldwell L, Dukesne SV, *et al.* 2020. Forest carbon sink neutralized by pervasive growth-lifespan trade-offs. *Nature Communications* **11** (4241).
- Brum M, Vadeboncoeur MA, Ivanov V, *et al.* 2019. Hydrological niche segregation defines forest structure and drought tolerance strategies in a seasonal Amazon forest (D Barua,

- Ed). *J Ecol* **107**: 318–33.
- Builes-Jaramillo A and Poveda G. 2018. Conjoint Analysis of Surface and Atmospheric Water Balances in the Andes-Amazon System. *Water Resour Res* **54**: 3472–89.
- Burton C, Kelley DI, Jones CD, *et al.* South American fires and their impacts on ecosystems increase with continued emissions. *Submitt to Clim Resil Sustain*.
- Bush MB, Oliveira PE De, Colinvaux PA, *et al.* 2004. Amazonian paleoecological histories: one hill, three watersheds. *Palaeogeogr Palaeoclimatol Palaeoecol* **214**: 359–93.
- Chai Y, Martins G, Nobre C, *et al.* 2021. Constraining Amazonian land surface temperature sensitivity to precipitation and the probability of forest dieback. *npj Clim Atmos Sci* **4**: 6.
- Chazdon RL, Broadbent EN, Rozendaal DMA, *et al.* 2016. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Sci Adv* **2**: e1501639.
- Christoffersen BO, Gloor M, Fauset S, *et al.* 2016. Linking hydraulic traits to tropical forest function in a size-structured and trait-driven model (TFS v.1-Hydro). *Geosci Model Dev* **9**: 4227–55.
- Cierner C, Boers N, Hirota M, *et al.* 2019. Higher resilience to climatic disturbances in tropical vegetation exposed to more variable rainfall. *Nat Geosci* **12**: 174–9.
- Cochrane MA. 2003. Fire science for rainforests. *Nature* **421**: 913–9.
- Cochrane MA, Alencar A, Schulze MD, *et al.* 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science* **284**: 1832–5.
- Cochrane MA and Barber CP. 2009. Climate change, human land use and future fires in the Amazon. *Glob Chang Biol* **15**: 601–12.
- Cochrane MA and Schulze MD. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the Eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. : 2–16.
- Coelho de Souza F, Dexter KG, Phillips OL, *et al.* 2019. Evolutionary diversity is associated with wood productivity in Amazonian forests. *Nat Ecol Evol* **3**: 1754–61.
- Cole LES, Bhagwat SA, and Willis KJ. 2014. Recovery and resilience of tropical forests after disturbance. *Nat Commun* **5**: 1–7.
- Cosme LHM, Schiatti J, Costa FRC, and Oliveira RS. 2017. The importance of hydraulic architecture to the distribution patterns of trees in a central Amazonian forest. *New Phytol* **215**: 113–25.
- Cox PM, Betts R a., Collins M, *et al.* 2004. Amazonian forest dieback under climate-carbon cycle projections for the 21st century. *Theor Appl Climatol* **78**: 137–56.
- Cox PM, Betts RA, Jones CD, *et al.* 2000. Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature* **408**: 184–7.
- Cramer W, Bondeau A, Woodward FI, *et al.* 2001. Global response of terrestrial ecosystem structure and function to CO<sub>2</sub> and climate change: results from six dynamic global vegetation models. *Glob Chang Biol* **7**: 357–73.
- Cubiña A and Aide TM. 2001. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica* **33**: 260–7.
- D'Apolito C, Absy ML, and Latrubesse EM. 2013. The Hill of Six Lakes revisited: New data and re-evaluation of a key Pleistocene Amazon site. *Quat Sci Rev* **76**: 140–55.
- DaCosta ACL, Galbraith D, Almeida S, *et al.* 2010. Effect of 7 yr of experimental drought on vegetation dynamics and biomass storage of an eastern Amazonian rainforest. *New Phytol* **187**: 579–91.
- Davidson EA, Araújo AC de, Artaxo P, *et al.* 2012. The Amazon basin in transition. *Nature* **481**: 321–8.
- DeAngelis DM, Post WM, and Travis CC. 1986. Positive feedback in natural systems. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.
- Dexter KG, Pennington RT, Oliveira-Filho AT, *et al.* 2018. Inserting Tropical Dry Forests Into the Discussion on Biome Transitions in the Tropics. *Front Ecol Evol* **6**: 1–7.
- Eller CB, Rowland L, Mencuccini M, *et al.* 2020. Stomatal optimization based on xylem hydraulics (SOX) improves land surface model simulation of vegetation responses to climate. *New Phytol* **226**: 1622–37.
- Eller CB, Rowland L, Oliveira RS, *et al.* 2018. Modelling tropical forest responses to drought and El Niño with a stomatal optimization model based on xylem hydraulics. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **373**: 20170315.
- Elmqvist T, Folke C, Nyström M, *et al.* 2003. Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Front Ecol Environ* **1**: 488–94.
- Esquivel-Muelbert A, Baker TR, Dexter KG, *et al.* 2016. Seasonal drought limits tree species across the Neotropics. *Ecography (Cop)* **40**: 618–29.
- Esquivel-Muelbert A, Baker TR, Dexter KG, *et al.* 2019. Compositional response of Amazon forests to climate change. *Glob Chang Biol* **25**.
- Esquivel-Muelbert A, Galbraith D, Dexter KG, *et al.* 2017. Biogeographic distributions of neotropical trees reflect their directly measured drought tolerances. *Sci Rep* **7**: 8334.
- Esquivel-Muelbert A, Phillips OL, Brienen RJW, *et al.* 2020. Tree mode of death and mortality risk factors across Amazon forests. *Nat Commun* **11**.
- Esteban E JL, Castilho C V, Melgaço KL, and Costa FRC. 2021. The other side of droughts: wet extremes and topography as buffers of negative drought effects in an Amazonian forest. *New Phytol* **229**: 1995–2006.
- Fauset S, Johnson MO, Gloor M, *et al.* 2015. Hyperdominance in Amazonian forest carbon cycling. *Nat Commun* **6**: 6857.
- Feldpausch TR, Phillips OL, Brienen RJW, *et al.* 2016. Amazon forest response to repeated droughts. *Global Biogeochem Cycles* **30**: 964–82.
- Fernandes Neto JG, Costa FRC, Williamson GB, and Mesquita RCG. 2019. Alternative functional trajectories along succession after different land uses in central Amazonia. *J Appl Ecol* **56**: 2472–81.
- Fischer R, Bohn F, Dantas de Paula M, *et al.* 2016. Lessons learned from applying a forest gap model to understand ecosystem and carbon dynamics of complex tropical forests. *Ecol Modell* **326**: 124–33.
- Fisher RA and Koven CD. 2020. Perspectives on the Future of Land Surface Models and the Challenges of Representing Complex Terrestrial Systems. *J Adv Model Earth Syst* **12**.
- Fleischer K, Rammig A, Kauwe MG De, *et al.* 2019. Amazon forest

- response to CO<sub>2</sub> fertilization dependent on plant phosphorus acquisition. *Nat Geosci* **12**: 736–41.
- Flores BM. 2016. Resilience of Amazonian forests - the role of fire, flooding and climate.
- Flores BM, Fagoaga R, Nelson BW, and Holmgren M. 2016. Repeated fires trap Amazonian blackwater floodplains in an open vegetation state. *J Appl Ecol* **53**: 1597–603.
- Flores BM and Holmgren M. 2021. White-Sand Savannas Expand at the Core of the Amazon After Forest Wildfires. *Ecosystems*.
- Flores BM, Holmgren M, Xu C, *et al.* 2017. Floodplains as an Achilles' heel of Amazonian forest resilience. *Proc Natl Acad Sci* **114**: 4442–6.
- Flores BM, Staal A, Jakovac CC, *et al.* 2020. Soil erosion as a resilience drain in disturbed tropical forests. *Plant Soil* **450**: 11–25.
- Funk C, Peterson P, Landsfeld M, *et al.* 2015. The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. *Sci Data* **2**: 150066.
- Fyllas NM, Gloor E, Mercado LM, *et al.* 2014. Analysing Amazonian forest productivity using a new individual and trait-based model (TFS v.1). *Geosci Model Dev* **7**: 1251–69.
- Gimeno TE, Crous KY, Cooke J, *et al.* 2016. Conserved stomatal behaviour under elevated CO<sub>2</sub> and varying water availability in a mature woodland (D Whitehead, Ed). *Funct Ecol* **30**: 700–9.
- Gloor M, Brienen RJW, Galbraith D, *et al.* 2013. Intensification of the Amazon hydrological cycle over the last two decades. *Geophys Res Lett* **40**: 1729–33.
- Good P, Jones C, Lowe J, *et al.* 2013. Comparing tropical forest projections from two generations of hadley centre earth system models, HadGEM2-ES and HadCM3LC. *J Clim* **26**: 495–511.
- Good P, Lowe JA, Collins M, and Moufouma-Okia W. 2008. An objective tropical Atlantic sea surface temperature gradient index for studies of south Amazon dry-season climate variability and change. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **363**: 1761–6.
- Gordon C, Cooper C, Senior CA, *et al.* 2000. The simulation of SST, sea ice extents and ocean heat transports in a version of the Hadley Centre coupled model without flux adjustments. *Clim Dyn* **16**: 147–68.
- Hammen T van der and Absy ML. 1994. Amazonia during the last glacial. *Palaeogeogr Palaeoclimatol Palaeoecol* **109**: 247–61.
- Harris PP, Huntingford C, and Cox PM. 2008. Amazon Basin climate under global warming: The role of the sea surface temperature. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **363**: 1753–9.
- Harris I, Osborn TJ, Jones P, and Lister D. 2020. Version 4 of the CRU TS monthly high-resolution gridded multivariate climate dataset. *Sci Data* **7**.
- Heinrich VHA, Dalagnol R, Cassol HLG, *et al.* 2020. Large carbon sink potential of Amazonian Secondary Forests to mitigate climate change. *Nat Commun*.
- Hickler T, Smith B, Prentice IC, *et al.* 2008. CO<sub>2</sub> fertilization in temperate FACE experiments not representative of boreal and tropical forests. *Glob Chang Biol* **14**: 1531–42.
- Higgins SI and Scheiter S. 2012. Atmospheric CO<sub>2</sub> forces abrupt vegetation shifts locally, but not globally. *Nature* **488**: 209–12.
- Hirota M, Holmgren M, Nes EH Van, and Scheffer M. 2011. Global resilience of tropical forest and savanna to critical transitions. *Science* **334**: 232–5.
- Hoffmann WA, Lucatelli VMPC, Silva FJ, *et al.* 2004. Impact of the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. *Divers Distrib* **10**: 99–103.
- Hofhansl F, Andersen KM, Fleischer K, *et al.* 2016. Amazon forest ecosystem responses to elevated atmospheric CO<sub>2</sub> and alterations in nutrient availability: Filling the gaps with model-experiment integration. *Front Earth Sci* **4**: 1–9.
- Holling CS. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annu Rev Ecol Syst* **4**: 1–23.
- Hoorn C, Wesselingh FP, Steege H ter, *et al.* 2010. Amazonia Through Time: Andean Uplift, Climate Change, Landscape Evolution, and Biodiversity. *Science* **330**: 927–31.
- Hubau W, Lewis SL, Phillips OL, *et al.* 2020. Asynchronous carbon sink saturation in African and Amazonian tropical forests. *Nature* **579**: 80–7.
- Huntingford C, Zelazowski P, Galbraith D, *et al.* 2013. Simulated resilience of tropical rainforests to CO<sub>2</sub>-induced climate change. *Nat Geosci* **6**: 268–73.
- INPE & EMBRAPA. Avaliação da dinâmica do uso e cobertura da terra no período de 10 anos nas áreas desflorestadas da Amazônia legal Brasileira. Report TerraClass 2016
- Jakovac CC, Dutrieux LP, Siti L, *et al.* 2017. Spatial and temporal dynamics of shifting cultivation in the middle-Amazonas river: Expansion and intensification. *PLoS One* **12**: 1–15.
- Jakovac CC, Junqueira AB, Crouzeilles R, *et al.* 2021. The role of land-use history in driving successional pathways and its implications for the restoration of tropical forests. *Biol Rev*: brv.12694.
- Jakovac CC, Peña-Claros M, Kuyper TW, and Bongers F. 2015. Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. *J Ecol* **103**: 67–77.
- Janssen T, Fleischer K, Luyssaert S, *et al.* 2020a. Drought resistance increases from the individual to the ecosystem level in highly diverse Neotropical rainforest: A meta-analysis of leaf, tree and ecosystem responses to drought. *Biogeosciences* **17**: 2621–45.
- Janssen TAJ, Hölttä T, Fleischer K, *et al.* 2020b. Wood allocation trade-offs between fiber wall, fiber lumen, and axial parenchyma drive drought resistance in neotropical trees. *Plant Cell Environ* **43**: 965–80.
- Jiang M, Medlyn BE, Drake JE, *et al.* 2020. The fate of carbon in a mature forest under carbon dioxide enrichment. *Nature* **580**: 227–31.
- Jiménez-Muñoz JC, Mattar C, Barichivich J, *et al.* 2016. Record-breaking warming and extreme drought in the Amazon rainforest during the course of El Niño 2015–2016. *Sci Rep* **6**: 33130.
- Jiménez-Muñoz JC, Sobrino JA, Mattar C, and Malhi Y. 2013. Spatial and temporal patterns of the recent warming of the Amazon forest. *J Geophys Res Atmos*.
- Jones C, Lowe J, Liddicoat S, and Betts R. 2009. Committed terrestrial ecosystem changes due to climate change. *Nat Geosci* **2**: 484–7.

- Jupp TE, Cox PM, Rammig A, *et al.* 2010. Development of probability density functions for future South American rainfall. *New Phytol* **187**: 682–93.
- Kauwe MG, Medlyn BE, Zaehle S, *et al.* 2013. Forest water use and water use efficiency at elevated CO<sub>2</sub>: A model-data inter-comparison at two contrasting temperate forest FACE sites. *Glob Chang Biol* **19**: 1759–79.
- Kooperman GJ, Chen Y, Hoffman FM, *et al.* 2018. Forest response to rising CO<sub>2</sub> drives zonally asymmetric rainfall change over tropical land. *Nat Clim Chang* **8**: 434–40.
- Langan L, Higgins SI, and Scheiter S. 2017. Climate-biomes, pedo-biomes or pyro-biomes: which world view explains the tropical forest–savanna boundary in South America? *J Biogeogr* **44**: 2319–30.
- Lapola DM. 2018. Bytes and boots to understand the future of the Amazon forest. *New Phytol* **219**: 845–7.
- Lapola DM, Oyama MD, and Nobre CA. 2009. Exploring the range of climate biome projections for tropical South America: The role of CO<sub>2</sub> fertilization and seasonality. *Global Biogeochem Cycles* **23**: 1–16.
- Laurance SGW, Stouffer PC, and Laurance WF. 2004. Effects of road clearings on movement patterns of understory rainforest birds in central Amazonia. *Conserv Biol* **18**: 1099–109.
- Levine NM, Zhang K, Longo M, *et al.* 2016. Ecosystem heterogeneity determines the ecological resilience of the Amazon to climate change. *Proc Natl Acad Sci* **113**: 793–7.
- Levis C, Costa FRC, Bongers F, *et al.* 2017. Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. *Science* **355**: 925–31.
- Levis C, Flores BM, Mazzochini GG, *et al.* 2020. Help restore Brazil's governance of globally important ecosystem services. *Nat Ecol Evol* **4**: 172–3.
- Levis C, Flores BM, Moreira PA, *et al.* 2018. How People Domesticated Amazonian Forests. *Front Ecol Evol* **5**.
- Lombardo U, McMichael C, and Kazuo Tamanaha E. 2018. Mapping pre-Columbian land use in Amazonia. *Past Glob Chang Mag* **26**: 14–5.
- Longo M, Knox RG, Levine NM, *et al.* 2018. Ecosystem heterogeneity and diversity mitigate Amazon forest resilience to frequent extreme droughts. *New Phytol* **219**: 914–31.
- Longo M, Saatchi S, Keller M, *et al.* 2020. Impacts of Degradation on Water, Energy, and Carbon Cycling of the Amazon Tropical Forests. *J Geophys Res Biogeosciences* **125**.
- Loughlin NJD, Gosling WD, Mothes P, and Montoya E. 2018. Ecological consequences of post-Columbian indigenous depopulation in the Andean–Amazonian corridor. *Nat Ecol Evol* **2**: 1233–6.
- Lovejoy TE and Nobre C. 2019. Amazon tipping point: Last chance for action. *Sci Adv* **5**: eaba2949.
- Lundberg J and Moberg F. 2003. Mobile link organisms and ecosystem functioning: Implications for ecosystem resilience and management. *Ecosystems* **6**: 87–98.
- Magrin G, Marengo J, Boulanger J-P, *et al.* 2014. Central and South America. In: Barros V, Field C, Dokken D, *et al.* (Eds). Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, NY, USA: Cambridge University Press.
- Maia V, Santos A, Aguiar-Campos N de, *et al.* 2021. Climate and soil mediate the effects of liana density on forest dynamics. *Biotropica* **53**: 509–519.
- Malhi Y, Aragão LEOC, Galbraith D, *et al.* 2009. Exploring the likelihood and mechanism of a climate-change-induced die-back of the Amazon rainforest. *Proc Natl Acad Sci USA* **106**: 20610–5.
- MAPBIOMAS. 2020. Mapbiomas Amazonia. <https://amazonia.mapbiomas.org/en>. Viewed 28 Apr 2021.
- Marengo JA, Tomasella J, Soares WR, *et al.* 2011. Extreme climatic events in the Amazon basin. *Theor Appl Climatol* **107**: 73–85.
- Mayle FE and Beerling DJ. 2004. Late Quaternary changes in Amazonian ecosystems and their implications for global carbon cycling. *Palaeogeogr Palaeoclimatol Palaeoecol* **214**: 11–25.
- Mayle FE, Burbridge R, and Killeen TJ. 2000. Millennial-scale dynamics of southern Amazonian rain forests. *Science* **290**: 2291–4.
- Mayle FE and Power MJ. 2008. Impact of a drier Early-Mid-Holocene climate upon Amazonian forests. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **363**: 1829–38.
- Medina-Vega JA, Bongers F, Poorter L, *et al.* 2021. Lianas have more acquisitive traits than trees in a dry but not in a wet forest. *J Ecol*: 1–18.
- Mesquita RDCG, Massoca PEDS, Jakovac CC, *et al.* 2015. Amazon Rain Forest Succession: Stochasticity or Land-Use Legacy? *Bioscience* **65**: 849–61.
- Montoya E, Keen HF, Luzuriaga CX, and Gosling WD. 2018. Long-term vegetation dynamics in a megadiverse hotspot: The ice-age record of a pre-montane forest of central Ecuador. *Front Plant Sci* **9**: 1–14.
- Montoya E, Pedra-Méndez J, García-Falcó E, *et al.* 2019. Long-term vegetation dynamics of a tropical megadelta: Mid-Holocene palaeoecology of the Orinoco Delta (NE Venezuela). *Quat Sci Rev* **221**.
- Montoya E, Rull V, and Nogué S. 2011. Early human occupation and land use changes near the boundary of the Orinoco and the Amazon basins (SE Venezuela): Palynological evidence from El Paují record. *Palaeogeogr Palaeoclimatol Palaeoecol* **310**: 413–26.
- Nanni AS, Sloan S, Aide TM, *et al.* 2019. The neotropical reforestation hotspots: A biophysical and socioeconomic typology of contemporary forest expansion. *Glob Environ Chang* **54**: 148–59.
- Nepstad DC, Carvalho CR de, Davidson EA, *et al.* 1994. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature* **372**: 666–9.
- Nepstad DC, Tohver IM, Ray D, *et al.* 2007. Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an Amazon forest. *Ecology* **88**: 2259–69.
- Nobre CA, Sampaio G, Borma LS, *et al.* 2016. Land-use and climate change risks in the amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. *Proc Natl Acad Sci USA* **113**.

- Nobre CA, Sellers PJ, and Shukla J. 1991. Amazonian Deforestation and Regional Climate Change. *J Clim* **4**: 957–88.
- Norby RJ, Kauwe MG De, Domingues TF, *et al.* 2016. Model – data synthesis for the next generation of forest free-air CO<sub>2</sub> enrichment (FACE) experiments. *New Phytol* **209**: 17–28.
- Norby RJ, Warren JM, Iversen CM, *et al.* 2010. CO<sub>2</sub> enhancement of forest productivity constrained by limited nitrogen availability. *Proc Natl Acad Sci U S A* **107**: 19368–73.
- Oliveira RS, Costa FRC, Baalen E van, *et al.* 2019. Embolism resistance drives the distribution of Amazonian rainforest tree species along hydro-topographic gradients. *New Phytol* **221**: 1457–65.
- Oliveira RS, Dawson TE, Burgess SSO, and Nepstad DC. 2005. Hydraulic redistribution in three Amazonian trees. *Oecologia* **145**: 354–63.
- Oliveira RS, Eller CB, Barros F de V., *et al.* 2021. Linking plant hydraulics and the fast-slow continuum to understand resilience to drought in tropical ecosystems. *New Phytol*.
- Oyama MD and Nobre CA. 2003. A new climate-vegetation equilibrium state for tropical South America. *Geophys Res Lett* **30**.
- Parrotta JA, Wildburger C and Mansourian S. 2012. Understanding Relationships between Biodiversity, Carbon, Forests and People: The Key to Achieving REDD + Objectives. A Global Assessment Report. Vienna, Austria: International Union of Forest Research Organizations (IUFRO) doi:1016-3263.
- Perz SG and Skole DL. 2003. Secondary forest expansion in the Brazilian amazon and the refinement of forest transition theory. *Soc Nat Resour* **16**: 277–94.
- Phillips OL, Aragão LEOCOC, Lewis SL, *et al.* 2009. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. *Science* **323**: 1344–7.
- Phillips OL, Heijden G Van der, Lewis SL, *et al.* 2010. Drought-mortality relationships for tropical forests. *New Phytol* **187**: 631–46.
- Poorter L, Bongers F, Aide TM, *et al.* 2016. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature* **530**: 211–4.
- Poorter L, McDonald I, Alarcón A, *et al.* 2010. The importance of wood traits and hydraulic conductance for the performance and life history strategies of 42 rainforest tree species. *New Phytol* **185**: 481–92.
- Poorter L, Sande MT van der, Thompson J, *et al.* 2015. Diversity enhances carbon storage in tropical forests. *Glob Ecol Biogeogr* **24**: 1314–28.
- Posth, C. *et al.* Reconstructing the Deep Population History of Central and South America. *Cell* **175**, 1185–1197.e22 (2018).
- Prance GT. 1996. The islands in Amazonia. *Philos Trans R Soc London B* **351**: 823–33.
- Putz FE and Redfor KH. 2010. The Importance of Defining ‘Forest’: Tropical Forest Degradation, Deforestation, Long-term Phase Shifts, and Further Transitions. *Biotropica* **42**(13): 10–20. doi:10.1111/j.1744-7429.2009.00567.x.
- Quesada CA, Phillips OL, Schwarz M, *et al.* 2012. Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate. *Biogeosciences* **9**: 2203–46.
- RAISG. 2020. Amazonian Network of Georeferenced Socio-Environmental Information <https://www.amazoniasocioambiental.org/en/>. Viewed
- Rajão R, Soares-Filho B, Nunes F, *et al.* 2020. The rotten apples of Brazil’s agribusiness. *Science* **369**: 246–8.
- Rammig A, Jupp T, Thonicke K, *et al.* 2010. Estimating the risk of Amazonian forest dieback. *New Phytol* **187**: 694–706.
- Roeder M, Hölscher D, and Ferraz IDK. 2010. Liana regeneration in secondary and primary forests of central Amazonia. *Plant Ecol Divers* **3**: 165–74.
- Rowland L, Costa ACL da, Galbraith DR, *et al.* 2015. Death from drought in tropical forests is triggered by hydraulics not carbon starvation. *Nature* **528**: 119–22.
- Rozendaal DMA, Bongers F, Aide TM, *et al.* 2019. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. *Sci Adv* **5**: eaau3114.
- Rull V, Montoya E, Vegas-Vilarrúbia T, and Ballesteros T. 2015. New insights on palaeofires and savannisation in northern South America. *Quat Sci Rev* **122**: 158–65.
- Sakschewski B, Bloh W Von, Boit A, *et al.* 2016. Resilience of Amazon forests emerges from plant trait diversity. *Nat Clim Chang* **6**: 1032–6.
- Sakschewski B, Bloh W von, Drüke M, *et al.* 2020. Variable tree rooting strategies improve tropical productivity and evapotranspiration in a dynamic global vegetation model. *Biogeosciences*.
- Sampaio G, Nobre C, Costa MH, *et al.* 2007. Regional climate change over eastern Amazonia caused by pasture and soybean cropland expansion. *Geophys Res Lett* **34**: 1–7.
- Sampaio G, Shimizu M, Guimarães-Júnior C, *et al.* 2020. CO<sub>2</sub> fertilization effect can cause rainfall decrease as strong as large-scale deforestation in the Amazon. *Biogeosciences Discuss*: 1–21.
- Sande MT van der, Gosling W, Correa-Metrio A, *et al.* 2019. A 7000-year history of changing plant trait composition in an Amazonian landscape; the role of humans and climate. *Ecol Lett* **22**: 925–35.
- Sato H, Ito A, Ito A, *et al.* 2015. Current status and future of land surface models. *Soil Sci Plant Nutr* **61**: 34–47.
- Schaphoff S, Lucht W, Gerten D, *et al.* 2006. Terrestrial biosphere carbon storage under alternative climate projections. *Clim Change* **74**: 97–122.
- Scheffer M, Carpenter S, Foley JA, *et al.* 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* **413**: 591–6.
- Scheffer M, Carpenter SR, Lenton TM, *et al.* 2012. Anticipating critical transitions. *Science* **338**: 344–8.
- Scheiter S, Langan L, and Higgins SI. 2013. Next-generation dynamic global vegetation models: Learning from community ecology. *New Phytol* **198**: 957–69.
- Schnitzer SA and Bongers F. 2002. The ecology of lianas and their role in forests. *Trends Ecol Evol* **17**: 223–30.
- Schwartz NB, Aide TM, Graesser J, *et al.* 2020. Reversals of Reforestation Across Latin America Limit Climate Mitigation Potential of Tropical Forests. *Front For Glob Chang* **3**: 1–10.
- Sellar AA, Jones CG, Mulcahy JP, *et al.* 2019. UKESM1: Description and Evaluation of the U.K. Earth System Model. *J Adv Model Earth Syst* **11**.
- Silva CVJ, Aragão LEOC, Barlow J, *et al.* 2018. Drought-induced Amazonian wildfires instigate a decadal-scale disruption

- of forest carbon dynamics. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **373**: 20180043.
- Silva de Miranda PL, Oliveira-Filho AT, Pennington RT, *et al.* 2018. Using tree species inventories to map biomes and assess their climatic overlaps in lowland tropical South America. *Glob Ecol Biogeogr* **27**: 899–912.
- Silvério D V, Brando PM, Balch JK, *et al.* 2013. Testing the Amazon savannization hypothesis: fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **368**: 20120427.
- Sitch S, Huntingford C, Gedney N, *et al.* 2008. Evaluation of the terrestrial carbon cycle, future plant geography and climate-carbon cycle feedbacks using five Dynamic Global Vegetation Models (DGVMs). *Glob Chang Biol* **14**: 2015–39.
- Smith R and Mayle FE. 2018. Impact of mid- to late Holocene precipitation changes on vegetation across lowland tropical South America: A paleo-data synthesis. *Quaternary Res* **89**: 1–22.
- Smith MN, Taylor TC, Haren J van, *et al.* 2020. Empirical evidence for resilience of tropical forest photosynthesis in a warmer world. *Nat Plants* **6**: 1225–30.
- Spracklen D V., Arnold SR, and Taylor CM. 2012. Observations of increased tropical rainfall preceded by air passage over forests. *Nature* **489**: 282–5.
- Staal A, Flores BM, Aguiar APD, *et al.* 2020. Feedback between drought and deforestation in the Amazon. *Environ Res Lett* **15**: 44024.
- Staal A, Tuinenburg OA, Bosmans JHC, *et al.* 2018. Forest-rainfall cascades buffer against drought across the Amazon. *Nat Clim Chang* **8**: 539–43.
- Staver AC, Archibald S, and Levin SA. 2011. The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. *Science* **334**: 230–2.
- Staver AC, Brando PM, Barlow J, *et al.* 2020. Thinner bark increases sensitivity of wetter Amazonian tropical forests to fire. *Ecol Lett* **23**: 99–106.
- Steege H Ter, Pitman NCA, Killeen TJ, *et al.* 2015. Estimating the global conservation status of more than 15,000 Amazonian tree species. *Sci Adv* **1**: 9–11.
- Steege H ter, Pitman NCA, Sabatier D, *et al.* 2013. Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. *Science* **342**: 1243092–1243092.
- Strogatz SH. 2015. Nonlinear dynamics and chaos with applications to physics, biology, chemistry and engineering. Boulder: Westview Press.
- Sullivan MJP, Lewis SL, Affum-Baffoe K, *et al.* 2020. Long-term thermal sensitivity of earth's tropical forests. *Science* **368**: 869–74.
- Ter-Steege H, Prado PI, Lima RAF de, *et al.* 2020. Biased-corrected richness estimates for the Amazonian tree flora. *Sci Rep* **10**: 10130.
- Turner MG, Baker WL, Peterson CJ, and Peet RK. 1998. Factors influencing succession: Lessons from large, infrequent natural disturbances. *Ecosystems* **1**: 511–23.
- Turner BL, Brenes-Arguedas T, and Condit R. 2018. Pervasive phosphorus limitation of tree species but not communities in tropical forests. *Nature* **555**: 367–70.
- Tymen B, Réjou-Méchain M, Dalling JW, *et al.* 2016. Evidence for arrested succession in a liana-infested Amazonian forest. *J Ecol* **104**: 149–59.
- Urrego DH, Bush MB, and Silman MR. 2010. A long history of cloud and forest migration from Lake Consuelo, Peru. *Quat Res* **73**: 364–73.
- Van-Nes EH, Arani BMS, Staal A, *et al.* 2016. What do you mean, tipping point? *Trends Ecol Evol* **31**: 902–4.
- Van-Nes EH, Staal A, Hantson S, *et al.* 2018. Fire forbids fifty-fifty forest. *PLoS One* **13**: 12–7.
- Veldman JW. 2016. Clarifying the confusion: old-growth savannahs and tropical ecosystem degradation. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* **371**: 20150306.
- Veldman JW and Putz FE. 2011. Grass-dominated vegetation, not species-diverse natural savanna, replaces degraded tropical forests on the southern edge of the Amazon Basin. *Biol Conserv* **144**: 1419–29.
- Venticinque E, Forsberg B, Barthem R, *et al.* 2016. An explicit GIS-based river basin framework for aquatic ecosystem conservation in the Amazon [https://knbn.ecoinformatics.org/view/doi%3A10.5063%2F1BG2KX8#snapp\\_computing.6.1](https://knbn.ecoinformatics.org/view/doi%3A10.5063%2F1BG2KX8#snapp_computing.6.1). Viewed
- Vieira ICG, Gardner T, Ferreira J, *et al.* 2014. Challenges of governing second-growth forests: A case study from the Brazilian Amazonian state of Pará. *Forests* **5**: 1737–52.
- Walker B, Kinzig A, and Langridge J. 1999. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: The nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems* **2**: 95–113.
- Wang X, Edwards RL, Auler AS, *et al.* 2017. Hydroclimate changes across the Amazon lowlands over the past 45,000 years. *Nature* **541**: 204–7.
- Wang Y, Ziv G, Adami M, *et al.* 2020. Upturn in secondary forest clearing buffers primary forest loss in the Brazilian Amazon. *Nat Sustain* **3**: 290–5.
- White A, Cannell MGR, and Friend AD. 1999. Climate change impacts on ecosystems and the terrestrial carbon sink: A new assessment. *Glob Environ Chang* **9**.
- Wieland LM, Mesquita RCG, Bobrowiec PED, *et al.* 2011. Seed rain and advance regeneration in secondary succession in the Brazilian Amazon. *Trop Conserv Sci* **4**: 300–16.
- Wolfe BT, Sperry JS, and Kursar TA. 2016. Does leaf shedding protect stems from cavitation during seasonal droughts? A test of the hydraulic fuse hypothesis. *New Phytol* **212**: 1007–18.
- Xu X, Jia G, Zhang X, *et al.* 2020. Climate regime shift and forest loss amplify fire in Amazonian forests. *Glob Chang Biol* **26**: 5874–85.
- Xu X, Medvigy D, Powers JS, *et al.* 2016. Diversity in plant hydraulic traits explains seasonal and inter-annual variations of vegetation dynamics in seasonally dry tropical forests. *New Phytol* **212**.
- Zarin DJ, Davidson EA, Brondizio E, *et al.* 2005. Legacy of fire slows carbon accumulation in Amazonian forest regrowth. *Front Ecol Environ* **3**: 365–9.
- Zelazowski P, Malhi Y, Huntingford C, *et al.* 2011. Changes in the potential distribution of humid tropical forests on a warmer planet. In: *Philosophical Transactions of the Royal*



Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences.

- Zemp DC, Schleussner C-F, Barbosa HMJ, et al. 2014. On the importance of cascading moisture recycling in South America. *Atmos Chem Phys* 14: 13337–59.
- Zemp DC, Schleussner C-F, Barbosa HMJ, et al. 2017. Self-amplified Amazon forest loss due to vegetation-atmosphere feedbacks. *Nat Commun* 8: 1–10.
- Zeppetello LRV, Luke's LA, Spector JT, et al. 2020. Large scale tropical deforestation drives extreme warming. *Environ Res Lett* 15.
- Zuleta D, Duque A, Cardenas D, et al. 2017. Drought-induced mortality patterns and rapid biomass recovery in a terra firme forest in the Colombian Amazon. *Ecology*.

CONTACT INFORMATION

**SPA Technical-Scientific Secretariat New York**

**475 Riverside Drive, Suite 530**

**New York NY 10115**

**USA**

**+1 (212) 870-3920**

**spa@unsdsn.org**

**SPA Technical-Scientific Secretariat South America**

**Av. Ironman Victor Garrido, 623**

**São José dos Campos – São Paulo**

**Brazil**

**spasouthamerica@unsdsn.org**

WEBSITE [theamazonwewant.org](http://theamazonwewant.org)

INSTAGRAM [@theamazonwewant](https://www.instagram.com/theamazonwewant)

TWITTER [@theamazonwewant](https://twitter.com/theamazonwewant)