

Capítulo 29

Prioridades y beneficios de la restauración dentro de los paisajes y cuencas y en toda la Cuenca Amazónica



Rio Parima na Terra Indígena Yanomami (Foto: Bruno Kelly/Amazônia Real)



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

Cita sugerida

Barlow J, Sist P, Almeida R, Arantes C, Berenguer E, Caron P, Cuesta F, Doria C, Ferreira J, Flecker A, Heilpern S, Kalamandeen M, Lees AL, Nascimento N, Peña-Claros M, Pioniot C, Pompeu PS, Souza C, Valentin JF. 2021. Capítulo 29: Prioridades y beneficios de la restauración dentro de los paisajes y cuencas y en toda la Cuenca Amazónica. 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, Frieler 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/LFYV5052

MENSAJES CLAVE	3
29.1. INTRODUCCIÓN	4
29.2. PRIORIZAR LAS ACCIONES DE RESTAURACIÓN EN TODA LA CUENCA AMAZÓNICA	4
29.2.1. CONSERVACIÓN DE LAS ESPECIES AMENAZADAS Y LOS ECOSISTEMAS ÚNICOS DE LA AMAZONÍA	4
29.2.2. MEJORA DE LA CONECTIVIDAD FUNCIONAL DE LOS SISTEMAS FLUVIALES.....	6
29.2.3 BENEFICIOS CLIMÁTICOS GLOBALES Y DE TODO EL BIOMA	6
29.2.4. BENEFICIOS SOCIALES.....	9
29.3. ENFOQUES DE PAISAJES Y CUENCAS PARA LA RESTAURACIÓN Y CONSERVACIÓN	10
29.3.1. INTEGRACIÓN DE SISTEMAS ACUÁTICOS Y TERRESTRES.....	11
29.3.2. MEJORAR EL PAISAJE Y LA CONECTIVIDAD DE LAS CUENCAS PARA LA BIODIVERSIDAD.....	12
29.3.3. BENEFICIOS CLIMÁTICOS LOCALES.....	13
29.3.4. REDUCCIÓN DEL RIESGO DE DESASTRES SOCIOAMBIENTALES	14
28.3.5. CUMPLIR MÚLTIPLES OBJETIVOS Y OPTIMIZAR BENEFICIOS	14
29.4. FOMENTAR UNA TRANSICIÓN FORESTAL MÁS AMPLIA	15
29.5. ASEGURAR BENEFICIOS SOCIALES MÁS AMPLIOS DE LA RESTAURACIÓN	17
29.6. LA RESILIENCIA CLIMÁTICA DE LAS OPCIONES DE RESTAURACIÓN	19
29.6.1. RESILIENCIA CLIMÁTICA DE LA RESTAURACIÓN TERRESTRE	19
29.6.2. RESILIENCIA CLIMÁTICA DE LA RESTAURACIÓN ACUÁTICA	20
29.7. LOGRAR UNA RESTAURACIÓN SIGNIFICATIVA A ESCALA	21
29.7.1. CUMPLIMIENTO Y MONITOREO	21
29.7.2. MEDIDAS BASADAS EN INCENTIVOS	22
29.7.3. RESTAURACIÓN DIRIGIDA POR LA COMUNIDAD.....	22
29.8. CONCLUSIONES	23
29.9. REFERENCIAS	23

Resumen Gráfico



Figure 29.A Resumen gráfico

Prioridades y beneficios de la restauración dentro de los paisajes y las cuencas de captación y en toda la cuenca Amazónica

Jos Barlow^{a}, Plinio Sist^{bc*}, Rafael Almeida^d, Caroline C. Arantes^e, Erika Berenguer^{l,f}, Patrick Caron^e, Francisco Cuesta^g, Carolina R. C. Doria^h, Joice Ferreiraⁱ, Alexander Flecker^j, Sebastian Heilpern^j, Michelle Kalamandeen^k, Alexander C. Lees^l, Nathália Nascimento^m, Camille Piponiotⁿ, Paulo Santos Pompeu^o, Carlos Souza^p, Judson F. Valentim^q*

Mensajes clave

- La identificación de ubicaciones prioritarias para la restauración en la cuenca Amazónica depende en gran medida de los objetivos (p. ej., aumentar las reservas de carbono o conservar las especies amenazadas). Estas regiones prioritarias deben identificarse a través de enfoques participativos que involucren a los pueblos y gobiernos locales, respaldados por evidencia científica actualizada.
- Considerar dónde y cómo restaurar a escala de cuenca o paisaje puede ayudar a generar beneficios sociales y ecológicos mucho mayores que los enfoques simples basados en el sitio.
- La implementación de la restauración a escala de paisaje y cuenca debe considerar una amplia gama de opciones de restauración, desde fomentar la regeneración natural de bosques secundarios hasta restaurar actividades económicas en tierras degradadas. Esto ayudará a garantizar que la restauración brinde los mayores beneficios a la gama más amplia de partes interesadas.
- Restaurar ecosistemas en el contexto del cambio climático requiere reconstruir ecosistemas que sean resistentes a temperaturas más altas, sequías y climas extremos.
- Las estrategias de restauración serán más efectivas si involucran medidas de conservación complementarias, como la protección de los bosques naturales remanentes y los ríos de flujo libre (ver el Capítulo 27).
- Para el éxito a largo plazo, las políticas y los programas de restauración deben generar beneficios socioeconómicos para las poblaciones locales (p. ej., seguridad alimentaria, empleo y oportunidades de ingresos) y crear conciencia sobre los beneficios que brindan los bosques y otros sistemas naturales.

Resumen

La restauración se puede aplicar en muchos contextos amazónicos diferentes, pero será más eficaz para aprovechar los beneficios ambientales y sociales cuando se priorice en toda la cuenca Amazónica y dentro

^a Lancaster Environment Centre, Lancaster University, Lancaster, UK, jos.barlow@lancaster.ac.uk

^b Agricultural Research Centre for International Development – France. CIRAD, sist@cirad.fr

^c University of Montpellier, Cirad, Umr ART-DEV, Montpellier 34398, France.

^d Department of Ecology and Evolutionary Biology, Cornell University, USA.

^e Division of Forestry and Natural Resources, 325G Percival Hall, 1145 Evansdale Drive, West Virginia University, Morgantown, WV 26506.

^f Environmental Change Institute, University of Oxford, Oxford, UK.

^g Grupo de Investigación en Biodiversidad, Medio Ambiente y Salud - BIOMAS - Universidad de Las Américas (UDLA), Quito, Ecuador

^h Laboratório de Ictiologia e Pesca, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Rondônia (UNIR), Porto Velho, Brazil

ⁱ Embrapa Amazonia Oriental, Trav. Eneas Pinheiro, Belém, Brazil.

^j Department of Natural Resources, Cornell University, 226 Mann Drive, Ithaca NY 14853, USA

^k School of Geography, University of Leeds, Leeds, UK.

^l Department of Natural Sciences, Manchester Metropolitan University, UK

^m Universidade Federal do Espírito Santo - UFES, Instituto de Estudos Climáticos, Vitória, Espírito Santo, Brazil.

ⁿ Smithsonian Conservation Biology Institute & Smithsonian Tropical Research Institute

^o Departamento de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Naturais, Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, Brazil.

^p Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (IMAZON), Trav. Dom Romualdo de Seixas 1698, Edifício Zion Business 11th Floor, Bairro Umarizal, Belém PA 66055-200, Brazil

^q Agroforestry Research Center of Acre, Embrapa Acre, Rodovia BR-364, Km 14 (Rio Branco/Porto Velho), Rio Branco AC 69900-970, Brazil

de los paisajes y cuencas. Aquí describimos las consideraciones que son más relevantes para planificar y escalar la restauración.

Palabras clave: Planeación de la conservación, priorización, sucesión

29.1. Introducción

Cuando la restauración se ha identificado como una acción importante para lograr un objetivo en particular (por ejemplo, el Capítulo 28), el primer nivel de priorización implica identificar qué áreas restaurar. En todos los ecosistemas, la planificación sistemática de la conservación tiene como objetivo respaldar la toma de decisiones con respecto a la asignación de recursos (Margules y Pressey 2000). Estos enfoques se han utilizado ampliamente para ayudar a identificar áreas prioritarias para la conservación o restauración en todo el mundo (p. ej., Strassburg *et al.* 2020) y dentro de las cuencas (por ejemplo, Beechie *et al.* 2008; McIntosh *et al.* 2017). En este capítulo vamos más allá de las opciones de restauración específicas descritas en el Capítulo 28 para examinar los beneficios de planificar la conservación en toda la cuenca, en las cuencas y en los paisajes. Luego, describimos cómo se puede utilizar la restauración para fomentar una transición favorable de la cubierta forestal en la Amazonía, antes de delinear algunos de los beneficios sociales cruciales. Finalmente, exploramos la resiliencia de la restauración al cambio climático y examinamos medidas que podrían ayudar a fomentar la restauración a gran escala en toda la Amazonía.

29.2. Priorizar las acciones de restauración en toda la cuenca Amazónica

A pesar de un número creciente de ejercicios de priorización a nivel global y de ecosistema (Crouzeilles *et al.* 2020; Strassburg *et al.* 2020), existen muy pocos análisis formales que prioricen las acciones de restauración en la cuenca Amazónica o que identifiquen escenarios óptimos para lograr múltiples objetivos. Aquí describimos algunos de los principales beneficios ecológicos y sociales que podrían obtenerse de un programa de restauración a gran escala en toda la cuenca.

29.2.1. Conservación de las especies amenazadas y los ecosistemas únicos de la Amazonía

La pérdida de hábitat es la principal causa de pérdida de biodiversidad a nivel mundial y no sorprende que las aves dependientes de los bosques más amenazadas en la Amazonía tengan distribuciones que coinciden con las regiones más deforestadas y degradadas como las laderas andinas y el “Arco de la Deforestación” (Bird *et al.* 2010). En estas regiones, la restauración podría desempeñar un papel clave en el apoyo a la conservación de especies dependientes de los bosques (Figura 29.1), incluyendo el recientemente redescubierto Pavón de Belem *Crax [fasciolata] pinima* (Alteff *et al.* 2019), el Trompetista de Alas Negras *Psophia obscura* y el capuchino *Kaapori Cebus kaapori*, que solo se describió en 1992. Todas estas especies están En Peligro Crítico según la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Sin embargo, la prioridad en estas regiones es evitar una mayor deforestación y degradación protegiendo los bosques existentes de la tala y los incendios forestales (Capítulo 27; Silva Junior *et al.* 2020). Esto debe ir acompañado de medidas que reduzcan la presión de la caza, abordando la caza comercial y el comercio ilegal, brindando medios de vida alternativos a las comunidades que dependen de la carne de animales silvestres, cambiando las actitudes culturales, fomentando la gestión comunitaria con beneficios locales, como el ecoturismo (Bragagnolo *et al.* 2019) o incluso incentivando prácticas de caza alternativas como el uso de perros que tienen menos probabilidades de afectar a las especies arbóreas más raras (Constantino 2019).

Si bien las especies amazónicas en peligro crítico y/o de distribución restringida son una prioridad de conservación urgente, algunas especies de interés para la conservación ampliamente distribuidas también podrían ser apoyadas por la restauración a gran escala. Estos incluyen vertebrados grandes



Figura 29.1 Seis de los vertebrados de la Lista Roja de la Amazonía. Las especies En Peligro Crítico (1) Pavón de Belem *Crax [fasciolata] pinima*, (2) el Trompetista de alas negras *Psophia [viridis] obscura*, (3) y Kaapori Capuchino *Cebus kaapori*, el Vulnerable (4) Pecarí de labios blancos *Tayassu pecari* y el Cercano Amenazado (5) el Águila Arpia *Harpia harpyja* y (6) el Jaguar *Panthera onca*. Créditos fotográficos: 1. Surama Pereira, 2. Pablo Cerqueira, 3. Pablo Cerqueira, 4. André Ravetta, 5. Sidnei Dantas, 6. Fernanda Santos

y carismáticos como el águila arpía casi amenazada *Harpia harpyja* y el jaguar *Panthera onca* y el pecarí de labios blancos vulnerable *Tayassu pecari* (BirdLife International 2021, Lista roja de aves de la UICN, Lista roja de la UICN 2020). Si bien estas especies también requieren intervenciones alternativas en toda la cuenca para reducir la persecución y la presión de la caza (Capítulo 27), sus poblaciones también se benefician de las acciones de restauración que ayudan a reconectar los bosques restantes y las áreas de hábitat importantes, como los bosques inundados. Las acciones que permitan que los bosques degradados se recuperen también serán clave, ya que mejorarán los recursos clave, como los árboles frutales que son vitales para una gran variedad de especies, como el pecarí de labios blancos, o una base de presa viable para los depredadores principales, como el águila arpía y el Jaguar.

Las acciones de restauración basadas en especies en la Amazonía también deben considerar los diferentes tipos de hábitat dentro del bioma. Algunos

de estos tienen biota distinta, más notablemente los bosques de arena blanca (Guilherme *et al.* 2018), los bosques dominados por bambú del suroeste de la Amazonía (Kratler 1997), los bosques de várzea e igapó (Haugaasen y Peres 2007) y los enclaves de la sabana (De Carvalho y Mustin 2017) (ver la Figura 29.2). Estos ecosistemas son diversos y únicos por derecho propio y pueden tener altos niveles de endemismo. Algunos de estos ecosistemas incluso están produciendo nuevos descubrimientos de especies; el arrendajo de Campina (*Cyanocorax hafferi*), casi amenazado, fue descubierto recién en 2002 y es endémico de los enclaves de Campina en y alrededor del interfluvio Madeira-Purus. Es bien sabido que la forestación de hábitats abiertos, incluyendo la expansión de la palma aceitera en las sabanas, puede tener consecuencias negativas para la biodiversidad (Fernandes *et al.* 2016) y es vital que los esfuerzos de conservación y restauración protejan la integridad de las sabanas amazónicas y otros tipos de hábitats únicos (Lees *et al.* 2014).

29.2.2. Mejora de la conectividad funcional de los sistemas fluviales

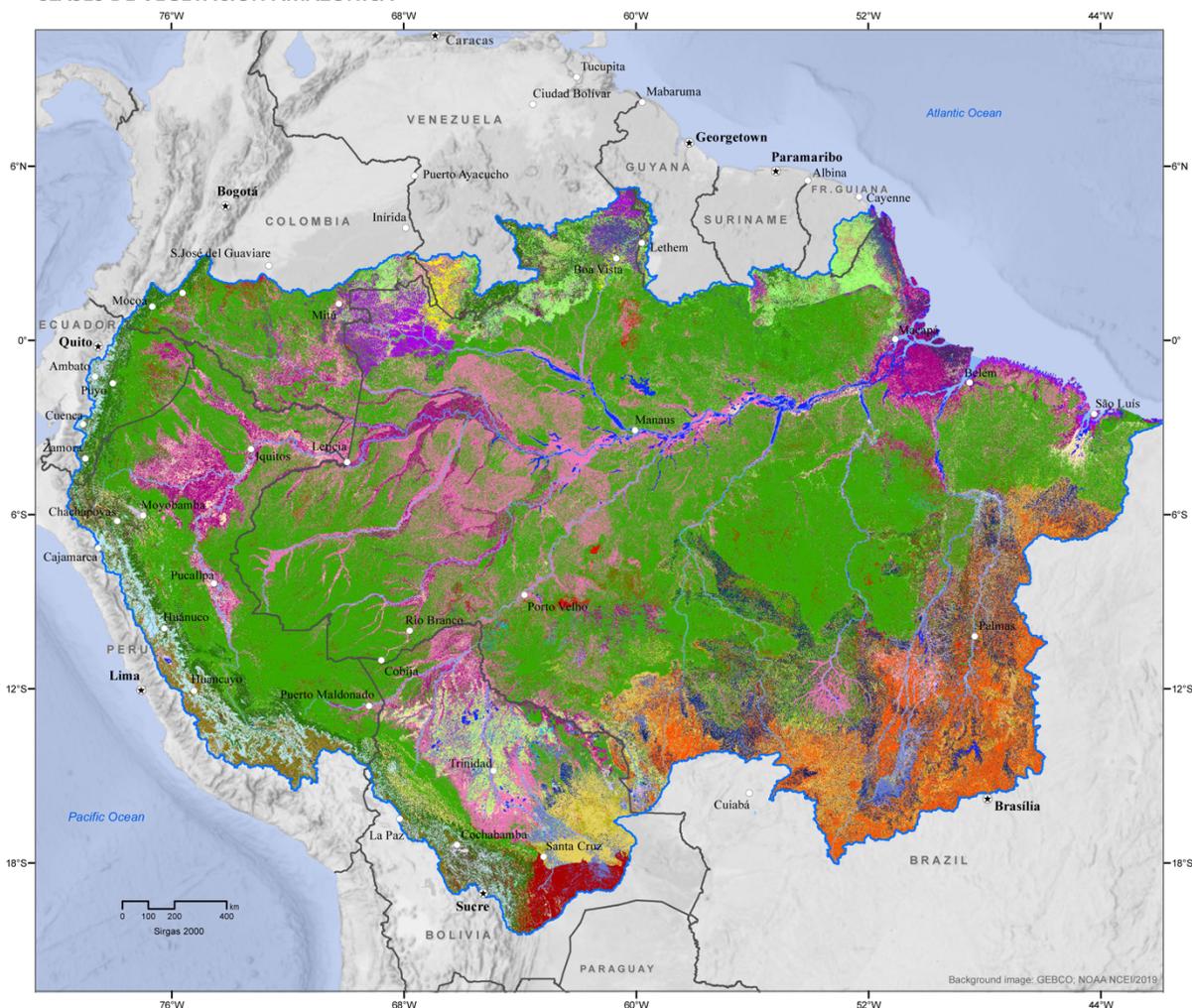
Una ventaja vital de un enfoque de toda la cuenca es que la integridad de los sistemas fluviales se basa en un alto grado de conectividad espacial que opera en múltiples dimensiones; es decir, longitudinalmente (aguas arriba-aguas abajo), lateralmente (cauces de ríos-zonas ribereñas-llanuras de inundación) y verticalmente (superficial-subsuperficial-aguas subterráneas) (Ward, 1989; Castello y Macedo, 2016). Además, los flujos estacionales e interanuales representan una cuarta dimensión temporal de la conectividad. El concepto de continuo del río (Vannote *et al.* 1980) y el concepto de pulso de inundación (Junk *et al.* 1989), dos paradigmas fundamentales que describen la estructura y la función de los ríos y las llanuras aluviales, se basan en la importancia de la conectividad longitudinal y lateral como características organizadoras centrales de los flujos de energía, la estructura de la red alimentaria y la dinámica de nutrientes de los sistemas de agua corriente. Los ecosistemas de agua dulce muestran una dependencia aguda de los subsidios de materiales, nutrientes y organismos que se originan en otras partes del paisaje fluvial y del paisaje, y los esfuerzos de restauración deben garantizar que estas transferencias de materiales y organismos no se vean interrumpidas por barreras (Freeman *et al.* 2003; Flecker *et al.* 2010). Asimismo, el mantenimiento del flujo natural (Poff *et al.* 1997) y los regímenes de sedimentos (Wohl *et al.* 2015) son fundamentales para el funcionamiento de ríos y llanuras aluviales. Por ejemplo, los sedimentos que forman las llanuras aluviales del Amazonas se transportan largas distancias desde su fuente de origen en los Andes (McClain y Naiman, 2008). Por lo tanto, la restauración de los ecosistemas acuáticos a estados más naturales implica apoyar los vínculos multidimensionales vitales que se encuentran en las cuencas de los ríos, así como el mantenimiento de los organismos integrados en estos sistemas. Dicha restauración debe enfocarse en la red hidrológica completa, desde las cabeceras hasta los canales principales.

29.2.3 Beneficios climáticos globales y de todo el bioma

Agregar hasta 24 millones de hectáreas de bosque en todo el mundo cada año hasta 2030 podría almacenar alrededor de una cuarta parte del carbono atmosférico necesario para limitar el calentamiento global a 1,5°C por encima de los niveles preindustriales (Hoegh-Guldberg *et al.* 2018). Por lo tanto, la regeneración de los bosques naturales después de la eliminación total o casi total de la vegetación forestal puede desempeñar un papel importante en la mitigación del cambio climático (Chazdon *et al.* 2016a; Lewis *et al.* 2019; Cook-Patton *et al.* 2020). Por ejemplo, los 2,4 Mha de bosques secundarios en América Latina tropical podrían acumular una reserva total de carbono sobre el suelo de 8,48 Pg C (petagramos de carbono) en 40 años (Chazdon *et al.* 2016b). Esto es equivalente a todas las emisiones de carbono del uso de combustibles fósiles y procesos industriales en toda América Latina y el Caribe desde 1993 hasta 2014 (Chazdon *et al.* 2016).

Donde la mitigación del cambio climático es una prioridad, la restauración será más efectiva por hectárea si ocurre donde las tasas de crecimiento son más rápidas, que generalmente es en las regiones menos estacionales y en el Amazonas occidental donde los suelos son más productivos (Heinrich *et al.* 2021), y donde la intensidad de uso de la tierra anterior era baja (Jakovac *et al.* 2015). Sin embargo, hasta la fecha, la mayor parte de la deforestación ha ocurrido en regiones estacionalmente secas de la Amazonía y, como resultado, la mayoría de los bosques secundarios (y también la mayoría de las oportunidades para la restauración a gran escala) se encuentran en regiones que son más estacionales y han sufrido mayores intensidades de uso de la tierra, y tienen bajos niveles de cobertura forestal remanente (Smith *et al.* 2020). Por ejemplo, los bosques secundarios en la Amazonía brasileña tienen una precipitación media anual de 1.945 mm, en comparación con el promedio regional de 2.224 mm, mientras que su déficit climático máximo promedio de agua es de -375,5 mm en comparación con un promedio regional de -259 mm (Smith *et al.* 2020). En las regiones más secas y deforest-

CLASES DE VEGETACIÓN AMAZÓNICA



CLASES DE VEGETACIÓN

- | | | |
|--|--|--|
| <ul style="list-style-type: none"> ■ Arena Blanca Amazónico-Guyanense Sabana inundada y matorrales ■ Praderas húmedas y matorrales amazónicos ■ Matorrales inundados y sabana de Guayana ■ Pastizales montaños, sabanas y praderas herbáceas ■ Llanura aluvial orinoquia Prado húmedo y pantano ■ Cerrado Sabana Inundada ■ Sabana Inundada del Beni ■ Marismas y matorrales de agua dulce del Chaco ■ Llanura de Inundación Prado Húmedo y Matorral (Pantanal, Paraná) ■ Pantano de agua dulce de los Andes tropicales, praderas húmedas y matorrales ■ Sabana amazónica ■ Sabana del Cerrado (incluida la Altiplanicie del Paraná) ■ Llanos Altiplano Sabana ■ Matorrales y sabanas de Guayana ■ Matorrales montaños y pastizales de Guayana ■ Bosque húmedo amazónico ■ Bosque Húmedo de Tierras Bajas Brasileñas-Paranaenses ■ Bosque Húmedo de Tierras Bajas Colombo-Venezolano ■ Bosque húmedo de las tierras bajas de Guayana | <ul style="list-style-type: none"> ■ Bosque Húmedo Montano Tropical ■ Matorral y Pastizal Montano Alto Tropical (Super-Paramo, Xeric y Puna Húmeda) ■ Matorral & Pastizal Andino Tropical (Yungas, Páramo, Puna, Bolivia-Tucumán) ■ Matorrales y pastizales mediterráneos y del sur ■ Tropical Andino Fresco Semidesierto 6S0crWub & Pastizales (Exfoliante Suculento Xeric Puna) ■ Vegetación de acantilados, pedregales y rocas de Brasil-Paraná ■ Acantilado montano de Guayana, pedregal y vegetación rocosa ■ Acantilado andino tropical, pedregal y vegetación rocosa ■ Acantilado xeromorfo del Chaco y otra vegetación rocosa ■ Matorrales y Pastizales Xeromorfos Interandinos ■ Matorrales y Bosques Xeromorfos (Chaco, Colombo-Venezolano) ■ Valle Interandino Matorrales y Bosques Xeromorfos ■ Caatinga - Matorrales y bosques xeromorfos ■ Matorral y sabana xeromórfica del Chaco ■ Matorral Ribereño Semidesértico de Atacama (incluido Ribereño) ■ Vegetación Saxiculosa Semidesértica Andina Fresca ■ Bosque tropical estacionalmente seco ■ Bosque Seco Brasileño-Paraná (Cerrado, Caatinga, Paraná) | <ul style="list-style-type: none"> ■ Bosque Seco Colombo-Venezolano (Tumbes Guayaquil y Llanos) ■ Guayana Central Bosque Seco Estacional ■ Bosque Seco Montano Andino Tropical ■ Bosque Seco Estacional de Tucumán en Bolivia ■ Agua abierta ■ Bosque de llanura aluvial amazónica ■ Bosque pantanoso amazónico ■ Bosque Inundable del Cerrado (Beni, Pantanal, Chaco) ■ Bosque Pantano (Beni Chiquitano, Chaco) ■ Bosque Ribereño Guayanés ■ Bosque Andino Ribereño y de Llanura Inundable ■ Bosque Ribereño del Valle Seco Andino ■ Mangle ■ Vegetación acuática neotropical de agua dulce ■ Delta del Amazonas Pantano de turba ■ Pantano y pantano de Guayana ■ Chaco y Ciénaga Salobre del Espinal ■ Marisma costera tropical del Atlántico ■ Pantano Montano Andino ■ Salar del Altiplano Andino |
|--|--|--|

SPA, 2021

Sources: modified from Comer et al 2020 (Vegetation classes); RAISG (reference boundaries; rivers; cities); WCS (Amazonia basin new classification)

- Cuenca del Amazonas
- Frontera Nacional
- Capital del País
- Ciudad

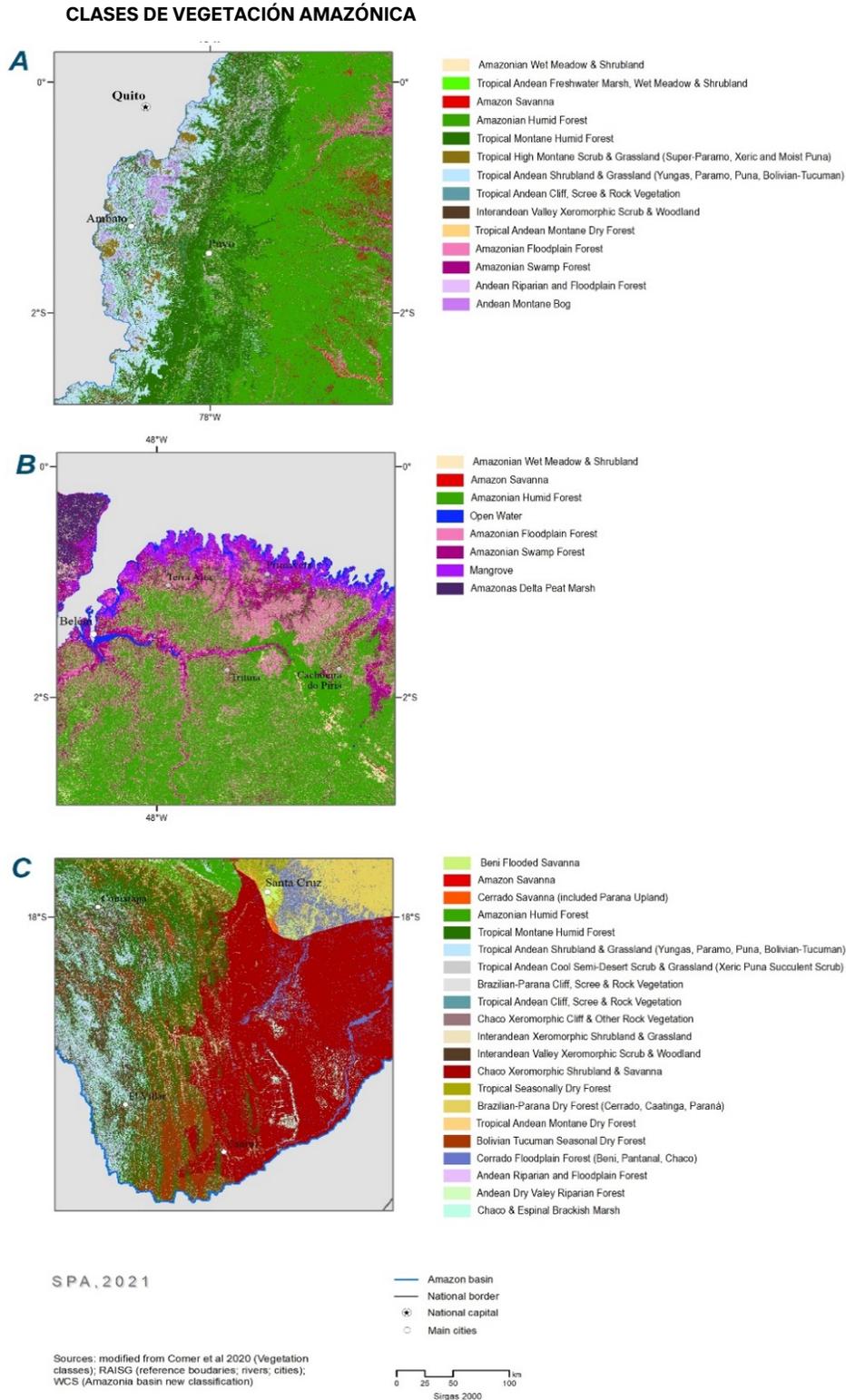


Figura 29.2 La diversa gama de ecosistemas de la Amazonía debe tenerse en cuenta al decidir cómo y dónde restaurar. La gran extensión del Amazonas significa que muchos de estos solo son evidentes cuando se mira más de cerca (Cuadros A-C). Fuentes: Comer et al (2020), RAISG (2020), y WCS – Venticinque et al (2016).

adas, las tasas de acumulación de carbono de los bosques secundarios se encuentran entre las más bajas de la Amazonía (Elias *et al.* 2020; Heinrich *et al.* 2021) con tasas de solo $1,08 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ en comparación con tasas de 2,2 a $>4 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ para estudios en otras regiones (Elias *et al.* 2020).

Sin embargo, esto no significa que estas regiones no deban ser una prioridad para la restauración, ya que el lento crecimiento se ve compensado por la mayor disponibilidad de tierra para la restauración y los menores costos de oportunidad de llevar a cabo la restauración en tierras agrícolas degradadas que a menudo no son rentables (Garrett *et al.* 2017). Además, la restauración forestal en áreas altamente deforestadas puede ser más importante para la biodiversidad y los beneficios climáticos; los nuevos fragmentos de bosque pueden actuar como un hábitat importante para las especies amenazadas, facilitar su dispersión o amortiguar los bosques primarios restantes, y el aumento de la cubierta forestal puede aumentar potencialmente las precipitaciones locales (ver la sección 3.3). La importancia de estas oportunidades para la restauración se reconoce dentro de los objetivos de cambio climático; por ejemplo, el estado brasileño de Pará tiene como objetivo restaurar hasta 7 millones de hectáreas de bosque como parte de su “Plano Estadual de Amazonia Agora”, ayudándolo a lograr la neutralidad de carbono al 2035 (Decreto del Estado de Pará 941/2020).

Fundamentalmente, la restauración puede apoyar la integridad del propio bioma, mejorando su resiliencia al cambio climático al reducir la influencia de los extremos climáticos y evitar puntos de inflexión peligrosos resultantes del cambio climático y del uso de la tierra (Capítulo 23). Esto se debe a que la restauración forestal podría ayudar a la Amazonía a mantener su integridad hidrológica, con la evapotranspiración de los bosques restaurados contribuyendo a la transferencia de humedad de este a oeste. Esto, a su vez, podría ayudar a sustentar los ecosistemas acuáticos, asegurando el mantenimiento de la dinámica de descarga del río en toda la cuenca, e incluso la transferencia de nutrientes del agua dulce a las llanuras aluviales y

más allá. Restaurar el funcionamiento hidrológico de la cuenca también podría ayudar a prevenir los incendios forestales, que son uno de los principales determinantes de cualquier punto de inflexión repentino (Nobre *et al.* 2016). Sin embargo, se debe tener cuidado para garantizar que la restauración en sí misma no haga que los paisajes sean más inflamables; por ejemplo, el sotobosque de los bosques secundarios tiende a ser más cálido y seco durante el día que los bosques primarios (Ray *et al.* 2005) y, dependiendo de qué sistemas reemplazan, tienen el potencial de ayudar a la propagación del fuego a través de los paisajes. Por lo tanto, la restauración forestal requerirá medidas adicionales para reducir los riesgos de incendios.

29.2.4. Beneficios sociales

La restauración de los bosques y las actividades económicas sostenibles son una alta prioridad para algunas de las regiones más deforestadas de la Amazonía, ya que estas fronteras de deforestación más antiguas incluyen algunos municipios con los valores más bajos del Índice de Desarrollo Humano (IDH) (Rodrigues *et al.* 2009). La transformación de tierras improductivas en sistemas agrícolas o agroforestales productivos y sostenibles podría generar muchos beneficios económicos y sociales directos (Capítulo 28), pero también hay muchos efectos indirectos de la restauración que podrían brindar beneficios a la sociedad más allá de los productores. Por ejemplo, los beneficios climáticos de aumentar la cubierta forestal (p. ej., Alkama y Cescatti, 2016) podrían mitigar algunas de las temperaturas más altas asociadas con el cambio climático, mejorando así otras actividades económicas en todo el paisaje y apoyando el bienestar. Algunos de estos beneficios podrían tener una importancia económica considerable, ya que mantener la duración de la estación seca podría permitir la continuación de los sistemas de 'doble cultivo' que son vulnerables al cambio climático (p. ej., Andrea *et al.* 2020). La restauración del paisaje también podría ser una herramienta muy eficiente para la prevención y el control de incendios, previniendo los muchos costos sociales negativos del fuego (Capítulo 19). La restauración de los sistemas

acuáticos no solo mejorará el acceso al agua limpia, sino que también podría respaldar nuevas pesquerías.

La restauración también podría tener importantes consecuencias políticas, aunque siguen sin ser estudiadas, especialmente en los países en desarrollo (Blignaut *et al.* 2013). Muchos países amazónicos han incluido la restauración como parte de su compromiso NDC con el Acuerdo de París, y varios países amazónicos (Perú, Bolivia, Ecuador y Brasil) han hecho compromisos para la restauración a través de programas como la Iniciativa 20x20. La restauración ecológica, como todas las iniciativas políticas, debe ubicarse dentro del contexto de las políticas y las compensaciones inherentes entre objetivos en competencia (p. ej., Baker y Eckerberg 2013). En este contexto, la gobernanza y los marcos institucionales cobran importancia (Mansourian, 2017). Visto desde tal perspectiva, las negociaciones pueden desarrollarse en torno a qué tipos de proyectos de restauración se implementarán y dónde, y quién administrará la tierra después (ver Chazdon *et al.* 2020; Mansourian, 2021). Es probable que la restauración sea importante en este contexto, ya que influye en muchos aspectos del bienestar a los que se dirigen los tomadores de decisiones políticas; estos incluyen los productos cosechados de ecosistemas restaurados, beneficios para la salud como la calidad del agua o cambios en la exposición a la contaminación del aire o altas temperaturas, reducción de la exposición a desastres naturales como inundaciones o mejoras en el bienestar a partir de un mayor acceso a los sistemas naturales.

La restauración de paisajes también genera valor adicional, como la protección del suelo y el agua, la regulación del microclima y la provisión de bienes. Este cambio en el valor político y económico del paisaje puede generar nuevos intereses, lo que potencialmente podría cambiar el equilibrio de poder, impactando en los conflictos y el uso de los recursos naturales, así como mejorando las desigualdades y los derechos de tenencia de la tierra (Mansourian, 2016; Ding *et al.* 2017). Expandir la restauración más allá del nivel del sitio o del

proyecto a la escala del paisaje inevitablemente involucra a más partes interesadas y agrega mayor complejidad a la gobernanza. Superar esto requerirá identificar nuevos dominios institucionales para que las partes interesadas se reúnan, negocien y creen conjuntamente las condiciones necesarias para la restauración (van Oosten *et al.* 2021). Lograrlo ayuda a garantizar que los gobiernos cumplan con importantes responsabilidades constitucionales relacionadas con la protección y la accesibilidad del medio ambiente (ver el caso legal del río Atrato en Colombia). La incorporación de estos beneficios en la toma de decisiones políticas podría ayudar a obtener apoyo para la implementación de la restauración en toda la cuenca.

29.3. Enfoques de paisajes y cuencas para la restauración y conservación

Una vez que una región ha sido identificada como una prioridad para la restauración, los enfoques de paisajes y cuencas pueden ayudar a garantizar que las acciones de restauración sean efectivas y brinden los mayores beneficios a la gama más amplia de partes interesadas.

Dentro de la región de interés, los enfoques de paisaje tienen como objetivo “*brindar herramientas y conceptos para la asignación y gestión de la tierra para lograr objetivos sociales, económicos y ambientales en áreas donde la agricultura, la minería y otros usos productivos de la tierra compiten con el objetivo ambiental y de biodiversidad*” (Sayer *et al.* 2013). Se han redefinido como “*enfoques integrados del paisaje*”, lo que refleja la necesidad de reconciliar reclamos de uso de la tierra múltiples y conflictivos y ayudar a establecer paisajes multifuncionales (Reed *et al.* 2016a). El término ahora abarca una amplia gama de enfoques (Reed *et al.* 2016), incluyendo enfoques acuáticos como la gestión integrada de cuencas hidrográficas (p. ej., Shiferaw *et al.* 2008). Los enfoques específicos de restauración incluyen la Restauración del Paisaje Forestal (Ianni, 2010), que ahora es promovida por muchas ONG ambientalistas líderes e instituciones internacionales como la FAO, o iniciativas como el Desafío de Bonn (Mansourian y Vallauri, 2005; Lamb *et al.* 2012; Maginnis y Jack-

son, 2012). Según la FAO, el Mecanismo de Restauración de Bosques y Paisajes (FLRM) tiene como objetivo “*restaurar paisajes degradados identificando e implementando prácticas que restablezcan el equilibrio de los beneficios ecológicos, sociales y económicos de los bosques y árboles dentro de un patrón más amplio de usos de la tierra*”. El enfoque amplio del FLRM permite a los tomadores de decisiones considerar todos los componentes de un paisaje, desde la agricultura hasta la restauración y la silvicultura, y respaldar las decisiones de sostenibilidad a largo plazo a través de la zonificación económica (Celentano *et al.* 2017). También exigen una consideración de todos los ecosistemas dentro de una región, apoyando la restauración que va más allá de los bosques de *tierra firme*, para incluir la restauración de otros sistemas como enclaves de sabana y bosques inundables (Chazdon *et al.* 2020b; Ota *et al.* 2020; César *et al.* 2021). Lo que todos reconocen es que considerar dónde y cómo restaurar a escala de cuenca o paisaje puede ayudar a generar beneficios mucho mayores que los enfoques simples basados en el sitio. A continuación, describimos algunos de los beneficios clave de planificar la restauración amazónica dentro de los paisajes y cuencas.

29.3.1. Integración de sistemas acuáticos y terrestres

Los sistemas terrestres y acuáticos a menudo se consideran por separado, pero están inextricablemente vinculados. Además, considerarlos juntos puede proporcionar grandes beneficios para la biodiversidad acuática sin costo alguno para la biodiversidad terrestre (Leal *et al.* 2020). Durante mucho tiempo se ha establecido que las zonas ribereñas pueden actuar como amortiguadores para la retención de sedimentos y nutrientes (Peterjohn y Correll, 1984; Allan, 2004; Saad *et al.* 2018; Luke *et al.* 2019), puede moderar los extremos en las temperaturas del agua de los arroyos (Macedo *et al.* 2013a), y son importantes para la biodiversidad tanto en arroyos como en sistemas de llanuras aluviales (Arantes *et al.* 2019; Dala-Corte *et al.* 2020). Por ejemplo, en el sureste de Brasil, los esfuerzos de modelado que utilizan InVEST han explorado diferentes estrategias de restauración ribereña

que pueden reducir la pérdida de suelo y la exportación de sedimentos fluviales al filtrar los sedimentos antes de que lleguen a los arroyos (Saad *et al.* 2018). Incluso en paisajes agrícolas muy modificados, la condición de las zonas ribereñas puede influir fuertemente en la calidad del agua de los arroyos a través de la retención de nutrientes. Por ejemplo, la investigación en la frontera Amazonas-Cerrado en el estado brasileño de Mato Grosso destaca la capacidad de la vegetación ribereña funcionalmente diversa para capturar y secuestrar nutrientes (Nóbrega *et al.* 2020). Las concentraciones de nutrientes (carbono orgánico, nitrógeno total, fósforo, calcio y potasio) en el flujo superficial de las tierras de cultivo son sustancialmente mayores que en el bosque de galería ribereño cercano. Además, los suelos de bosques de galería intactos, especialmente aquellos con conjuntos de plantas biodiversas con sistemas de raíces variados, muestran propiedades que permiten una mejor absorción de nutrientes, así como la degradación de nutrientes y contaminantes a medida que los compuestos viajan a través de zonas hiporreicas. Los sistemas terrestres también pueden afectar la temperatura de la corriente; un estudio de 12 cuencas hidrográficas en la parte superior de la cuenca del río Xingu informó temperaturas del agua más cálidas en arroyos de cuencas dominadas por pastos y soya, con máximas diarias 3-4°C más altas que en cuencas boscosas (Macedo *et al.* 2013b). En conjunto, estos estudios brindan la justificación para otorgar una prima a la restauración de bosques de galería y zonas ribereñas para mitigar los impactos del cambio de uso de la tierra en la exportación de sedimentos, la química del agua y los regímenes térmicos.

La protección de las fuentes de agua implica un conjunto de prácticas de gestión para proteger la calidad y la cantidad del agua, especialmente en el contexto del suministro de agua para las zonas urbanas (Abell *et al.* 2019). Cuando se combina con la protección estratégica de la tierra en cuencas seleccionadas, la restauración puede desempeñar un papel clave en la protección de las fuentes de agua, a través de actividades como la restauración de bosques, la restauración de riberas, la exclusión

del ganado y la restauración de humedales. La protección de las fuentes de agua es una estrategia de restauración promovida activamente en partes de los Andes amazónicos para mejorar la calidad del agua y preservar la biodiversidad (Bottazzi *et al.* 2018). En los Andes bolivianos, un esfuerzo de pago por servicios ecosistémicos conocido como *Watershared* paga a los agricultores y ganaderos para evitar la conversión de bosques y excluir al ganado de los bosques ribereños, todo basado en la noción de que mejorar la condición de las zonas ribereñas se traduce en resultados tangibles para la calidad del agua y cantidad. La contaminación del agua potable por la bacteria *E. coli* es motivo de especial preocupación cuando el ganado pasta libremente en los arroyos. Se ha demostrado que el cercado es una estrategia exitosa para reducir los casos humanos per cápita de diarrea al prevenir la intrusión del ganado (Abell *et al.* 2017). Se han implementado prácticas similares de remoción de ganado junto con la revegetación ribereña en otras partes de las tierras altas de los Andes tropicales para mejorar la calidad del agua y el suministro para las áreas urbanas (Goldman *et al.* 2010; Higgins y Zimmerling, 2013). La restauración de *páramos* y humedales también es una prioridad clave en los Andes dados los beneficios para la calidad del agua y la regulación del caudal (Buytaert *et al.* 2006; Ochoa-Tocachi *et al.* 2016) y las emisiones de carbono (Schneider *et al.* 2020).

Además de la calidad del agua, el uso del suelo modifica la magnitud y la variabilidad de los caudales de los ríos. Aunque los estudios han evaluado los cambios en la descarga de los ríos debido a la deforestación y la conversión de tierras a la agricultura intensiva en las cuencas del Amazonas (Hayhoe *et al.* 2011; Davidson *et al.* 2012; Dias *et al.* 2015; Farinosi *et al.* 2019), ha habido pocos intentos de rastrear las respuestas del flujo de los arroyos a la restauración y forestación terrestre. Una revisión sistemática de más de 300 estudios de casos en todo el mundo que examinan los impactos de la restauración forestal en los flujos de los arroyos reveló un déficit de información del trópico húmedos (Filoso *et al.* 2017). Sin embargo, los estudios que existen en el trópico sugieren que la restauración

forestal puede ser beneficiosa. Por ejemplo, un estudio en Madagascar muestra cómo la restauración forestal puede reducir la erosión y las inundaciones relacionadas con el flujo superficial (van Meerveld *et al.* 2021). En un estudio en las Filipinas, la restauración forestal aumentó la infiltración lo suficiente como para compensar las reducciones en el balance hídrico de la evapotranspiración adicional, lo que llevó a un balance hídrico positivo neto que podría ayudar a mantener los caudales de la estación seca (Zhang *et al.* 2019). En un estudio experimental de la respuesta hidrológica al uso de la tierra y la forestación en las tierras altas del *páramo* ecuatoriano, se compararon el balance hídrico y las curvas de duración del flujo entre cuatro pequeñas cuencas de captación (Buytaert *et al.* 2007), incluyendo una forestada con pino (*Pinus patula*), una cuenca con pastoreo intensivo de ganado y cultivo de papa, y dos cuencas con vegetación de *páramo* intacta. Los regímenes de flujo se modificaron drásticamente en la cuenca forestada, con severas reducciones en los flujos base y máximo. Aunque la cuenca cultivada también presentó caudales alterados, estos fueron menos drásticos que los observados en la cuenca con pinos plantados. Estos resultados sugieren que en las tierras altas de los Andes, la forestación con especies de árboles no nativas utilizadas para reducir la erosión de las laderas podría resultar en una disminución significativa en los flujos base y comprometer el suministro de agua. Finalmente, aunque no se ha probado, parece plausible que la restauración forestal pueda soportar el flujo de agua si reduce las temperaturas del paisaje y aumenta la precipitación (ver la Sección 29.3.3).

29.3.2. Mejorar el paisaje y la conectividad de las cuencas para la biodiversidad

La teoría de la biogeografía insular ha sustentado la disciplina de la ecología del paisaje, guiando gran parte de la evidencia teórica y empírica sobre los resultados de la fragmentación del hábitat. Hay debates de larga data sobre la importancia relativa de la extensión del hábitat frente a la fragmentación del hábitat (o cambios en la configuración del paisaje sin cambiar la extensión del hábitat) (p. ej.,

Fletcher *et al.* 2018; Fahrig *et al.* 2019), pero un consenso creciente reconoce que, si bien la extensión del hábitat es el factor más crucial, la configuración también es importante para las especies de todo el mundo (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2020). Crucialmente, una evaluación global de las respuestas de las especies a los bordes antropogénicos sugiere que las especies tropicales son inherentemente más sensibles a la fragmentación que las especies templadas (Betts *et al.* 2019). Por ejemplo, muchas aves del sotobosque neotropical tienen una capacidad limitada para volar más de unas pocas decenas de metros (Moore *et al.* 2008) y son reacias a cruzar incluso caminos pequeños (Lees y Peres, 2009), lo que las hace altamente susceptibles a las actividades humanas que fragmentan el hábitat en parches discretos (Ferraz *et al.* 2003; Lees y Peres, 2006). La baja capacidad de dispersión es evidente en escalas de tiempo evolutivas, ya que los ríos han jugado un papel importante en la determinación de la evolución de la diversidad terrestre de la Amazonía (Capítulo 3). Las especies de agua dulce también son susceptibles a cambios en la conectividad (Hurd *et al.* 2016), y el bagre migratorio del Amazonas tiene las metapoblaciones de peces de agua dulce espacialmente más expansivas del mundo (Hurd *et al.* 2016).

Dada la alta sensibilidad de muchas especies amazónicas a la fragmentación del hábitat, la restauración será más efectiva si se implementa de una manera que aumente el hábitat y mantiene o mejora la conectividad entre los parches de bosque o ríos remanentes para garantizar que pueda tener lugar la migración y que se permita el flujo de genes entre poblaciones. Los conjuntos mixtos de estrategias de restauración pueden ayudar a mejorar la conectividad entre parches de mayor calidad. Por ejemplo, los esfuerzos de restauración forestal pueden crear corredores que fomenten el movimiento entre los últimos parches de hábitat que quedan y han demostrado ser exitosos para aumentar el tamaño de la población y reducir el estado de amenaza de especies como el tití león negro (*Leontopithecus chrysopygus*) en el Bosque Atlántico. Enfoques similares apoyarían los esfuerzos de conservación de algunas de las especies en Peligro Crítico en las re-

giones más deforestadas de la Amazonía (Figura 29.1), incluso en la frontera entre Maranhão y Pará (Figura 29.1), Rondônia y las regiones andinas. Sin embargo, mejorar la conectividad en estas regiones solo será efectivo si se lleva a cabo junto con medidas de conservación complementarias que protejan las últimas poblaciones y hábitats restantes para estas especies (Capítulo 27).

Para algunas especies, la conectividad se puede mejorar sin conectar físicamente parches separados. Por ejemplo, un hábitat de alta calidad estará funcionalmente conectado si las especies pueden cruzar la “matriz” que no es un hábitat en el medio (p. ej., Lees y Peres, 2009). La permeabilidad de una matriz agrícola compuesta por pastos para ganado y agricultura mecanizada normalmente es muy baja, pero es probable que mejore con la restauración que fomente árboles ocasionales (p. ej., Rossi *et al.* 2016), plantaciones (Barlow *et al.* 2007), o rodales más diversos utilizados en agrosilvicultura (Zanetti *et al.* 2019). La conectividad en todo el paisaje y los beneficios para los sistemas acuáticos también podrían mejorarse mediante la restauración de una red completa de vegetación ribereña (Rossi, Jacques Garcia Alain Roques y Rousselet, 2016; Kremen y Merenlender, 2018).

29.3.3. Beneficios climáticos locales

La cubierta forestal influye en los climas amazónicos al reducir las temperaturas regionales y mantener las precipitaciones (ver el Capítulo 6). Por lo tanto, la restauración en regiones deforestadas podría proporcionar importantes beneficios para el clima local y regional (Mendes y Prevedello, 2020). Por ejemplo, estudios en todo el mundo muestran que la restauración forestal puede ayudar a reducir el efecto de isla de calor urbano si se lleva a cabo alrededor de las ciudades (Bhagwat *et al.* 2008), y puede reducir la ocurrencia de temperaturas de flujo excesivas (Hall *et al.* 2020). También hay alguna evidencia de que la configuración de la cubierta forestal en un paisaje podría influir en los beneficios climáticos de la restauración, con patrones más fragmentados que en realidad aumentan las precipitaciones y maximizan las reducciones

en la temperatura de la superficie terrestre (Mendes y Prevedello, 2020). Sin embargo, existe incertidumbre sobre cómo ocurre esto a escala; un estudio de modelado sugiere que las precipitaciones aumentan en las tierras agrícolas y disminuyen en los propios bosques (García-Carreras y Parker, 2011), lo que podría aumentar la inflamabilidad de los bosques y mejorar la sensibilidad a la sequía. Además, si bien una configuración fragmentada puede reducir la temperatura del área deforestada, también es probable que aumente la temperatura del sotobosque en los bosques restantes, lo que contribuye a un secado más rápido y aumenta la inflamabilidad. Los beneficios climáticos locales de restaurar los bosques en una configuración particular son importantes, pero requieren más investigación.

29.3.4. Reducción del riesgo de desastres socioambientales

La restauración del paisaje o del nivel de la cuenca puede reducir el riesgo de eventos que son perjudiciales para la gente y la naturaleza de la Amazonía. Los incendios forestales son una amenaza creciente para la Amazonía (ver el Capítulo 24) y, a diferencia de la deforestación y los incendios agrícolas, casi no benefician a nadie (Barlow *et al.* 2020). Es posible que la restauración dirigida pueda ayudar a reducir la ocurrencia de estos incendios forestales al influir en la temperatura y la humedad del paisaje (ver la Sección 2.3), lo que a su vez haría que los combustibles en el suelo del bosque fueran menos inflamables al aumentar la humedad y reducir las temperaturas. La restauración también podría usarse para 'amortiguar' los bordes del bosque primario; aunque no tenemos conocimiento de ninguna investigación al respecto, creemos que tales zonas de amortiguamiento forestal restauradas podrían tener dos funciones complementarias. En primer lugar, los bordes de los bosques primarios son más secos y cálidos que los interiores de los bosques, lo que contribuye a que se degraden con frecuencia por la incursión de incendios (Silva Junior *et al.* 2020); la restauración de la vegetación de dosel cerrado junto a los bosques primarios ayudaría a proteger los bordes de esos bosques del cálido

microclima de la matriz agrícola, haciéndolos menos inflamables, y también podría ayudar a suprimir los pastos pirofíticos que ayudan a propagar los incendios. En segundo lugar, la restauración junto con los bosques primarios ayudaría a aislar esos bosques de los paisajes más amplios donde las fuentes de ignición son más frecuentes. Si bien el uso de 'cortafuegos verdes' aún no se ha probado en un contexto amazónico, el proyecto 'Abraço Verde' (*Abraço Verde*) en el Bosque Atlántico brinda información sobre la viabilidad a largo plazo de los proyectos que utilizan amortiguadores agroforestales para proyectar los bordes del bosque (Chazdon *et al.* 2020a). Se necesita investigación para evaluar la efectividad de los cortafuegos verdes en la Amazonía, incluyendo la comprensión de los anchos ideales y qué medidas de restauración activa (plantación de árboles o enriquecimiento) se requieren para maximizar otros beneficios (por ejemplo, retornos económicos). También será importante minimizar los riesgos de las áreas restauradas, ya que los bosques secundarios podrían convertirse en 'mechas', lo que ayudaría a conducir el fuego por el paisaje (p. ej., Ray *et al.* 2005).

La restauración a escala de cuenca también puede ayudar a mitigar el riesgo de inundaciones, que se ve agravado por la deforestación (Bradshaw *et al.* 2007). La evidencia de China sugiere que los árboles de hoja ancha son especialmente efectivos (Tembata *et al.* 2020), poniendo en duda el valor de mitigación de inundaciones de la palma aceitera u otras especies que se plantan a bajas densidades. Los modelos sugieren que la restauración de bosques ribereños en subcuencas probablemente sea uno de los mecanismos más efectivos para reducir las inundaciones, ya que la restauración en el 10-15% de la cuenca reduce la magnitud máxima de las inundaciones en un 6% después de 25 años (Dixon *et al.* 2016).

28.3.5. Cumplir múltiples objetivos y optimizar beneficios

Aunque los resultados gana-gana son raros en la conservación y el desarrollo (p. ej., Muradian *et al.* 2013), las compensaciones pueden minimizarse y

es más probable que se obtengan múltiples beneficios implementando cambios a escala del paisaje o de la cuenca (Reed *et al.* 2016b). Ir más allá de la gestión y la planeación específicas del sitio a nivel del paisaje o de la cuenca permite que la restauración utilice técnicas de optimización para cuantificar las compensaciones o la complementariedad entre varios objetivos de restauración. Dichos enfoques están ayudando a priorizar la restauración en todo el mundo (Strassburg *et al.* 2020), y podría permitir que las acciones de restauración logren una gama más amplia de beneficios y minimicen las pérdidas (Stanturf *et al.* 2015). Por ejemplo, aunque la biodiversidad y el carbono están positivamente asociados en los bosques amazónicos modificados por el hombre, esta relación se disipa en los bosques primarios no perturbados donde la rotación en la composición de especies es alta (Ferreira *et al.* 2018). La consideración de este cambio en la biodiversidad en la planificación brinda una forma de generar grandes ganancias para la conservación de la biodiversidad con reducciones muy pequeñas en el almacenamiento de carbono (Ferreira *et al.* 2018).

Con tantos co-beneficios potenciales de la restauración, es vital que estos se consideren como parte de un proceso de planificación integrado con plena consideración del paisaje y los procesos de captación (Reed *et al.* 2019). Por ejemplo, la restauración periurbana destinada a brindar beneficios climáticos para las ciudades también podría brindar importantes beneficios sociales, como para la recreación o el consumo local, si las especies proporcionan frutos u otros productos. De manera similar, la restauración dirigida a la conservación terrestre también podría apoyar la biodiversidad acuática, sin costo alguno para los objetivos de conservación terrestre (Leal *et al.* 2020).

La planeación más allá de sitios específicos también permite que la restauración considere y compare los beneficios relativos de un conjunto completo de intervenciones, lo que ayuda a garantizar que los esfuerzos se inviertan en las medidas más efectivas. Por ejemplo, la planeación a escala del paisaje es esencial para decidir cuándo y dónde

adoptar la restauración activa o pasiva de los bosques secundarios, o si las estrategias deben enfocarse en la reforestación o en las medidas alternativas como evitar la degradación de los bosques existentes o la recuperación económica de las tierras degradadas. Por ejemplo, es probable que evitar la degradación de los bosques existentes pueda ser un enfoque rentable para conservar el carbono y la biodiversidad en comparación con la restauración activa o pasiva de los bosques en las tierras agrícolas.

29.4. Fomentar una transición forestal más amplia

La pérdida y ganancia de bosques en la Amazonía se puede ver en términos de una transición de la cubierta forestal. El término transición forestal, introducido por Mather (1992), se refiere a un cambio en la cubierta forestal (reducción o expansión) en un área determinada (paisaje, regional, nacional) y período de tiempo. Este proceso típicamente muestra tres períodos principales. Primero viene una fase de deforestación intensiva debido a la conversión de bosques en tierras agrícolas y pastizales, seguida de una ganancia neta de área forestal a través de acciones de reforestación y restauración, así como de regeneración natural pasiva. La tercera y última fase es una fase de estabilización con un área de cobertura forestal constante. Europa, América del Norte y, recientemente, algunos países tropicales ya han pasado por su transición forestal y ahora están presenciando aumentos sostenidos en la cubierta forestal (Mather, 1992; Meyfroidt y Lambin, 2010).

En la mayoría de los países donde ha ocurrido una transición forestal, los nuevos bosques son muy diferentes en estructura, composición y función. Si bien las especies generalistas pueden beneficiarse, es poco probable que estos nuevos bosques proporcionen un hábitat adicional para especies especialistas restringidas a sistemas de crecimiento antiguo (Wilson *et al.* 2017; Lees *et al.* 2020). Además, las evaluaciones de las transiciones forestales requieren una comprensión del comercio mundial y las fugas. El desempeño ambiental mejorado y la

cubierta forestal expandida en países más desarrollados pueden haber tenido el costo de la destrucción ambiental en otros lugares, típicamente en el Sur Global (Lees *et al.* 2020). Esta fuga también puede ocurrir dentro de regiones y ecosistemas; dentro del contexto amazónico, se debe tener cuidado para asegurar que las actividades de conservación y restauración en un área no simplemente empujen las presiones sociales y ambientales en otros lugares, incluso de una región de la Amazonía a otra, o de la Amazonía a otros ecosistemas (por ejemplo, de Waroux *et al.* 2016) como el Cerrado (Carvalho *et al.* 2019).

Si bien las ganancias netas en la cubierta forestal pueden ocurrir con el tiempo en la Amazonía, no hay evidencia que sugiera que ya hayan comenzado, y las regiones más deforestadas de la cuenca no han visto un aumento en la cubierta forestal desde 1997 (Smith *et al.* 2021). Sin embargo, las acciones que evitan la pérdida y estimulan la ganancia son fundamentales para la cuenca en su conjunto; la selva amazónica genera aproximadamente un tercio de su propia lluvia (Staal *et al.* 2018) (ver los Capítulos 6 y 22), y la deforestación excesiva podría tener enormes consecuencias ambientales, particularmente en los regímenes de precipitación y, en consecuencia, en la capacidad de supervivencia del bosque remanente (Nobre *et al.* 1991; Oyama y Nobre, 2003; Hutyra *et al.* 2005; Sampaio *et al.* 2007a), con estimaciones de punto de inflexión que van desde el 20-25% (Lovejoy y Nobre, 2018) hasta el 40% de deforestación (Sampaio *et al.* 2007b) (ver el Capítulo 24). Además, si la deforestación va más allá de estos umbrales estimados, la regeneración del bosque también podría verse obstaculizada por condiciones climáticas desfavorables (p. ej., Elias *et al.* 2020).

En este contexto, ¿cómo la restauración puede mitigar la etapa de pérdida de la transición de la Selva Amazónica? Una forma en que la restauración podría ayudar es si se orientara en parte hacia la producción de madera, lo que podría aliviar la presión sobre los bosques naturales, que siguen siendo el principal proveedor de madera en la región. Durante los últimos 50 años de la reciente colon-

ización del Amazonas, los bosques naturales han sido talados selectivamente, con 108 Mha de bosque (20% del área total de bosque) explotados para la producción de madera (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación y la Organización International Tropical Timber, 2011).

Hay muchos motivos por los que sería beneficioso reemplazar la producción de madera de los bosques naturales con plantaciones de madera en áreas deforestadas. Primero, aunque las prácticas de manejo forestal sostenible se consideran una herramienta potencial para la conservación de los bosques amazónicos (Putz *et al.* 2008; Edwards *et al.* 2014) y brindan ingresos y empleo (Putz *et al.* 2012), la producción de madera natural en sí misma es insostenible en las condiciones actuales de intensidad de tala y duración del ciclo de rotación (Sist *et al.* 2021). En la Amazonía, las regulaciones de tala selectiva típicamente establecen un ciclo de rotación de 20 a 35 años con una intensidad de tala que varía de 15 a 30 m³/ha (Sist *et al.* 2021). Varios estudios muestran que bajo tales regímenes de extracción, menos del 50% de la madera extraída puede recuperarse (Schulze, 2003; Sist y Ferreira, 2007; Putz *et al.* 2012). Un estudio reciente que simulaba la recuperación de madera en la región confirmó este resultado y mostró que incluso con una rotación larga de 65 años y una intensidad de tala de 20 m³/ha, la recuperación de madera sería solo del 70% (Piponiot *et al.* 2019a). Esto significa que bajo las regulaciones de tala actuales, los bosques naturales amazónicos por sí solos no podrán satisfacer la demanda del mercado de madera a largo plazo (es decir, durante la segunda rotación, dentro de 30 años). En segundo lugar, la madera en los bosques naturales genera bajas ganancias cuando se lleva a cabo utilizando las mejores prácticas (Putz *et al.* 2008). En tercer lugar, si bien es mucho mejor que los usos de la tierra no forestales para la conservación y el almacenamiento de carbono, la mayoría de las prácticas madereras en la Amazonía siguen siendo ilegales (Brancalion *et al.* 2018) y generan daños elevados en el rodal. Estas prácticas también abren bosques, los hacen más accesibles para los cazadores (Peres, 2001) y

vulnerables a los incendios forestales (Holdsworth y Uhl, 1997). Finalmente, la tala ilegal también socava la rentabilidad financiera de una mejor gestión de los bosques tropicales.

Si la restauración satisficiera parte de la demanda de madera, podría disminuir la presión sobre los bosques naturales, permitiendo que se reserven áreas más grandes para la conservación y el manejo de menor intensidad de las áreas de producción. También permitiría que la madera de los bosques naturales se dirija a nichos en lugar de mercados masivos, con precios más altos que permitan tasas de extracción reducidas e intervalos de recolección más prolongados. Este nuevo mercado para la madera extraída de los bosques naturales debe tener en cuenta las propiedades específicas de la madera natural vieja, los costos de las prácticas de manejo forestal sostenible y los servicios sociales y ambientales que brindan los bosques naturales bien manejados. La tala selectiva podría ser sostenible si adoptara ciclos de corta mucho más largos (65 años), intensidades de corta reducidas (10 m³/ha en lugar de 20 m³/ha) y evitara daños incidentales al rodal mediante técnicas de impacto reducido (Piponiot *et al.* 2019b; Sist *et al.* 2021). Fuentes adicionales de madera, tales como plantaciones de especies nativas o exóticas, bosques secundarios enriquecidos o degradados, sistemas integrados de agricultura, ganadería y silvicultura, y otros sistemas agroforestales podrían implementarse dentro de los programas de restauración forestal bajo la iniciativa de Bonn (Lamb *et al.* 2005). El creciente interés en la restauración de bosques tropicales, cristalizado por el desafío de Bonn en 2011, es una oportunidad única para iniciar esta transición forestal fomentando la restauración con plantaciones de madera económicamente viables en áreas deforestadas y promoviendo el manejo de bosques secundarios en tierras agrícolas abandonadas (Ngo Bieng *et al.* 2021). Sin embargo, el éxito de cualquier programa de transición forestal depende principalmente de la aplicación de las leyes forestales que aborden la tala ilegal y promuevan prácticas silvícolas sostenibles.

La teoría de la transición forestal se centra en la parte terrestre de un paisaje, pero ¿cómo sería una transición acuática? Dentro de la Amazonía, evitar los peores resultados para los sistemas acuáticos requerirá evitar que se construyan las nuevas represas más dañinas, prevenir el cambio de uso de la tierra y regular el uso de agroquímicos dañinos, todo lo cual podría ser respaldado por fuentes de energía alternativas, bioeconomías novedosas, y el fomento de mejores prácticas agrícolas (ver el Capítulo 20). Dentro de la propia zona acuática, la sobrepesca podría mitigarse mediante la implementación, el fomento y el fortalecimiento de sistemas de gestión conjunta en grandes regiones (ver los Capítulos 20, 28 y 30). Mejorar el estado de las poblaciones de peces también beneficiaría a los sistemas de llanuras aluviales, ya que algunas de las especies que han disminuido con la presión de la pesca, como el tambaqui *Colossoma macropomum* (Tregidgo *et al.* 2017), brindan importantes procesos ecosistémicos (Costa-Pereira *et al.* 2018). La acuicultura también podría desempeñar un papel importante, pero muchos temas requieren más análisis e investigación. Por ejemplo, ¿el suministro de pescado cultivado aliviará la presión sobre las poblaciones de peces silvestres? ¿Pueden gestionarse adecuadamente los numerosos riesgos de la acuicultura (aumento de la carga de nutrientes, riesgos de introducción de especies, aumento de la demanda de poblaciones naturales de peces o cultivos como fuente de alimento para los peces producidos)? Si pueden, la acuicultura también podría reducir la demanda de proteína que requiere más tierra por kilo de proteína, como la carne de res, incluso cuando se consideran los insumos (Piva Da Silva, 2017).

29.5. Asegurar beneficios sociales más amplios de la restauración

La restauración existe dentro de un contexto social y, por lo tanto, produce condiciones ambientales que no solo deben ser ecológicamente racionales sino también económicamente viables y socialmente aceptables.

Un estudio reciente mostró que casi 300 millones de personas en el trópico viven en tierras aptas para la restauración forestal, y alrededor de mil millones de personas viven dentro de los 8 kilómetros de dichas tierras (Erbaugh *et al.* 2020). Muchas de estas personas viven en la pobreza. Por lo tanto, es probable que la restauración ocurra dentro de contextos sociales vulnerables y debe ser social y económicamente aceptable, así como maximizar su potencial para incluir a las poblaciones locales y mejorar los medios de vida locales a largo plazo (Palmer *et al.* 2005; Reed, 2008; Lee y Hancock, 2011; Erbaugh *et al.* 2020). Se puede lograr esto involucrando a una amplia gama de actores de los sectores público, privado y de la sociedad civil, y construyendo y manteniendo dichas coaliciones de apoyo. Cuando se lleva a cabo de manera participativa, la restauración tiene el potencial de aumentar el bienestar y mejorar los medios de subsistencia a través de la venta de productos forestales, aumentar el suministro de alimentos, mejorar la seguridad del agua y apoyar los diversos valores culturales que las personas atribuyen a los paisajes (Aronson y Alexander, 2013; Sabogal *et al.* 2015; Brancalion y Chazdon, 2017; Stanturf *et al.* 2019). En la mayoría de los casos, esto requiere pensar más allá del sitio individual que se está restaurando y tener en cuenta los beneficios más amplios a escala del paisaje: está bien documentado que el éxito de la restauración de bosques y paisajes requiere el empoderamiento y el desarrollo de capacidades de las comunidades locales y su participación en la toma de decisiones.

La tenencia de la tierra tiene una fuerte influencia en la probabilidad, viabilidad y éxito de los esfuerzos de restauración. Los regímenes de tenencia y los derechos de propiedad en conflicto pueden complicar la restauración, especialmente si hay varios propietarios (de Jong *et al.* 2018), mientras que la inseguridad de la tenencia se ha citado como un desincentivo para invertir en restauración (Fortmann y Bruce, 1991; Cotula y Mayers, 2009). Del mismo modo, la restauración del paisaje puede, a su vez, afectar los derechos de tenencia y la tierra de muchas comunidades locales e indígenas y terratenientes, ya que devolver la vegetación

a la tierra puede darle derecho a la tenencia legal. También puede aumentar los ingresos familiares, las oportunidades de empleo y la resiliencia de la comunidad (Adams *et al.* 2016; Erbaugh y Oldekop, 2018). Por ejemplo, un esquema de reforestación dentro del Bosque Atlántico brasileño ha creado más de 200 puestos de trabajo relacionados con la recolección de semillas nativas, la producción de plántulas, la plantación, el mantenimiento y la fabricación de productos madereros y no madereros (Calmon *et al.* 2011).

Recuperar la tenencia de la tierra y la autoridad sobre las tierras restauradas también tiene beneficios para la salud de muchos pueblos indígenas y marginados. El bienestar abarca mucho más que la solvencia económica; Los indicadores de salud incluyen beneficios materiales (alimento, agua, vivienda, seguridad), sociales (identidad, pertenencia, autoestima) y espirituales/culturales (relacionados con lugares sagrados, animales totémicos y artefactos, creencias, costumbres e idiomas) (Verschuuren, Subramanian y Hiemstra *et al.* 2014). Además, la contaminación a menudo afecta la salud de las personas, y los esfuerzos de restauración deben considerar un enfoque amplio que incluya el bienestar físico y mental. Esto es particularmente relevante para la contaminación por petróleo y minería, que ha tenido efectos directos en las comunidades indígenas y marginadas de la Amazonía (ver el Capítulo 20). Es vital que todos los costos sociales y ecológicos de la minería se tengan en cuenta en las decisiones sobre dónde y cuándo se lleva a cabo.

La restauración de paisajes degradados también ofrece un medio para reconstruir comunidades y descentralizar las instituciones gubernamentales.

Por ejemplo, alrededor de 6.000 indígenas que habitan el Parque Indígena Xingu en Brasil, junto con otras comunidades que habitan el corazón de la cuenca aguas abajo de las reservas extractivas de Terra do Meio, se han visto afectados negativamente por cambios en la cantidad y calidad del agua que ingresa a sus tierras (Schwartzman *et al.* 2013). La restauración de 50 km² de bosques ribe-

CUADRO 29.1: La Red de Semillas Xingu como una colaboración socio-ecológica

Para reducir los costos de restauración, la Red de Semillas de Xingu emprendió una acción colectiva que involucró a propietarios privados y comunidades locales e indígenas (Sanches, Futemma & Alves, 2021; Urzedo *et al.*, 2016; Schmidt *et al.*, 2019). Esto es importante ya que muchos funcionarios gubernamentales no siempre aprecian toda la importancia de los paisajes para las comunidades locales e indígenas en términos de seguridad alimentaria, ingresos, nutrición, empleo, fuentes de energía y bienestar. El principio de participación social en la restauración condujo a la creación de la Red de Semillas de Xingu, que implica la recolección de semillas utilizando el conocimiento tradicional y la promoción de una economía forestal mediante la generación de ingresos. Esta iniciativa involucró a más de 450 recolectores de semillas de 16 municipios del estado de Mato Grosso (Brasil), distribuidos en 20 pueblos indígenas y 14 asentamientos de reforma agraria, con al menos 5.000 ha en restauración, involucrando a más de 300 propietarios y generando US \$ 380.000 (Durigan *et al.* 2013; Urzedo *et al.*, 2016; Schmidt *et al.*, 2019). Al restaurar paisajes degradados, brinda nuevas oportunidades para construir relaciones entre propietarios privados y comunidades, y/o entre comunidades y gobiernos, basadas en la colaboración en lugar de la confrontación. Si bien dicho progreso suele ser lento a nivel del paisaje, en parte debido a actitudes arraigadas en la burocracia, ofrece importantes cambios potenciales en las actitudes y las relaciones laborales que pueden conducir a la evolución de las políticas socioecológicas.

reños en la cabecera del río Xingu (Schmidt *et al.* 2019) ha ayudado a reducir la escorrentía de cultivos y pastos que contaminaban los cuerpos de agua (Schiesari *et al.* 2013).

29.6. La resiliencia climática de las opciones de restauración

Restaurar ecosistemas en el contexto del cambio climático requiere comprender cuándo es mejor reconstruir ecosistemas pasados y cuándo es mejor intentar construir ecosistemas resilientes para el futuro (Harris *et al.* 2006). Determinar dónde son viables los objetivos históricos de referencia y dónde se deben considerar objetivos alternativos depende del sitio y está asociado con los cambios proyectados (Jackson y Hobbs, 2009). Consideramos estos temas en sistemas terrestres y acuáticos.

29.6.1. Resiliencia climática de la restauración terrestre

Un conjunto creciente de evidencia revela cómo los bosques primarios de la Amazonía están siendo afectados por el cambio climático y los extremos

climáticos, incluyendo el aumento de la mortalidad de árboles individuales (Phillips *et al.* 2009; McDowell *et al.* 2018) y cambios en la composición de especies (Esquivel-Muelbert *et al.* 2019) (ver el Capítulo 24). Los estudios también muestran fuertes asociaciones entre la mortalidad de los árboles y los cambios climáticos, como una mayor intensidad y duración de la estación seca (Aleixo *et al.* 2019a; Adams *et al.* 2017) y temperaturas más cálidas (Sullivan *et al.* 2020; Allen *et al.* 2010). Pero, ¿qué pasa con la sensibilidad de los bosques secundarios? Aquí describimos cinco líneas de evidencia que sugieren que pueden ser particularmente sensibles al cambio climático.

La primera es espacial; Los bosques secundarios pueden ser especialmente vulnerables al cambio climático en curso, ya que en su mayoría están situados en las regiones más secas y estacionales de la Amazonía donde ha predominado la deforestación (Smith *et al.*; 2020). La segunda es fisiológica; los bosques secundarios están dominados por árboles de rápido crecimiento con bajas densidades de madera (Berenguer *et al.* 2018; Poorter *et al.* 2019) o tienen hojas grandes y delgadas que no conservan el agua, y pueden ser especialmente

vulnerables a la sequía por cavitación o falta de carbono (Phillips *et al.* 2009; McDowell *et al.* 2018; Aleixo *et al.* 2019b). La tercera línea de evidencia es empírica; Los bosques secundarios monitoreados a lo largo del tiempo tienen tasas significativamente más bajas de acumulación de carbono durante los períodos más secos (Elias *et al.* 2020). Esto se debe en parte a la mortalidad: varios estudios en bosques primarios y secundarios registraron una mayor mortalidad de árboles después de eventos climáticos extremos globales asociados con la oscilación atlántica (NAO) de El Niño/La Niña en la Amazonía en 2005 y 2016 (Chazdon *et al.* 2005; Leibold *et al.* 2018). Sin embargo, en los bosques secundarios también se debe a un crecimiento reducido (Elias *et al.* 2020). La cuarta razón se relaciona con su estructura y microclima; Las copas bajas y las altas tasas de rotación de tallos en los bosques secundarios significan que tienen temperaturas más altas en el sotobosque y niveles más bajos de humedad (Ray *et al.* 2005), haciéndolos más vulnerables a las condiciones climáticas extremas, así como a los incendios (Uriarte *et al.* 2016). Finalmente, aunque muchos árboles de bosques primarios tienen raíces profundas (Nepstad *et al.* 1994), esto parece menos probable en los bosques secundarios, donde los tamaños promedio de los tallos son mucho menores. Es notable que las plántulas son vulnerables a la sequía en los bosques perturbados de Borneo, y que estas sequías también empujan la composición de la comunidad hacia los pioneros ruderales (Qie *et al.* 2019).

La mayor sensibilidad al cambio climático podría compensarse si los gradientes existentes en la intensidad de la estación seca y las precipitaciones impulsan la adaptación hacia una mayor sensibilidad a la sequía o al calor. Los bosques primarios están cambiando su composición de especies en respuesta al cambio climático (Esquivel-Muelbert *et al.* 2018); el rápido recambio y la alta capacidad de dispersión de las especies pioneras pueden facilitar estos cambios en los bosques secundarios, especialmente cuando están conectados funcionalmente a un gran grupo de especies de colonos potenciales. Por lo tanto, es posible que en el futuro surjan bosques secundarios más resistentes a la

sequía. Estos pueden parecerse a la composición de especies y las trayectorias de sucesión que se encuentran en los bosques secos tropicales en regeneración, donde las etapas iniciales de la sucesión del bosque están dominadas por especies con rasgos tolerantes a la sequía (por ejemplo, (Lohbeck *et al.* 2013). Donde los bosques no pueden cambiar de forma natural, o donde se desea una tasa de cambio más rápida, la plantación de enriquecimiento podría ayudar a fomentar especies con características que se adaptan mejor al estrés por calor o estaciones secas más largas. La tala de enredaderas y el raleo de liberación podrían brindar apoyo adicional (Philipson *et al.* 2020), aunque la evidencia de Borneo sugiere que los beneficios del corte de lianas pueden reducirse durante sequías extremas (O'Brien *et al.* 2019). Finalmente, la restauración a escala de paisaje podría ayudar a los esfuerzos de restauración al mantener un clima regional más fresco y húmedo (ver Sección 29.2.3).

La sequía no es la única amenaza para la restauración forestal. Aleixo *et al.* (2019) mostraron que los árboles morían con más frecuencia durante los meses húmedos que en los años de sequía, y que las lluvias y tormentas que ocurren durante la transición de las estaciones secas a las húmedas en la Amazonía podrían ser la principal causa de la mortalidad de los árboles durante los meses más húmedos (Negrón-Juárez *et al.* 2010). La restauración forestal también es muy susceptible al fuego, que puede detener los procesos de sucesión en *tierra firme* (p. ej., Berenguer *et al.* 2018; Heinrich *et al.* 2021) y bosques inundables (Flores *et al.* 2017). Las actividades de restauración forestal deben estar alineadas con acciones que reduzcan la inflamabilidad del paisaje, mejoren la detección y el combate de incendios y ayuden a los agricultores a controlar las fuentes de ignición.

29.6.2. Resiliencia climática de la restauración acuática

Es probable que los efectos hidrológicos del cambio climático tengan un mayor impacto en la Amazonía que en otras regiones de América del Sur (Brêda *et al.* 2020). En particular, los impactos del

cambio climático en los sistemas acuáticos pueden verse exacerbados por el cambio en el uso de la tierra. Por ejemplo, los modelos climáticos e hidrológicos acoplados forzados bajo escenarios de deforestación contrastantes sugieren que los resultados de precipitación cambian de un promedio positivo a un promedio negativo en respuesta a la deforestación (Lima *et al.* 2014). Además, la deforestación puede aumentar la duración de las estaciones secas y amplificar la variación estacional en la descarga. Es importante señalar que los cambios en el balance hídrico no se limitan a las subcuencas deforestadas, ya que la circulación atmosférica propaga los efectos en toda la cuenca (Coe *et al.* 2009).

Los cambios en el balance hídrico asociados con el cambio climático y la deforestación probablemente afectarán los ecosistemas de llanuras aluviales y fluviales de muchas maneras (ver el Capítulo 23). Disminución de la precipitación media anual (Brêda *et al.* 2020) combinado con una mayor frecuencia de eventos climáticos extremos en la Amazonía (Marengo, 2009) cambiará los patrones de inundaciones estacionales, impactando la composición de especies y el ciclo biogeoquímico en los paisajes de agua dulce de la Amazonía. La duración reducida de la inundación puede alterar la selección de especies tolerantes a las inundaciones y, en última instancia, la composición de los bosques de las llanuras aluviales; además, debido a que los árboles de las llanuras aluviales generalmente carecen de características relacionadas con la resistencia al fuego y la sequía, serán muy sensibles a cualquier cambio en la frecuencia, extensión o gravedad de los incendios (Flores *et al.* 2017). En los ríos, los regímenes de precipitación y descarga regulan el transporte de sedimentos y la dinámica de los nutrientes acuáticos (Devol *et al.* 1995; Almeida *et al.* 2015), y la extensión de la inundación gobierna la entrada y el procesamiento de grandes cantidades de materia orgánica producida en ecosistemas terrestres y estacionalmente inundados que luego se desgasifican como gas de carbono (Abril *et al.* 2014; Almeida *et al.* 2017). En el ámbito biológico, la estacionalidad alterada en los regímenes de inundación podría afectar las interacciones

de la comunidad de plancton, con efectos potencialmente en cascada en la red alimentaria (Feitosa *et al.* 2019). Por lo tanto, además de comprender las condiciones a nivel del sitio antes de la perturbación, la restauración efectiva de los ecosistemas acuáticos amazónicos debe estar atenta a las alteraciones hidrológicas, biológicas y químicas a escala de cuenca provocadas por el cambio climático.

29.7. Lograr una restauración significativa a escala

La ciencia de la restauración se ha desarrollado rápidamente en las últimas décadas y, si bien persisten algunos vacíos de conocimiento en el trópico, ha llegado a un punto en el que puede brindar una guía clara basada en evidencia para apoyar las acciones de restauración en una amplia gama de contextos (Capítulo 28) y en todo el mundo. biomas y paisajes. Pero la restauración no puede ocurrir de forma aislada; hemos esbozado cómo debe vincularse a un conjunto más amplio de medidas de conservación que eviten más pérdidas (Capítulo 27). Fundamentalmente, la investigación ha demostrado que la restauración debe integrarse dentro de la sociedad y el contexto político, y la evidencia puede informar cómo implementar la restauración de una manera que incluya a todas las personas en un paisaje (reconociendo al mismo tiempo que no todos los interesados se beneficiarán necesariamente) (Reed *et al.* 2018). Pero, ¿cómo se puede usar este conocimiento de manera efectiva? Aquí examinamos las palancas políticas y los incentivos que pueden respaldar la restauración a gran escala que se requiere para mitigar el cambio climático, evitar puntos de inflexión peligrosos, reducir la presión sobre los bosques primarios, apoyar los medios de vida locales y desarrollar una bioeconomía amazónica próspera y próspera.

29.7.1. Cumplimiento y Monitoreo

Muchos han experimentado con soluciones tecnológicas y organizativas para restaurar la producción económica sostenible y sensible al medio ambiente (por ejemplo, Brondizio *et al.* 2021). Sin embargo, estas posibles soluciones no se repli-

carán ni adoptarán a gran escala mientras no se tengan en cuenta las externalidades negativas de la explotación del capital natural del bosque. Por ejemplo, los bajos precios de mercado de la madera ilegal socavan el valor de la madera legal (Branca-lion *et al.* 2018), lo que hace que sea mucho más difícil para las empresas que siguen prácticas legales o certificadas financiar el monitoreo y la aplicación necesarios para garantizar la integridad del bosque posterior al aprovechamiento en concesiones extensas y remotas (ver los Capítulos 14, 19 y 27). Contrarrestar esto requiere cambios en la política y la gobernanza (leyes, impuestos, subsidios) para hacer que actividades como la tala ilegal no sean económicamente atractivas. La inversión verde en la restauración de la tierra y el paisaje requiere herramientas eficientes para monitorear y verificar el desempeño ambiental a nivel de parcela, finca, paisaje y cuenca. El monitoreo y la aplicación también son clave para evitar los efectos perversos de la restauración económica, donde las tecnologías y políticas que promueven una mayor productividad agrícola o silvícola paradójicamente conducen a una mayor deforestación (Garrett *et al.* 2018), o donde la restauración ecológica a gran escala causa “fugas” de daños ambientales (p. ej., Alix-García y Gibbs, 2017).

29.7.2. Medidas basadas en incentivos

La restauración se puede incentivar mediante la compensación de carbono y/o biodiversidad, pagos por servicios ecosistémicos (PSA) como REDD+ y/o esquemas de certificación. Sin embargo, los PSA a menudo no logran ganar escala (Coudel *et al.* 2015), y las intervenciones basadas en el mercado pueden generar conflicto y debilitar los lazos sociales (Pokorny *et al.* 2012). Curiosamente, las políticas menos obvias pueden tener efectos indirectos importantes en las dinámicas de restauración, como el Programa de Alimentación Escolar de Brasil que ha sido fundamental para fomentar la consolidación de los sistemas agroforestales y la agrobiodiversidad en algunas áreas de la Amazonía oriental (Resque *et al.* 2019). Comprender las formas más efectivas de fomentar la restauración a gran escala sigue siendo una importante prioridad

de investigación.

29.7.3. Restauración dirigida por la comunidad

Algunas acciones de restauración a nivel de sitio pueden implementarse mediante el enlace con un conjunto relativamente pequeño de partes interesadas, como propietarios o administradores de reservas. Sin embargo, para lograr transformaciones sostenibles en paisajes y cuencas, es vital que las medidas de restauración sean vistas favorablemente por un conjunto más amplio de personas, incluidas aquellas que viven en el paisaje o se verán afectadas económicamente. Por ejemplo, la implementación de sistemas agrícolas integrados en tierras agrícolas improductivas requiere la participación de todas las partes interesadas relevantes, tanto en el diseño como en la implementación de los programas de investigación y extensión para asegurar que satisfagan las necesidades socioeconómicas y los valores culturales de los beneficiarios. Como era de esperar, algunos de los ejemplos más exitosos de restauración activa involucran una fuerte participación y liderazgo de la comunidad. La Red de Semillas de Xingu (Cuadro 29.1) y la cogestión comunitaria de la pesca (Campos-Silva *et al.* 2021) son ejemplos positivos de participación comunitaria y liderazgo. Demuestran que el éxito de las iniciativas de restauración que involucren a la población local dependerá en gran medida del apoyo efectivo a largo plazo para el desarrollo de capacidades y la asistencia técnica, y de una colaboración y participación social continua y de amplio alcance (Capítulo 30).

29.7.4. Políticas

La restauración también puede ser apoyada a nivel nacional a través de compromisos oficiales y legislación. Por ejemplo, la Ley Nacional de Protección de la Vegetación de Brasil (NVPL, o código forestal) establece límites de área forestal para las reservas legales y exige que se conserve la vegetación a lo largo de los cursos de agua y en entornos ecológicamente sensibles, como pendientes pronunciadas (Brasil, 2012). El NVPL permite a los propietarios de tierras compensar la tala de bosques an-

terior comprando bosques en otros lugares; Dados los problemas relacionados con la permanencia, esto ha brindado un mecanismo para apoyar la restauración de tierras agrícolas ilegales en parques nacionales (Giannichi *et al.* 2018). Sin embargo, la legislación nacional varía mucho entre los países amazónicos. Se podría alentar el desarrollo de un conjunto común de enfoques al vincular las políticas nacionales con las numerosas declaraciones e incentivos internacionales que promueven la restauración, incluyendo las declaraciones de Nueva York y Ámsterdam, el Desafío de Bonn y la Iniciativa 20x20, el Objetivo de Desarrollo Sostenible 15 Vida de ecosistemas terrestres, la Convención sobre Diversidad Biológica, la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático y compromisos adicionales de deforestación cero y políticas contra la deforestación importada.

29.8. Conclusiones

Para maximizar su impacto ecológico y social, la restauración debe implementarse de manera que considere sus beneficios a través de las escalas, incluso a nivel del bioma, dentro de los paisajes y cuencas, y entre diferentes grupos de actores locales y partes interesadas. La aplicación de los enfoques de restauración más apropiados en los lugares correctos requerirá ejercicios de priorización novedosos que consideren los múltiples beneficios, la viabilidad social, la necesidad ecológica y los riesgos que plantea el cambio climático.

29.9. Referencias

- Abell R, Asquith N, Boccaletti G, *et al.* 2017. Beyond the source: the environmental, economic and community benefits of source water protection. *Arlington, VA: The Nature Conservancy.*
- Abell R, Vigerstol K, Higgins J, *et al.* 2019. Freshwater biodiversity conservation through source water protection: quantifying the potential and addressing the challenges. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **29**: 1022–38.
- Abril G, Martínez J-M, Artigas LF, *et al.* 2014. Amazon River carbon dioxide outgassing fuelled by wetlands. *Nature* **505**: 395–8.
- Adams C, Rodrigues ST, Calmon M, and Kumar C. 2016. Impacts of large-scale forest restoration on socioeconomic status and local livelihoods: what we know and do not know. *Biotropica* **48**: 731–44.
- Aleixo I, Norris D, Hemerik L, *et al.* 2019a. Amazonian rainforest tree mortality driven by climate and functional traits. *Nature Climate Change* **9**: 384–8.
- Aleixo I, Norris D, Hemerik L, *et al.* 2019b. Amazonian rainforest tree mortality driven by climate and functional traits. *Nature Climate Change* **9**: 384–8.
- Alix-Garcia J and Gibbs HK. 2017. Forest conservation effects of Brazil's zero deforestation cattle agreements undermined by leakage. *Global Environmental Change* **47**: 201–17.
- Alkama R and Cescatti A. 2016. Climate change: Biophysical climate impacts of recent changes in global forest cover. *Science* **351**: 600–4.
- Allan JD. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu Rev Ecol Evol Syst* **35**: 257–84.
- Almeida CT, Oliveira-Júnior JF, Delgado RC, *et al.* 2017. Spatiotemporal rainfall and temperature trends throughout the Brazilian Legal Amazon, 1973–2013. *International Journal of Climatology* **37**: 2013–26.
- Alteff EF, Gonsioroski G, Barreiros M, *et al.* 2019. The rarest of the rare: rediscovery and status of the critically endangered Belem Curassow, *Crax fasciolata pinima* (Pelzeln, 1870). *Papeís Avulsos de Zoologia* **59**: e20195946.
- Andrea MC da S, Dallacort R, Tieppo RC, and Barbieri JD. 2020. Assessment of climate change impact on double-cropping systems. *SN Applied Sciences* **2**: 1–13.
- Arantes CC, Winemiller KO, Asher A, *et al.* 2019. Floodplain land cover affects biomass distribution of fish functional diversity in the Amazon River. *Scientific Reports* **9**: 1–13.
- Aronson J and Alexander S. 2013. Ecosystem Restoration is Now a Global Priority: Time to Roll up our Sleeves. *Restoration Ecology* **21**: 293–6.
- Arroyo-Rodríguez V, Fahrig L, Tabarelli M, *et al.* 2020. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. *Ecology Letters* **23**: 1404–20.
- Barlow J, Berenguer E, Carmenta R, and França F. 2020. Clarifying Amazonia's burning crisis. *Global Change Biology* **26**: 319–21.
- Barlow J, Gardner TA, Araujo IS, *et al.* 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **104**: 18555–60.
- Beechie T, Pess G, Roni P, and Giannico G. 2008. Setting River Restoration Priorities: A Review of Approaches and a General Protocol for Identifying and Prioritizing Actions. *North American Journal of Fisheries Management* **28**: 891–905.
- Berenguer E, Gardner TA, Ferreira J, *et al.* 2018. Seeing the woods through the saplings: Using wood density to assess the recovery of human-modified Amazonian forests. *Journal of Ecology*.
- Betts, M. G. Wolf, C. Pfeifer, M. Banks-Leite, C. Arroyo-Rodríguez, V. Ribeiro, D. B. ... & Ewers, R. M. (2019). Extinction filters mediate the global effects of habitat fragmentation on animals. *Science*, 366(6470), 1236–1239.
- Bhagwat SA, Willis KJ, Birks HJB, and Whittaker RJ. 2008. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? *Trends in Ecology and Evolution* **23**: 261–7.
- Bignaut J, Esler KJ, Wit MP de, *et al.* 2013. Establishing the links

- between economic development and the restoration of natural capital. *Current Opinion in Environmental Sustainability* **5**: 94–101.
- Bottazzi P, Wiik E, Crespo D, and Jones JPG. 2018. Payment for environmental “self-service”: Exploring the links between Farmers’ motivation and additionality in a conservation incentive programme in the Bolivian Andes. *Ecological Economics* **150**: 11–23.
- Bradshaw CJA, Sodhi NS, Peh KSH, and Brook BW. 2007. Global evidence that deforestation amplifies flood risk and severity in the developing world. *Global Change Biology* **13**: 2379–95.
- Bragagnolo C, Gama GM, Vieira FAS, *et al.* 2019. Hunting in Brazil: What are the options? *Perspectives in ecology and conservation* **17**: 71–9.
- Brancalion PHS, Almeida DRA de, Vidal E, *et al.* 2018. Fake legal logging in the Brazilian Amazon. *Science advances* **4**: eaat1192.
- Brancalion PHS and Chazdon RL. 2017. Beyond hectares: four principles to guide reforestation in the context of tropical forest and landscape restoration. *Restoration Ecology* **25**: 491–6.
- Brazil. 2012. Lei 12.641, de 25 de maio de 2012. Viewed
- Brêda JPLF, Paiva RCD de Collischon W, *et al.* 2020. Climate change impacts on South American water balance from a continental-scale hydrological model driven by CMIP5 projections. *Climatic Change* **159**: 503–22.
- Brondizio ES, Andersson K, Castro F de, *et al.* 2021. Making place-based sustainability initiatives visible in the Brazilian Amazon. *Current Opinion in Environmental Sustainability* **49**: 66–78.
- Buytaert W, Céleri R, Bièvre B De, *et al.* 2006. Human impact on the hydrology of the Andean páramos. *Earth-Science Reviews* **79**: 53–72.
- Buytaert W, Iniguez V, and Bievre B De. 2007. The effects of afforestation and cultivation on water yield in the Andean páramo. *Forest ecology and management* **251**: 22–30.
- Calmon M, Brancalion PHS, Paese A, *et al.* 2011. Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. *Restoration Ecology* **19**: 154–8.
- Campos-Silva, J. V. Peres, C. A. Hawes, J. E. Hugaasen, T. Freitas, C. T. Ladle, R. J. & Lopes, P. F. (2021). Sustainable use protected areas catalyze enhanced livelihoods in rural Amazonia. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(40).
- Carvalho WD De and Mustin K. 2017. The highly threatened and little known Amazonian savannahs. *Nature Ecology and Evolution* **1**: 1–3.
- Carvalho WD, Mustin K, Hilário RR, *et al.* 2019. Deforestation control in the Brazilian Amazon: A conservation struggle being lost as agreements and regulations are subverted and bypassed. *Perspectives in Ecology and Conservation* **17**: 122–30.
- Castello L and Macedo MN. 2016. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Global Change Biology* **22**: 990–1007.
- Celentano D, Rousseau GX, Muniz FH, *et al.* 2017. Towards zero deforestation and forest restoration in the Amazon region of Maranhão state, Brazil. *Land Use Policy* **68**: 692–8.
- César RG, Belei L, Badari CG, *et al.* 2021. Forest and Landscape Restoration: A Review Emphasizing Principles, Concepts, and Practices. *Land* **10**: 28.
- Chazdon R, Brenes A, and Alvarado B. 2005. Effects of Climate and Stand Age on Annual Tree Dynamics in Tropical Second-Growth Rain Forests on JSTOR. *Ecology* **86**: 1808–15.
- Chazdon RL, Broadbent EN, Rozendaal DMA, *et al.* 2016a. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Science Advances* **2**.
- Chazdon RL, Broadbent EN, Rozendaal DMA, *et al.* 2016b. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Science Advances* **2**: e1501639.
- Chazdon RL, Cullen L, Padua SM, and Padua CV. 2020a. People, primates, and predators in the Pontal: from endangered species conservation to forest and landscape restoration in Brazil’s Atlantic Forest. *Royal Society Open Science* **7**: 200939.
- Chazdon RL, Gutierrez V, Brancalion PHS, *et al.* 2020b. Co-Creating Conceptual and Working Frameworks for Implementing Forest and Landscape Restoration Based on Core Principles. *Forests* **11**: 706.
- 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. *Journal of Hydrology* **369**: 165–74.
- Comer PJ, Hak JC, Josse C, and Smyth R. 2020. Long-term loss in extent and current protection of terrestrial ecosystem diversity in the temperate and tropical Americas (SP Aldrich, Ed). *PLoS One* **15**: e0234960.
- Constantino P de AL. 2019. Subsistence Hunting with Mixed-Breed Dogs Reduces Hunting Pressure on Sensitive Amazonian Game Species in Protected Areas. *Environmental Conservation* **46**: 92–8.
- Cook-Patton SC, Leavitt SM, Gibbs D, *et al.* 2020. Mapping carbon accumulation potential from global natural forest regrowth. *Nature* **585**: 545–50.
- Costa-Pereira R, Lucas C, Crossa M, *et al.* 2018. Defaunation shadow on mutualistic interactions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **115**: E2673–5.
- Cotula, L. & Mayers, J. (2009). Tenure in REDD: Start-point or Afterthought? (No. 15). IIED.
- Coudel E, Ferreira J, Carvalho Amazonas M de, *et al.* 2015. The rise of PES in Brazil: from pilot projects to public policies. In: *Handbook of Ecological Economics*. Edward Elgar Publishing.
- Crouzeilles R, Beyer HL, Monteiro LM, *et al.* 2020. Achieving cost-effective landscape-scale forest restoration through targeted natural regeneration. *Conservation Letters* **13**: e12709.
- Dala-Corte RB, Melo AS, Siqueira T, *et al.* 2020. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. *Journal of Applied Ecology* **57**: 1391–402.
- Davidson EA, Araújo AC de, Artaxo P, *et al.* 2012. The Amazon basin in transition. *Nature* **481**: 321–8.
- Dias LCP, Macedo MN, Costa MH, *et al.* 2015. Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the Upper Xingu River Basin, Central Brazil.

- Journal of Hydrology: Regional Studies* **4**: 108–22.
- Ding H, Faruqi S, Wu A, *et al.* 2017. Roots of Prosperity: The Economics and Finance of Restoring Land. The Economics and Finance of Restoring Land. Washington, D. C.
- Dixon SJ, Sear DA, Odoni NA, *et al.* 2016. The effects of river restoration on catchment scale flood risk and flood hydrology. *Earth Surface Processes and Landforms* **41**: 997–1008.
- Durigan, G. Guerin, N. & da Costa, J. N. M. N. (2013). Ecological restoration of Xingu Basin headwaters: motivations, engagement, challenges and perspectives. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1619), 20120165.
- Edwards DP, Tobias JA, Sheil D, *et al.* 2014. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. *Trends in ecology & evolution* **29**: 511–20.
- Elias F, Ferreira J, Lennox GD, *et al.* 2020. Assessing the growth and climate sensitivity of secondary forests in highly deforested Amazonian landscapes. *Ecology* **101**: e02954.
- Erbaugh JT and Oldekop JA. 2018. Forest landscape restoration for livelihoods and well-being. *Current Opinion in Environmental Sustainability* **32**: 76–83.
- Erbaugh JT, Pradhan N, Adams J, *et al.* 2020. Global forest restoration and the importance of prioritizing local communities. *Nature Ecology and Evolution* **4**: 1472–6.
- Esquivel-Muelbert, J. R. Fontoura, L. Zardo, É. Streit, D. P. Esquivel-Muelbert, A. & Garcia, J. R. (2018). Assessing the Viability of Reintroduction of Locally Extinct Migratory Fish *Brycon orbignyanus*: Successful Growth, Dispersal and Maturation. *Fishes*, 3(4), 39.
- Esquivel-Muelbert A, Baker TR, Dexter KG, *et al.* 2019. Compositional response of Amazon forests to climate change. *Global Change Biology* **25**: 39–56.
- Fahrig L, Arroyo-Rodríguez V, Bennett JR, *et al.* 2019. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? *Biological Conservation* **230**: 179–86.
- 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.
- Feitosa IB, Huszar VLM, Domingues CD, *et al.* 2019. Plankton community interactions in an Amazonian floodplain lake, from bacteria to zooplankton. *Hydrobiologia* **831**: 55–70.
- Ferraz G, Russell GJ, Stouffer PC, *et al.* 2003. Rates of species loss from Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **100**: 14069–73.
- Ferreira J, Lennox GD, Gardner TA, *et al.* 2018. Carbon-focused conservation may fail to protect the most biodiverse tropical forests. *Nature Climate Change* **8**: 744–9.
- Filoso S, Bezerra MO, Weiss KCB, and Palmer MA. 2017. Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review. *PLoS one* **12**: e0183210.
- Flecker AS, McIntyre PB, Moore JW, *et al.* 2010. Migratory fishes as material and process subsidies in riverine ecosystems. In: American Fisheries Society Symposium.
- Fletcher RJ, Didham RK, Banks-Leite C, *et al.* 2018. Is habitat fragmentation good for biodiversity? *Biological Conservation* **226**: 9–15.
- Flores BM, Holmgren M, Xu C, *et al.* 2017. Floodplains as an Achilles' heel of Amazonian forest resilience. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **114**.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations and International Tropical Timber Organization. 2011. The State of Forests in the Amazon Basin, Congo Basin and Southeast Asia.
- Fortmann L and Bruce J. 1991. You've got to know who controls the land and trees people use: gender, tenure and the environment. University of Zimbabwe (UZ).
- Freeman MC, Pringle CM, Greathouse EA, and Freeman BJ. 2003. Ecosystem-level consequences of migratory faunal depletion caused by dams. In: American Fisheries Society Symposium.
- García-Carreras L and Parker DJ. 2011. How does local tropical deforestation affect rainfall? *Geophysical Research Letters* **38**: n/a-n/a.
- Garrett RD, Gardner TA, Fonseca Morello T, *et al.* 2017. Explaining the persistence of low income and environmentally degrading land uses in the Brazilian Amazon. *Ecology and Society* **22**.
- Garrett RD, Koh I, Lambin EF, *et al.* 2018. Intensification in agriculture-forest frontiers: Land use responses to development and conservation policies in Brazil. *Global Environmental Change* **53**: 233–43.
- Giannichi ML, Dallimer M, Baker TR, *et al.* 2018. Divergent Landowners' Expectations May Hinder the Uptake of a Forest Certificate Trading Scheme. *Conservation Letters* **11**: e12409.
- Goldman R, Benitez S, Calvache A, and Montambault J. 2010. Measuring the effectiveness of water funds: guidance document for development of impact measures. *TNC, Arlington, Virginia*.
- Hall A, Chiu Y, and Selker JS. 2020. Coupling high-resolution monitoring and modelling to verify restoration-based temperature improvements. *River Research and Applications* **36**: 1430–41.
- Harris JA, Hobbs RJ, Higgs E, and Aronson J. 2006. Ecological restoration and global climate change.
- Haugaasen T and Peres CA. 2007. Vertebrate responses to fruit production in Amazonian flooded and unflooded forests. *Biodiversity and Conservation* **16**: 4165–90.
- Hayhoe SJ, Neill C, Porder S, *et al.* 2011. Conversion to soy on the Amazonian agricultural frontier increases streamflow without affecting stormflow dynamics. *Global Change Biology* **17**: 1821–33.
- Heinrich VHA, Dalagnol R, Cassol HLG, *et al.* 2021. Large carbon sink potential of secondary forests in the Brazilian Amazon to mitigate climate change. *Nature Communications* **12**: 1–11.
- Higgins J V and Zimmerling A. 2013. A Primer for Monitoring Water Funds. Arlington, VA: The Nature Conservancy. 2013.
- Hoegh-Guldberg O, Jacob D, Taylor M, *et al.* 2018. Impacts of 1.5°C global warming on natural and human systems. IPCC.
- Holdsworth AR and Uhl C. 1997. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. *Ecological Applications* **16**: 440–51.
- Hurd LE, Sousa RGC, Siqueira-Souza FK, *et al.* 2016. Amazon floodplain fish communities: Habitat connectivity and conservation in a rapidly deteriorating environment. *Biological Conservation* **195**: 118–27.

- Hutyra LR, Munger JW, Nobre CA, *et al.* 2005. Climatic variability and vegetation vulnerability in Amazônia. *Geophysical Research Letters* **32**: L24712.
- Ianni, E. & Geneletti, D. (2010). Applying the ecosystem approach to select priority areas for forest landscape restoration in the Yungas, Northwestern Argentina. *Environmental management*, 46(5), 748-760.
- Jackson ST and Hobbs RJ. 2009. Ecological restoration in the light of ecological history. *Science* **325**: 567–9.
- Jakovac CC, Peña-Claros M, Kuyper TW, and Bongers F. 2015. Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. *Journal of Ecology* **103**: 67–77.
- Jong W de, Zon M van der, Urushima AF, *et al.* 2018. Tenure, property rights and forest landscape restoration. *Forest Landscape Restoration: Integrated Approaches to Support Effective Implementation*: 158–75.
- Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE, and others. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences* **106**: 110–27.
- Kratter AW. 1997. Bamboo Specialization by Amazonian Birds. *Biotropica* **29**: 100–10.
- Kremen C and Merenlender AM. 2018. Landscapes that work for biodiversity and people. *Science* **362**.
- L. Resque A, Coudel E, Piketty M-G, *et al.* 2019. Agrobiodiversity and Public Food Procurement Programs in Brazil: Influence of Local Stakeholders in Configuring Green Mediated Markets. *Sustainability* **11**: 1425.
- Lamb D, Erskine PD, and Parrotta JA. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* **310**: 1628–32.
- Lamb D, Stanturf J, and Madsen P. 2012. What Is Forest Landscape Restoration? : 3–23.
- Leal CG, Lennox GD, Ferraz SFB, *et al.* 2020. Integrated terrestrial-freshwater planning doubles conservation of tropical aquatic species. *Science* **370**: 117–21.
- Lee M and Hancock P. 2011. Restoration and Stewardship Volunteerism. In: *Human Dimensions of Ecological Restoration*. Washington, DC: Island Press/Center for Resource Economics.
- Lees AC, Attwood S, Barlow J, and Phalan B. 2020. Biodiversity scientists must fight the creeping rise of extinction denial. *Nature Ecology & Evolution* 2020 4:11 **4**: 1440–3.
- Lees AC, Moura NG, Almeida AS, and Vieira ICG. 2014. Noteworthy ornithological records from the threatened campinas of the lower rio Tocantins, east Amazonian Brazil. *Bulletin of the British Ornithologists' Club* **134**: 247–58.
- Lees AC and Peres CA. 2006. Rapid avifaunal collapse along the Amazonian deforestation frontier. *Biological Conservation* **133**: 198–211.
- Lees AC and Peres CA. 2009. Gap-crossing movements predict species occupancy in Amazonian forest fragments. *Oikos* **118**: 280–90.
- Leitold V, Morton DC, Longo M, *et al.* 2018. El Niño drought increased canopy turnover in Amazon forests. *New Phytologist* **219**: 959–71.
- Lewis SL, Wheeler CE, Mitchard ETA, and Koch A. 2019. Restoring natural forests is the best way to remove atmospheric carbon. *Nature* **568**: 25–8.
- Lima LS, Coe MT, Soares Filho BS, *et al.* 2014. Feedbacks between deforestation, climate, and hydrology in the Southwestern Amazon: implications for the provision of ecosystem services. *Landscape ecology* **29**: 261–74.
- Lohbeck M, Poorter L, Lebrija-Trejos E, *et al.* 2013. Successional changes in functional composition contrast for dry and wet tropical forest. *Ecology* **94**: 1211–6.
- Lovejoy TE and Nobre C. 2018. Amazon tipping point.
- Luke SH, Slade EM, Gray CL, *et al.* 2019. Riparian buffers in tropical agriculture: Scientific support, effectiveness and directions for policy. *Journal of Applied Ecology* **56**: 85–92.
- Macedo MN, Coe MT, DeFries R, *et al.* 2013a. Land-use-driven stream warming in southeastern Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **368**: 20120153.
- Macedo MN, Coe MT, DeFries R, *et al.* 2013b. Land-use-driven stream warming in southeastern Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **368**: 20120153.
- Maginnis Stewart and Jackson W. 2012. What is FLR and How Does It Differ from Current Approaches? : 19–34.
- Mansourian S. 2016. Understanding the Relationship between Governance and Forest Landscape Restoration. *Conservation and Society* **14**: 267–78.
- Mansourian S. 2017. Governance and forest landscape restoration: A framework to support decision-making. *Journal for Nature Conservation* **37**: 21–30.
- Mansourian S and Vallauri D. 2005. Forest landscape restoration in context. *Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees*: 3–7.
- Marengo JA. 2009. Long-term trends and cycles in the hydrometeorology of the Amazon basin since the late 1920s. *Hydrological Processes* **23**: 3236–44.
- Margules CR and Pressey RL. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* **405**: 243–53.
- Mather AS. 1992. The forest transition. *Area* **24**: 367–79.
- McClain ME and Naiman RJ. 2008. Andean influences on the biogeochemistry and ecology of the Amazon River. *BioScience* **58**: 325–38.
- McDowell N, Allen CD, Anderson-Teixeira K, *et al.* 2018. Drivers and mechanisms of tree mortality in moist tropical forests. *New Phytologist* **219**: 851–69.
- McIntosh EJ, Pressey RL, Lloyd S, *et al.* 2017. The impact of systematic conservation planning. *Annual Review of Environment and Resources* **42**: 677–97.
- Meerveld HJ (Ilja) van, Jones JPG, Ghimire CP, *et al.* 2021. Forest regeneration can positively contribute to local hydrological ecosystem services: Implications for forest landscape restoration (L Flory, Ed). *Journal of Applied Ecology* **58**: 755–65.
- Mendes CB and Prevedello JA. 2020. Does habitat fragmentation affect landscape-level temperatures? A global analysis. *Landscape Ecology* **35**: 1743–56.
- Meyfroidt, P. & Lambin, E. F. (2011). Global forest transition: prospects for an end to deforestation. *Annual review of environment and resources*, 36, 343-371.
- Moore RP, Robinson WD, Lovette IJ, and Robinson TR. 2008. Experimental evidence for extreme dispersal limitation in tropical forest birds. *Ecology Letters* **11**: 960–8.
- Muradian R, Arsel M, Pellegrini L, *et al.* 2013. Payments for

- ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. *Conservation Letters* **6**: 274–9.
- Negrón-Juárez RI, Chambers JQ, Guimaraes G, *et al.* 2010. Wide-spread Amazon forest tree mortality from a single cross-basin squall line event. *Geophysical Research Letters* **37**: n/a-n/a.
- Ngo Bieng MA, Souza Oliveira M, Roda J-M, *et al.* 2021. Relevance of secondary tropical forest for landscape restoration. *Forest Ecology and Management* **493**: 119265.
- Nepstad, D. C. de Carvalho, C. R. Davidson, E. A. Jipp, P. H. Lefebvre, P. A. Negreiros, G. H. ... & Vieira, S. (1994). The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature*, 372(6507), 666–669.
- 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. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **113**: 10759–68.
- Nobre CA, Sellers PJ, and Shukla J. 1991. Amazonian Deforestation and Regional Climate Change. *Journal of Climate* **4**: 957–88.
- Nóbrega RLB, Ziembowicz T, Torres GN, *et al.* 2020. Ecosystem services of a functionally diverse riparian zone in the Amazon--Cerrado agricultural frontier. *Global Ecology and Conservation* **21**: e00819.
- Ochoa-Tocachi BF, Buytaert W, Bièvre B De, *et al.* 2016. Impacts of land use on the hydrological response of tropical Andean catchments. *Hydrological Processes* **30**: 4074–89.
- Oosten C van, Runhaar H, and Arts B. 2021. Capable to govern landscape restoration? Exploring landscape governance capabilities, based on literature and stakeholder perceptions. *Land Use Policy* **104**: 104020.
- Ota L, Chazdon RL, Herbohn J, *et al.* 2020. Achieving Quality Forest and Landscape Restoration in the Tropics. *Forests* **11**: 820.
- Oyama MD and Nobre C. 2003. A new climate-vegetation equilibrium state for Tropical South America. *Geophysical Research Letters* **30**: 10–3.
- Palmer MA, Bernhardt ES, Allan JD, *et al.* 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology* **42**: 208–17.
- Peres CA. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation biology* **15**: 1490–505.
- Peterjohn WT and Correll DL. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology* **65**: 1466–75.
- Philipson CD, Cutler MEJ, Brodrick PG, *et al.* 2020. Active restoration accelerates the carbon recovery of human-modified tropical forests. *Science* **369**: 838–41.
- Phillips OL, Aragão LEOC, Lewis SL, *et al.* 2009. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. *Science* **323**: 1344–7.
- Piponiot C, Rödig E, Putz FE, *et al.* 2019a. Can timber provision from Amazonian production forests be sustainable? *Environmental Research Letters* **14**: 064014.
- Piponiot C, Rödig E, Putz FE, *et al.* 2019b. Can timber provision from Amazonian production forests be sustainable? *Environmental Research Letters* **14**: 064014.
- Piva Da Silva M. 2017. Livelihoods, Capabilities and Insurgent Citizenship in and around a rainforest metropolis: from violent urbanism to a new rurality?
- Poff NL, Allan JD, Bain MB, *et al.* 1997. The natural flow regime. *BioScience* **47**: 769–84.
- Pokorny B, Johnson J, Medina G, and Hoch L. 2012. Market-based conservation of the Amazonian forests: Revisiting win-win expectations. *Geoforum* **43**: 387–401.
- Poorter, L. Rozendaal, D. M. Bongers, F. de Almeida-Cortez, J. S. Zambrano, A. M. A. Álvarez, F. S. ... & Westoby, M. (2019). Wet and dry tropical forests show opposite successional pathways in wood density but converge over time. *Nature ecology & evolution*, 3(6), 928–934.
- Putz FE, Sist P, Fredericksen T, and Dykstra D. 2008. Reduced-impact logging: challenges and opportunities. *Forest ecology and management* **256**: 1427–33.
- Putz FE, Zuidema PA, Synnott T, *et al.* 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conservation Letters* **5**: 296–303.
- O'Brien, M. J. Philipson, C. D. Reynolds, G. Dzulkipli, D. Snaddon, J. L. Ong, R. & Hector, A. (2019). Positive effects of liana cutting on seedlings are reduced during El Niño-induced drought. *Journal of Applied Ecology*, 56(4), 891–901.
- Qie L, Telford EM, Massam MR, *et al.* 2019. Drought cuts back regeneration in logged tropical forests. *Environmental Research Letters* **14**: 045012.
- RAISG. 2020. Amazonian Network of Georeferenced Socio-Environmental Information <https://www.amazoniasocioambiental.org/en/>.
- Ray D, Nepstad D, and Moutinho P. 2005. Micrometeorological and canopy controls of flammability in mature and disturbed forests in an east-central Amazon landscape. *Ecol Appl* **15**: 2.
- Reed MS. 2008. Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biological Conservation* **141**: 2417–31.
- Reed J, Barlow J, Carmenta R, *et al.* 2019. Engaging multiple stakeholders to reconcile climate, conservation and development objectives in tropical landscapes. *Biological Conservation* **238**: 108229.
- Reed J, Vianen J Van, Deakin EL, *et al.* 2016a. Integrated landscape approaches to managing social and environmental issues in the tropics: learning from the past to guide the future. *Global change biology* **22**: 2540–54.
- Reed J, Vianen J Van, Deakin EL, *et al.* 2016b. Integrated landscape approaches to managing social and environmental issues in the tropics: learning from the past to guide the future. *Global change biology* **22**: 2540–54.
- Rodrigues ASL, Ewers RM, Parry L, *et al.* 2009. Boom-and-Bust Development Patterns Across the Amazon Deforestation Frontier. *Science* **324**: 1435–7.
- Rossi, Jacques Garcia Alain Roques J and Rousselet J-P. 2016. Trees outside forests in agricultural landscapes: spatial distribution and impact on habitat connectivity for forest organisms. *Landscape Ecology* **31**: 243–54.
- Saad SI, Silva J da, Silva MLN, *et al.* 2018. Analyzing ecological restoration strategies for water and soil conservation. *Plos one* **13**: e0192325.
- Sabogal C, Besacier C, and McGuire D. 2015. Forest and landscape restoration: Concepts, approaches and challenges for

- implementation. *Unasylva* **66**: 3.
- Sampaio G, Nobre C, Costa MH, *et al.* 2007a. Regional climate change over eastern Amazonia caused by pasture and soybean cropland expansion. *Geophysical Research Letters* **34**: L17709.
- Sampaio G, Nobre C, Costa MH, *et al.* 2007b. Regional climate change over eastern Amazonia caused by pasture and soybean cropland expansion. *Geophysical Research Letters* **34**: L17709.
- Sanches, R. A. Fudemma, C. R. T. & Alves, H. Q. (2021). Indigenous territories and governance of forest restoration in the Xingu River (Brazil). *Land Use Policy*, 104, 104755.
- Sayer J, Sunderland T, Ghazoul J, *et al.* 2013. Ten principles for a landscape approach to reconciling agriculture, conservation, and other competing land uses. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **110**: 8349–56.
- Schiesari L, Waichman A, Brock T, *et al.* 2013. Pesticide use and biodiversity conservation in the Amazonian agricultural frontier. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* **368**: 1–9.
- Schmidt IB, Urzedo DI de, Piña-Rodrigues FCM, *et al.* 2019. Community-based native seed production for restoration in Brazil – the role of science and policy. *Plant Biology* **21**: 389–97.
- Schneider CL, Herrera M, Raisle ML, *et al.* 2020. Carbon Dioxide (CO₂) Fluxes from Terrestrial and Aquatic Environments in a High-Altitude Tropical Catchment. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* **125**: e2020JG005844.
- Schulze MD. 2003. Ecology and behavior of nine timber tree species in Pará, Brazil: links between species life history and forest management and conservation.
- Schwartzman S, Boas AV, Ono KY, *et al.* 2013. The natural and social history of the indigenous lands and protected areas corridor of the Xingu River basin. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **368**: 20120164.
- Silva Junior CHL, Aragão LEOC, Anderson LO, *et al.* 2020. Persistent collapse of biomass in Amazonian forest edges following deforestation leads to unaccounted carbon losses. *Science Advances* **6**: eaaz8360.
- Sist P and Ferreira FN. 2007. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. *Forest ecology and management* **243**: 199–209.
- Sist P, Pioniot C, Kanashiro M, *et al.* 2021. Sustainability of Brazilian forest concessions. *Forest Ecology and Management* **496**: 119440.
- Schmidt, I. B. de Urzedo, D. I. Piña-Rodrigues, F. C. M. Vieira, D. L. M. de Rezende, G. M. Sampaio, A. B. & Junqueira, R. G. P. (2019). Community-based native seed production for restoration in Brazil—the role of science and policy. *Plant Biology*, 21(3), 389–397.
- Smith CC, Healey J, Berenguer E, *et al.* 2021. Old-growth forest loss and secondary forest recovery across Amazonian countries. *Environmental Research Letters*.
- Smith MN, Taylor TC, Haren J van, *et al.* 2020. Empirical evidence for resilience of tropical forest photosynthesis in a warmer world. *Nature Plants* **6**: 1225–30.
- Staal A, Tuinenburg OA, Bosmans JHC, *et al.* 2018. Forest-rainfall cascades buffer against drought across the Amazon. *Nature Climate Change* **8**: 539–43.
- Stanturf JA, Kant P, Lillesø J-PB, *et al.* 2015. Forest landscape restoration as a key component of climate change mitigation and adaptation. International Union of Forest Research Organizations (IUFRO) Vienna, Austria.
- Stanturf JA, Kleine M, Mansourian S, *et al.* 2019. Implementing forest landscape restoration under the Bonn Challenge: a systematic approach. *Annals of Forest Science* **76**: 1–21.
- Strassburg BBN, Iribarrem A, Beyer HL, *et al.* 2020. Global priority areas for ecosystem restoration. *Nature* **586**: 724–9.
- Sullivan MJP, Lewis SL, Affum-Baffoe K, *et al.* 2020. Long-term thermal sensitivity of earth's tropical forests. *Science* **368**: 869–74.
- Tembata, K. Yamamoto, Y. Yamamoto, M. & Matsumoto, K. I. (2020). Don't rely too much on trees: Evidence from flood mitigation in China. *Science of The Total Environment*, 732, 138410.
- Tregidgo DJ, Barlow J, Pompeu PS, *et al.* 2017. Rainforest metropolis casts 1,000-km defaunation shadow. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **114**: 8655–9.
- Uriarte M, Schwartz N, Powers JS, *et al.* 2016. Impacts of climate variability on tree demography in second growth tropical forests: the importance of regional context for predicting successional trajectories. *Biotropica* **48**: 780–97.
- Urzedo, D. I. Vidal, E. Sills, E. O. Piña-Rodrigues, F. C. M. & Junqueira, R. G. P. (2016). Tropical forest seeds in the household economy: effects of market participation among three sociocultural groups in the Upper Xingu region of the Brazilian Amazon. *Environmental Conservation*, 43(1), 13–23.
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, *et al.* 1980. The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* **37**: 130–7.
- Verschuuren, B. Subramanian, S. M. & Hiemstra, W. (2014). Community Well-being in Biocultural Landscapes: Are We Living Well?. Practical Action Publishing Ltd.
- Venticinque E, Forsberg B, Barthem R, *et al.* 2016. An explicit GIS-based river basin framework for aquatic ecosystem conservation in the Amazon. https://knbc.eoinformatics.org/view/doi%3A10.5063%2FF1BG2KX8#snapp_computing.6.1.
- Ward J V. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* **8**: 2–8.
- Waroux Y le P de, 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* **113**: 4021–6.
- Wilson SJ, Schelhas J, Grau R, *et al.* 2017. Forest ecosystem-service transitions: The ecological dimensions of the forest transition. *Ecology and Society* **22**.
- Wohl E, Bledsoe BP, Jacobson RB, *et al.* 2015. The natural sediment regime in rivers: Broadening the foundation for ecosystem management. *BioScience* **65**: 358–71.
- Zanetti PS, Crouzeilles R, and Sansevero JBB. 2019. Can agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem service provision in agricultural landscapes? A meta-analysis for the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management* **433**: 140–5.
- Zhang J, Bruijnzeel LA, Tripoli R, and Meerveld HJI van. 2019. Water budget and run-off response of a tropical multispecies “re-forest” and effects of typhoon disturbance. *Ecohydrology* **12**: e2055.

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

INSTAGRAM [@theamazonwewant](https://www.instagram.com/theamazonwewant)

TWITTER [@theamazonwewant](https://twitter.com/theamazonwewant)