

Bosques de América Latina y el Caribe en la década de 2020

Tendencias, Desafíos y Oportunidades



Editado por Allen Blackman







Copyright © 2020 Banco Interamericano de Desarrollo. Este trabajo está autorizado bajo una licencia Creative Commons IGO 3.0 Reconocimiento-No Comercial-Sin derivados (CC-IGO BY-NC-ND 3.0 IGO) (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/igo/legalcode>) y puede reproducirse con atribución al BID y para cualquier fin no comercial. No se permite ningún trabajo derivado.

Cualquier conflicto relacionado con el uso de los trabajos del BID que no pueda resolverse de manera amigable se someterá a arbitraje de conformidad con las reglas de la CNUDMI. El uso del nombre del BID para cualquier propósito que no sea la atribución, y el uso del logotipo del BID estarán sujetos a un acuerdo de licencia por escrito separado entre el BID y el usuario y no están autorizados como parte de esta licencia CC-IGO.

Tenga en cuenta que el enlace proporcionado anteriormente incluye términos y condiciones adicionales de la licencia.

Las opiniones expresadas en esta publicación pertenecen a los autores y no reflejan necesariamente los puntos de vista del Banco Interamericano de Desarrollo, su Junta Directiva o los países que representan.



Catalogación en la fuente proporcionada por la Biblioteca Felipe Herrera del Banco Interamericano de Desarrollo

Bosques de América Latina y el Caribe en la década de 2020: tendencias, desafíos y oportunidades / Juan Ardila, Julia Arieira, Simone Carolina Bauch, Tathiana Bezerra, Allen Blackman, Olivia David, Bryan Finegan, Nathália Nascimento, Dan Nepstad, Carlos A. Nobre, Raoni Rajão, Juan Robalino, Brent Sohngen, Claudia Stickler, Rafael Vargas, Matt Warren; editor, Allen Blackman.

p. cm. — (Monografía del BID ; 864)

Incluye referencias bibliográficas.

1. Forest conservation-Latin America. 2. Forest restoration-Latin America. 3. Forest management-Latin America. 4. Deforestation-Latin America-Prevention. 5. Sustainable forestry-Latin America. 6. Climatic changes-Latin America. I. Ardila, Juan. II. Arieira, Julia. III. Bauch, Simone Carolina. IV. Bezerra, Tathiana. V. Blackman, Allen. VI. David, Olivia. VII. Finegan, Bryan. VIII. Nascimento, Nathália. IX. Nepstad, Daniel C. X. Nobre, Carlos A. XI. Rajão, Raoni. XII. Robalino, Juan. XIII. Sohngen, Brent L. XIV. Stickler, Claudia. XV. Vargas, Rafael. XVI. Warren, Matt. XVII. Banco Interamericano de Desarrollo. Sector de Cambio Climático y Desarrollo Sostenible. XVIII. Serie.

IDB-MG-864

Códigos JEL

013 Recursos Naturales

054 América Latina y el Caribe

Q01 Desarrollo Sostenible

Q15 Uso de la Tierra

Q23 Silvicultura

Q28 Política Gubernamental

Q23 Recursos Naturales y Conflictos Nacionales e Internacionales

Q54 Clima

Q56 Medio Ambiente y Desarrollo

Q57 Economía Ecológica

Palabras Clave

Biodiversidad, Biomasa, Certificación, Cambio Climático, Conservación, Costa Rica, Deforestación, Degradación, Ecuador, Bosque, Forestal, Modelo Global de Madera, Gases de Efecto Invernadero, Tala Ilegal, Producto Forestal No Maderable, Perú, Resiliencia, Pago Basado en Resultados, Brasil

Índice

- 8 Agradecimientos**
- 9 Biografías de los Autores**
- 10 Prólogo**

Tom Lovejoy

- 12 Resumen ejecutivo**

Allen Blackman

- 18 Capítulo 1. Innovaciones en los Enfoques de Conservación y Recuperación Forestal**

Dan Nepstad, Juan Ardila, Tathiana Bezerra, Olivia David, Claudia Stickler, Rafael Vargas y Matt Warren

- 60 Chapter 2. Forests and Climate Change**

Carlos A. Nobre, Bryan Finegan, Raoni Rajão, Juan Robalino, Julia Arieira, and Nathália Nascimento

- 118 Capítulo 3. Gestión Forestal y Comercio de Productos Forestales**

Brent Sohngen

- 168 Capítulo 4. Proyectos Forestales en el Banco Interamericano de Desarrollo**

Simone Carolina Bauch



Agradecimientos

Los capítulos de este informe fueron encomendados para el Taller del Banco Interamericano de Desarrollo sobre Bosques de América Latina y el Caribe, realizado el 22 de octubre de 2019. Son evaluaciones de expertos de (1) temas clave para la conservación y restauración forestal, (2) vínculos entre el cambio climático y los bosques, (3) la gestión y comercio forestal, y (4) operaciones forestales recientes del Banco Interamericano de Desarrollo. El financiamiento fue proporcionado por una cooperación técnica sobre Cambio Climático y Paisajes Sostenibles (RG-T2928).

Agradecemos a los autores de los capítulos; Sergio Ardilla, Jan Börner, Jonah Busch, Bruno Kanieski y Erin Sills por las revisiones por pares externos; Juliana Almeida, Onil Banerjee, Juan de Dios Matos y Gloria Visconti por sus comentarios como moderadores del taller; Laura Villalobos, Graham Watkins y los participantes del taller por sus útiles comentarios, sugerencias y apoyo; Sally Atwater por su edición; Camilo Villegas y Juan David Cadena, de Latitud Estudio por el diseño gráfico y la tipografía.

Las opiniones expresadas en este informe son las de los autores y no necesariamente reflejan las del Banco Interamericano de Desarrollo, su Asamblea de Gobernadores o su Junta Directiva.

Biografías de los Autores

Juan Ardila	Científico de Análisis Espacial GIS en el Earth Innovation Institute en San Francisco, California.
Julia Arieira	Investigador Ecologista Vegetal del Instituto de Estudios Climáticos de la Universidad de Espírito Santo (UFES), Vitória, Brasil.
Simone Carolina Bauch	Consultora Independiente, Brasília, Brasil.
Tathiana Bezerra	Analista de Políticas en el Earth Innovation Institute en San Francisco, California.
Allen Blackman	Asesor Económico Principal para el Sector de Clima y Desarrollo Sostenible en el Banco Interamericano de Desarrollo en Washington, DC.
Olivia David	Asistente de Investigación en el Earth Innovation Institute en San Francisco, California.
Bryan Finegan	Líder del Programa y Profesor del Programa de Cátedra de Posgrado en el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) en Turrialba, Costa Rica.
Nathália Nascimento	Investigadora Científica del Sistema Terrestre en el Instituto de Estudios Climáticos de la Universidad de Espírito Santo (UFES), Vitória, Brasil.
Dan Nepstad	Presidente y Fundador del Earth Innovation Institute en San Francisco, California.
Carlos A. Nobre	Investigador Principal del Instituto de Estudios Avanzados Carlos A. Nobre Raoni Rajão de la Universidad de São Paulo en São Paulo, Brasil y Director del Proyecto Amazonia 4.0.
Raoni Rajão	Profesor de Estudios Sociales de la Ciencia en el Departamento de Ingeniería de Producción de la Universidad Federal de Minas Gerais (UFMG) en Belo Horizonte, estado de Minas Gerais, Brasil.
Juan Robalino	Profesor Asociado de Economía de la Universidad de Costa Rica, en San José, Costa Rica.
Brent Sohngen	Profesor de Economía Ambiental y de los Recursos en el Departamento de Economía Agrícola, Ambiental y del Desarrollo en la Universidad Estatal de Ohio en Columbus, Ohio.
Claudia Stickler	Científica en el Earth Innovation Institute en San Francisco, California.
Rafael Vargas	Asistente de Investigación en el Earth Innovation Institute en San Francisco, California.
Matt Warren	Científico Asistente en el Earth Innovation Institute en San Francisco, California.

Prólogo

América Latina y el Caribe ha sido denominada "la Superpotencia de la Biodiversidad". Esto se debe en gran parte a sus selvas tropicales, entre muchos otros tipos de bosques. Pero los bosques representan más que biodiversidad. Proporcionan servicios ecosistémicos vitales (por ejemplo, los manglares sirven como criaderos de pesca) y son la base de importantes actividades económicas, desde la cosecha de nuez de Brasil hasta la silvicultura propiamente dicha. El propósito de esta monografía es destacar las múltiples facetas de los bosques de la región y promover un enfoque integrado y sostenible de las formas en que se utilizan, mantienen y protegen.

Un tema crítico es el ciclo hidrológico del Amazonas, que ha sido bien estudiado por científicos brasileños y de otros países. A través de la transpiración, los árboles y las hojas de este vasto bosque proporcionan humedad a todos los países de América del Sur, excepto a Chile, incluyendo las selvas tropicales del sur y este de la Cuenca del Amazonas. Sin esa humedad, la región se convertirá en sabana, con una enorme pérdida de biodiversidad y efectos adversos sobre los agricultores y los pueblos indígenas que dependen del bosque.

Los bosques de América Latina y el Caribe también contienen una inmensa cantidad de carbono. Si se libera a la atmósfera, ese carbono convertiría el cambio climático global en un desastre aún mayor de lo que ya es. La biología del planeta se verá seriamente afectada a más de 1,5 grados C de calentamiento global: esencialmente, los ecosistemas se desbaratarán y el mundo se volverá biológicamente inmanejable.

El curso sensato es frenar estrictamente la deforestación adicional, compensar cualquier deforestación adicional con reforestación, conservar los ecosistemas forestales más intactos, administrar el resto de manera sostenible y avanzar proactivamente hacia la reforestación de áreas previamente deforestadas.

Al final, gestionar los bosques por su carbono es como valorar un chip de computadora por su silencio. Debemos valorar los bosques por su biodiversidad y gestionar aquellos que se están utilizando económicamente para la silvicultura en formas de bajo impacto de las que puedan recuperarse.

Esta monografía reúne a autoridades con larga experiencia en el estudio de los bosques de América Latina y el Caribe para iluminar varios aspectos. Daniel Nepstad y sus colegas presentan ejemplos del mundo real de cómo conservar y restaurar los bosques. Carlos Nobre y los coautores explican los vínculos de estos bosques con el ciclo global del carbono y el importantísimo ciclo hidrológico. Brent Sohngen examina la gestión forestal y el comercio de productos forestales. Finalmente, Simone Bauch describe la variedad de proyectos forestales del Banco Interamericano de Desarrollo.

Esta monografía aparece en un momento crítico en América Latina y el Caribe, cuando el liderazgo del Banco está trabajando arduamente para mostrar el camino hacia la sostenibilidad. Estos esfuerzos también deberían ser un modelo para el resto del mundo.

Tom Lovejoy Profesor Universitario
Departamento de Ciencias y Políticas Ambientales
George Mason University



Resumen Ejecutivo

Allen Blackman

Los bosques se encuentran entre las joyas de la corona de América Latina y el Caribe (ALC). La región cuenta con aproximadamente un tercio de los bosques del mundo, la mitad de sus bosques tropicales y una cuarta parte de sus manglares (Blackman et al. 2014). Este rico capital natural proporciona servicios ambientales vitales. A nivel mundial, los bosques de ALC eliminan grandes cantidades de dióxido de carbono de la atmósfera ($1,2 \pm 0,4$ Pg C por año), almacenan casi la mitad del carbono aéreo en los trópicos, hacen circular la humedad a escala continental, proporcionan hábitat para aproximadamente la mitad de las especies terrestres del mundo y albergan siete de los 25 puntos críticos de biodiversidad del mundo (UNEP 2010; Gibbs et al. 2007; Werth and Avissar 2003; Meyers et al. 2000). A nivel local, los bosques de ALC regulan la calidad de las aguas superficiales y subterráneas, moderan la temperatura y proporcionan valiosos bienes y servicios económicos y culturales, incluyendo el 8 por ciento de los productos de madera industrial del mundo (Bakery and Spracklen 2019; Anderson-Teixeira et al. 2012).

Sin embargo, los bosques de ALC enfrentan al menos tres desafíos serios. El primero es el continuo y rápido desmonte y degradación. Las tasas de deforestación de ALC se han desacelerado un poco en los últimos 15 años, pero siguen siendo alarmantemente altas. Entre 2015 y 2020, América del Sur perdió casi 3 millones de hectáreas de bosque por año, el segundo total más alto para cualquiera de las regiones del mundo (FAO 2020). De los 10 países con la pérdida neta anual promedio más alta de área forestal durante el mismo período, 3 estaban en ALC: Brasil (1,5 millones de hectáreas por año), Paraguay (0,3 millones) y Bolivia (0,4 millones) (FAO 2020). La degradación forestal también es un problema urgente. Se estima que 240 millones de hectáreas de bosque tropical en ALC se encuentran en un estado crítico de degradación (Armenteras et al. 2016).

En segundo lugar, la pérdida y degradación de los bosques en ALC exacerban el cambio climático, que a su vez tiene efectos adversos sobre los bosques. Los países de ALC contribuyen con casi una cuarta parte de las emisiones mundiales de gases de efecto invernadero derivadas del cambio de uso de la tierra, principalmente generadas cuando los bosques se convierten en tierras de cultivo y pastizales (IPCC 2019; WRI 2017). El cambio climático implica aumentos en la variabilidad de la temperatura y las precipitaciones que alteran el funcionamiento de los bosques, el crecimiento de las plantas y la mortalidad de los árboles (Cusack et al. 2016; Scheffers et al. 2016). Muchos investigadores creen que, salvo una intervención significativa, el cambio climático, junto con la continua deforestación regional y los incendios, desencadenará una espiral descendente que se refuerza a sí misma y que dará lugar a la pérdida de hasta el 60 por ciento del bosque de la cuenca del Amazonas para el año 2050 (Lovejoy y Nobre 2018).

Por último, las perspectivas económicas para los bosques gestionados de ALC son mixtas. Si bien la participación de ALC en el mercado mundial de la madera ha aumentado de manera significativa en los últimos 50 años, ese crecimiento no ha beneficiado a la mayoría de los países de la región—se ha debido casi exclusivamente a la expansión de la producción de plantaciones forestales en Brasil, Chile y Uruguay (Sohngen 2020). Además, los bosques gestionados de ALC se enfrentan a una com-

petencia cada vez mayor de Asia, una demanda mundial en declive, una certificación de sostenibilidad rezagada y una tala ilegal persistente (Sohngen 2020).

La buena noticia es que al menos algunas facetas del clima político actual favorecen una acción de políticas significativa. La conservación y restauración forestal han atraído una atención sin precedentes en los últimos años, en gran parte debido al consenso emergente de que evitar los peores efectos del cambio climático requerirá cambios significativos en la conservación y restauración forestal (Griscom et al. 2017; Seymour y Busch 2016). Por ejemplo, desde el año 2011, 61 países se han adherido al Desafío de Bonn de restaurar 150 millones de hectáreas de paisajes degradados y deforestados para el año 2020 y 350 millones de hectáreas para el año 2030 (NYDF Assessment Partners 2019). En 2014, los 190 signatarios de la Declaración de Nueva York sobre los Bosques de 2014, que incluyen gobiernos, empresas y organizaciones no gubernamentales, se comprometieron a ayudar a reducir la deforestación tropical en un 50 por ciento para el año 2020 y en un 100 por ciento para el año 2030 (Verdone y Seidl 2017). El Grupo del Banco Interamericano de Desarrollo (IDBG por sus siglas en inglés) ha invertido US \$1.500 millones en proyectos forestales y relacionados con los bosques desde el año 2006 (Bauch 2020). Y la acción unilateral y bilateral es alentadora. Por ejemplo, solo Noruega ha comprometido más de 500 millones de dólares para abordar los problemas del carbono forestal (Hermansen 2015).

¿Cómo se pueden utilizar mejor estos recursos financieros y políticos para promover la conservación, restauración y gestión eficiente de los bosques de ALC en la década de 2020? Esta monografía tiene como objetivo ayudar a responder esa pregunta. Presenta cuatro evaluaciones de expertos que abordan diferentes facetas de los problemas.

En el Capítulo 1, Dan Nepstad y sus coautores extraen lecciones de los estudios de caso de la aplicación de tres enfoques principales para la conservación y restauración forestal en cuatro países: Brasil, Costa Rica, Ecuador y Perú. Los tres enfoques son (1) las políticas y programas internos dirigidos por los gobiernos nacionales y subnacionales, incluyendo políticas fiscales, reglamentos de uso de la tierra, infraestructura de energía y transporte y políticas de importación y exportación; (2) las políticas y programas de transformación del mercado, como la certificación del Forest Stewardship Council para la gestión forestal sostenible, la Moratoria Brasileña de la Soja y la Declaración de Nueva York sobre los Bosques antes mencionada, que alientan a los consumidores y comerciantes a alejarse de las materias primas producidas en formas que causen deforestación o sean de otro modo insostenibles; y (3) las políticas y programas de pagos basados en resultados, tales como pagos por servicios ambientales e iniciativas de reducción de emisiones por deforestación y degradación (REDD por sus siglas en inglés), que compensan a los gobiernos y propietarios de tierras por los servicios ambientales que brindan los bosques tropicales. Los autores ofrecen las siguientes observaciones:

- Las políticas y programas internos pueden ser bastante efectivos, pero se ven obstaculizados no solo por la capacidad limitada y la voluntad de los gobiernos para emprender acciones significativas y sostenidas, sino también por el fuerte rechazo de los administradores de tierras, una dinámica que se ha desarrollado en Brasil durante la última década. Como resultado, este tipo de políticas pueden tener beneficios a corto plazo, pero son insostenibles a largo plazo a menos que estén acompañadas de incentivos positivos para los administradores de tierras y otros grupos de interés.

- En cuanto a las políticas de transformación del mercado, desafortunadamente, los programas de certificación rara vez ofrecen primas de precio u otros incentivos financieros suficientes para involucrar a los productores "sucios" cuya participación es necesaria para impulsar cambios a gran escala—atraen principalmente a productores que ya cumplen con los estándares. Los boicots y las moratorias pueden ser efectivos a corto plazo pero, al igual que las políticas y los programas internos, pueden alienar a los sectores agrícolas y provocar una reacción negativa contra los esfuerzos para frenar la deforestación.
- Las políticas y programas de pago basados en resultados pueden ser rentables para promover la conservación y la restauración cuando los contratos se desarrollan directamente con los gobiernos subnacionales y cuando los beneficios para los administradores de tierras son claros. Sin embargo, estas intervenciones se han visto limitadas hasta ahora por la escala relativamente pequeña de financiamiento disponible para los gobiernos de los bosques tropicales.
- Finalmente, los fuertes vínculos sinérgicos entre la conservación de los bosques y el desarrollo económico—como en el caso de Costa Rica y la industria del turismo—generan voluntad política para lograr una regulación que facilite la conservación.

En el Capítulo 2, Carlos Nobre y sus coautores examinan los vínculos bidireccionales entre los bosques y el cambio climático. Resumen lo que sabemos sobre los efectos del cambio climático en los bosques y la migración humana en ALC, y los efectos de la pérdida y degradación de los bosques sobre el cambio climático global y regional. Además, presentan estudios de caso de algunos de estos vínculos para Brasil y Costa Rica. Los autores informan estos hallazgos:

- Las regiones de ALC se han calentado en un promedio de 1 grado C desde 1900, y para muchas regiones de ALC la estación seca se ha vuelto más larga y los extremos climáticos más frecuentes. Las proyecciones climáticas para el año 2100 indican una intensificación de estos cambios, en parte debido a la pérdida de bosques.
- Incluso dejando de lado los efectos del cambio climático global, la deforestación está alterando el clima regional. La deforestación por sí sola podría calentar el este de la Amazonía en más de 3 grados C, disminuir las precipitaciones de julio a noviembre hasta en un 40 por ciento y retrasar el inicio de la temporada de lluvias en 0,12 a 0,17 días por cada aumento del 1 por ciento en la deforestación.
- Los fenómenos mundiales y regionales inducidos por el hombre han provocado cambios en la dinámica y la biodiversidad de los bosques, reduciendo su resiliencia y productividad y culminando en muertes regresivas a gran escala. Se espera que los efectos combinados del cambio climático global, la deforestación regional y el aumento de los incendios forestales provoquen la desaparición de hasta el 60 por ciento de la selva amazónica para el año 2050.
- Como resultado del cambio climático, alrededor de 17 millones de personas en ALC podrían verse obligadas a migrar en los próximos 30 años.
- Los países de ALC son responsables de aproximadamente una cuarta parte de las emisiones globales atribuidas al cambio de uso de la tierra. Reducir estas emisiones será fundamental para los esfuerzos mundiales por evitar los peores efectos del cambio climático.
- Los desafíos climáticos para ALC en las próximas décadas exigirán políticas climáticas mixtas basadas en la restauración y protección forestal, nuevas tecnologías para la agricultura sostenible, infraestructura verde para la reducción de riesgos y una mejor comunicación entre científicos y grupos de interés.

En el Capítulo 3, Brent Sohngen explora la gestión forestal de ALC, incluyendo las tendencias de ALC en el comercio internacional de madera y bioenergía, la gestión forestal sostenible, los productos forestales no madereros, la tala ilegal, los derechos de propiedad y el cambio climático que afecta a los bosques gestionados. Además, el Dr. Sohngen resume un análisis original del futuro potencial de suministro de madera utilizando el Modelo Global de Madera (Global Timber Model) (Sohngen et al. 1999). Sus hallazgos:

- El crecimiento en el sector de productos de madera de ALC ha superado el promedio mundial desde la década de 1960, y la región ahora contribuye con el 13 por ciento de la producción mundial. Sin embargo, prácticamente todo este crecimiento se ha debido a la expansión en tres países, Brasil, Chile y Uruguay, que han invertido en plantaciones de rápido crecimiento.
- Las plantaciones de ALC enfrentan presión competitiva debido a la caída de los mercados mundiales de productos de papel. Por lo tanto, es importante que ALC explore oportunidades para nuevos mercados, nuevos productos y una mayor productividad. Otros países además de Brasil, Chile y Uruguay, particularmente los de Centroamérica, tienen oportunidades para expandir la producción de madera tanto en bosques naturales como en plantaciones.
- Actualmente, ALC está rezagada con otras regiones en el área de tierras forestales certificadas como gestionadas de manera sostenible por el Forest Stewardship Council y otras organizaciones. Sin embargo, Brasil y Guyana han requerido una tala de impacto reducido y tasas de aprovechamiento más bajas en sus concesiones madereras, por lo que, no obstante, se están implementando elementos de gestión forestal sostenible en muchos bosques de ALC.
- La gestión forestal comunitaria es prometedora para ALC. Aunque sus efectos sobre los medios de vida son inciertos, la evidencia sugiere que probablemente reduzca la deforestación en muchos lugares y brinde oportunidades para expandir la producción de productos forestales no maderables.
- La tala ilegal se ha ralentizado en los últimos años en muchos países de ALC. Los esfuerzos para regularizar los derechos de propiedad a través de la gestión forestal comunitaria o concesiones madereras probablemente ayudarán a reducir la tala ilegal a largo plazo.
- Las estimaciones actuales sugieren que los aumentos de productividad en los bosques gestionados debido al cambio climático pueden superar las pérdidas causadas por la muerte regresiva, lo que lleva a una mayor producción total de madera. Sin embargo, estos resultados no son válidos para todas las ubicaciones. La selva amazónica oriental, por ejemplo, parece particularmente vulnerable a la sequía y posiblemente a más incendios forestales debido al cambio climático.
- Las proyecciones del Modelo Global de Madera sugieren que la producción de productos forestales de ALC aumentará desde el año 2020 hasta 2040–2050. Sin embargo, la producción de madera para pasta es sensible a los supuestos sobre las políticas futuras y las condiciones del mercado. Esta sensibilidad ilustra por qué es importante evaluar las inversiones para mejorar la productividad de las plantaciones.

Finalmente, en el Capítulo 4, Simone Bauch presenta un análisis de la experiencia del IDBG con proyectos forestales durante los últimos 13 años. Habiendo revisado los documentos del IDBG sobre los 99 proyectos forestales aprobados por el banco durante este período y habiendo entrevistado a 23 funcionarios y ex funcionarios bancarios, el Dr. Bauch presenta una breve historia reciente de los proyectos forestales del IDBG, una descripción general de los principales factores determinantes del desarrollo de proyectos y un análisis de las tendencias en los proyectos forestales, incluyendo su número, financiamiento, objetivos, temas y ubicaciones. Sus hallazgos se pueden resumir de la siguiente manera:

- A partir de la década de 1980, los proyectos forestales del IDBG se gestionaron junto con los proyectos de desarrollo rural, a menudo para compensar los posibles daños ambientales de las presas, carreteras y otra infraestructura. Sin embargo, a partir de la década de 1990, los proyectos forestales se centraron cada vez más en la conservación, restauración y prevención de desastres forestales.
- Desde 2006, el IDBG ha invertido casi US \$1.500 millones en proyectos forestales en ALC destinados a conservar, restaurar o gestionar de manera sostenible los recursos forestales naturales, así como a promover las plantaciones forestales y la agrosilvicultura.
- El principal factor determinante de los tipos de proyectos financiados han sido las prioridades de los países.
- Tanto el número de proyectos forestales del IDBG como su financiamiento han aumentado significativamente desde el año 2006, principalmente debido a la mayor disponibilidad de financiamiento climático, que representó el 14 por ciento de todo el financiamiento forestal aprobado por el IDBG en el período de estudio.
- El enfoque de las inversiones en los bosques no ha cambiado significativamente con el tiempo, siendo la gestión forestal sostenible, la gobernanza y la conservación los principales objetivos del proyecto.
- El carbono, la biodiversidad y los medios de vida han sido los temas o tópicos más comunes utilizados para justificar proyectos forestales.

Referencias

- Anderson-Teixeira, K. J., P. Snyder, T. Twine, S. Cuadra, M. Costa, and E. DeLucia. 2012. Climate-regulation services of natural and agricultural ecoregions of the Americas. *Nature Climate Change* 2: 177–81. <https://doi.org/10.1038/nclimate1346>.
- Armenteras, D., T. González, J. Retana, and J. Espelta. 2016. Degradación de bosques en Latinoamérica. Síntesis conceptual, metodologías de evaluación y casos de estudio nacionales, Red Ibero REDD+. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2272.7449>.
- Baker, J., and D. Spracklen. 2019. Climate benefits of intact amazon forests and the biophysical consequences of disturbance. *Frontiers in Forests and Global Change* 2: 1–47.
- Bauch, S. 2020. Forest projects at the Inter-American Development Bank. In A. Blackman (ed.), *Latin American and Caribbean forests in the 2020s: Trends, challenges and opportunities*. Washington, DC: Inter-American Development Bank.
- Blackman, A., R. Epanchin-Niell, J. Siikamäki, and D. Velez-Lopez. 2014. *Biodiversity conservation in Latin America and the Caribbean: Prioritizing policies*. New York: Resources for the Future Press.
- Cusack, D., J. Karpman, D. Ashdown, Q. Cao, M. Ciochina, et al. 2016. Global change effects on humid tropical forests: Evidence for biogeochemical and biodiversity shifts at an ecosystem scale. *Review of Geophysics* 54: 523–610. <https://doi.org/10.1002/2015RG000510>.

- Food and Agriculture Organization (FAO). 2020. Global forest resources assessment 2020: Main report. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca9825en>.
- Gibbs, H., S. Brown, J. Niles, and J. Foley. 2007. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: Making REDD a reality. *Environmental Research Letters* 2: 045023. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/2/4/045023>.
- Griscom, B., J. Adams, P. Ellis, R. Houghton, G. Lomax, et al. 2017. Natural pathways to climate mitigation. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 114(44): 11645–50.
- Hermansen, E. 2015. Policy window entrepreneurship: The backstage of the world's largest REDD+ initiative. *Environmental Politics* 24(6): 932–50. DOI: 10.1080/09644016.2015.1063887.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2019. Climate change and land: An IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. In P. R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, et al. (eds.), Summary for Policymakers. WMO, UNEP.
- Lovejoy, T., and C. Nobre. 2018. Amazon tipping point. *Science Advances* 4: eaat2340. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat2340>.
- Myers, N., M., Mittermeier, C. Mittermeier, G. A. da Fonseca, and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772): 853–58.
- NYDFAssessment Partners. 2019. Protecting and restoring forests: A story of large commitments yet limited progress. New York Declaration on Forests five-year assessment report. <https://forestdeclaration.org/> (accessed 9.15.20).
- Scheffers, B. R., L. De Meester, T. Bridge, A. Hoffmann, J. Pandolfi, et al. 2016. The broad footprint of climate change from genes to biomes to people. *Science* 354(6313): DOI: 10.1126/science.aaf7671. <https://doi.org/10.1126/science.aaf7671>.
- Seymour, F., and J. Busch. 2016. Why forests? Why now? The science, economics and politics of tropical forests and climate change. Washington, DC: Center for Global Development.
- Sohngen, B. 2020. Forest management and trade for forest products. In A. Blackman (ed.), *Latin American and Caribbean forests in the 2020s: Trends, challenges, and opportunities*. Washington, DC: Inter-American Development Bank.
- Sohngen, B., R. Mendelsohn, and R. Sedjo. 1999. Forest management, conservation, and global timber markets. *American Journal of Agricultural Economics* 81: 1–13.
- United Nations Environment Programme (UNEP). 2010. *State of biodiversity in Latin America and the Caribbean*. Panama and Nairobi.
- Verdone, M., and A. Seidl. 2017. Time, space, place, and the Bonn Challenge global forest restoration target. *Restoration Ecology*. <https://doi.org/10.1111/rec.12512>.
- Werth, D., and R. Avissar. 2003. The regional evapotranspiration of the Amazon. *Journal of Hydrometeorology* 5: 100–109.
- World Resources Institute (WRI). 2017. CAIT Climate Data Explorer: Country greenhouse gas emissions. Washington, DC. <http://cait.wri.org> (accessed 9.13.19).

1.

Innovaciones en los Enfoques de Conservación y Recuperación Forestal

*Dan Nepstad, Juan Ardila, Tathiana Bezerra, Olivia David,
Claudia Stickler, Rafael Vargas y Matt Warren*

Índice

23 Causas de la Deforestación

26 Tres Enfoques de Conservación Forestal

Políticas y Programas Internos

Transformación del Mercado

Pagos Basados en Resultados

28 Estudios de Caso

Brasil

Políticas y Programas Internos

Transformación del Mercado

Pagos Basados en Resultados

Costa Rica

Políticas y Programas Internos

Transformación del Mercado

Pagos Basados en Resultados

Ecuador

Políticas y Programas Internos

Transformación del Mercado

Pagos Basados en Resultados

Perú

Políticas y Programas Internos

Transformación del Mercado

Pagos Basados en Resultados

54 Conclusión

55 Referencias



Innovaciones en los Enfoques de Conservación y Recuperación Forestal

Nunca antes se había dedicado tanta financiación o atención a los bosques tropicales. Noruega por sí sola está invirtiendo aproximadamente US \$500 millones para desbloquear el potencial de los bosques tropicales como parte de una solución global al cambio climático. Aproximadamente 190 entidades, incluyendo gobiernos, empresas y organizaciones no gubernamentales, firmaron la Declaración de Nueva York sobre los Bosques en 2014, comprometiéndose a ayudar a reducir la deforestación tropical en un 50 por ciento para el año 2020 y por completo para el año 2030. En la Cumbre del Clima de 2019 en la ciudad de Nueva York, un tercio de los eventos se centraron en soluciones al cambio climático basadas en la naturaleza, todas las cuales implican bosques.

La razón de este elevado interés en los bosques tropicales es la urgencia de abordar el cambio climático. Reducir la pérdida y acelerar la recuperación de los bosques tropicales podría representar una cuarta parte o más de las reducciones de emisiones que se necesitarán en 2030 para evitar un cambio climático catastrófico (Griscom et al. 2017; Stickler et al. 2018).

Sin embargo, el progreso ha sido lento. Los dos años con la mayor pérdida de cobertura arbórea desde el año 2000 son 2016 y 2017 (Figura 1; WRI 2019). En América Latina y el Caribe (ALC), esta tendencia es aún más preocupante, con un mayor aumento reciente en la deforestación. Las excepciones a esta tendencia incluyen la disminución de casi el 80 por ciento en las tasas de deforestación en la región amazónica brasileña de 2004 a 2012, como se describe a continuación. Pero, en general, parece que se necesita una corrección de rumbo.

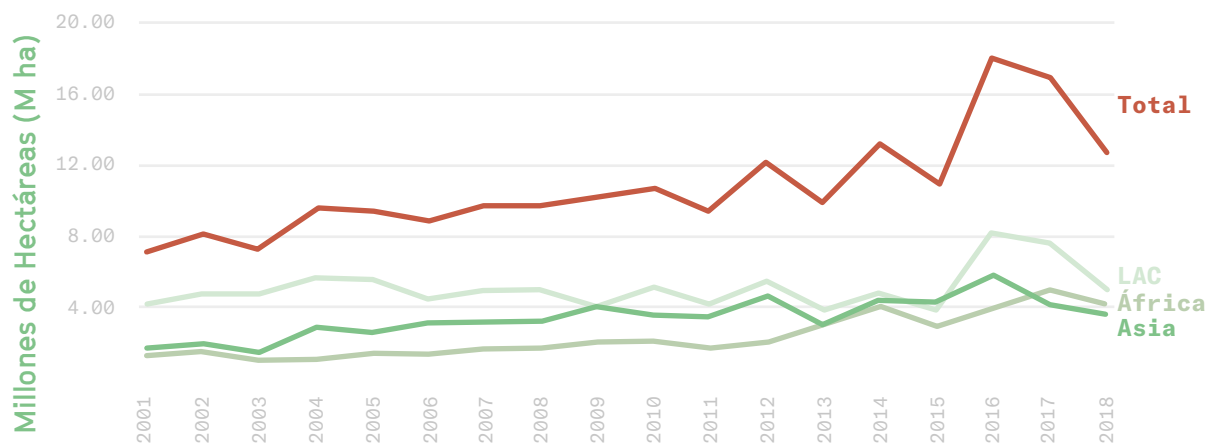


Figura 1. Pérdida Forestal, 2001-2018

Pérdida de cobertura arbórea para países tropicales de América Latina y el Caribe (ALC), África, Asia y todos los trópicos (total), derivada de Global Forest Watch utilizando un umbral de dosel del 30 por ciento. Fuente: WRI (2019).

Cualquier corrección de rumbo en las estrategias para frenar la pérdida y acelerar la recuperación de los bosques tropicales debe basarse en lo que está funcionando y esforzarse por arreglar lo que no funciona. Este capítulo resume algunas de las lecciones de la aplicación de los tres enfoques principales y experimentos regionales para frenar la deforestación en ALC. Presentamos estudios de caso de algunos de los principales esfuerzos para abordar el desafío forestal, realizados por Brasil, Costa Rica, Ecuador y Perú.

Nuestros principales hallazgos son los siguientes. Las estrategias de mando y control han demostrado efectos masivos a corto plazo sobre la deforestación, como describimos para la región amazónica de Brasil, pero parecen ser insostenibles a largo plazo en ausencia de incentivos positivos significativos para mantener y expandir los bosques. Atrapar y enjuiciar a los infractores de la ley en un vasto paisaje de bosques tropicales es costoso y solo se puede mantener con un alto nivel de compromiso político—algo que ahora flaquea en Brasil.

Los enfoques basados en incentivos positivos para la conservación de los bosques, como el programa forestal de Costa Rica y el programa Socio Bosque de Ecuador, han generado ganancias más sostenibles en la conservación forestal, aunque la fuente de financiamiento interno a largo plazo para estas iniciativas es incierta. En Perú, una coalición de múltiples grupos de interés para el desarrollo favorable a los bosques en la región amazónica es muy prometedora.

La creciente polarización entre el sector agrícola y los grupos ambientalistas en Brasil proporciona una nota de advertencia importante. Ha alejado a importantes aliados—los agricultores que conservan los bosques—de la agenda forestal. Esta polarización se vio agravada por las oportunidades perdidas por la Moratoria de la Soja y otros mecanismos de exclusión del mercado para reconocer y recompensar a los agricultores que cumplen con el Código Forestal. El código requiere que al menos el 80 por ciento de las fincas amazónicas se mantengan bajo cobertura forestal natural.

Los pagos basados en resultados para programas jurisdiccionales parecen lograr grandes beneficios por una cantidad bastante pequeña de dinero cuando los contratos se desarrollan directamente con los gobiernos subnacionales y los beneficios para una variedad de grupos de interés en la propiedad de tierras son claros. Solo hay dos contratos de este tipo con estas características, ambos en Brasil.

Finalmente, cuando la conservación forestal está clara y positivamente vinculada al desarrollo económico—como es el caso de Costa Rica a través de la industria del turismo—es posible mantener una fuerte voluntad política para las asignaciones presupuestarias y los marcos regulatorios que son necesarios para frenar la pérdida y acelerar la recuperación de los bosques tropicales. En la mayoría de los países de ALC, sin embargo, esta condición básica no se ha cumplido.

Causas de la Deforestación

A pesar de varias décadas de políticas públicas, campañas de promoción del medio ambiente, y planificación y financiamiento internacional, el factor generador básico de la tala de bosques en América Latina y en otros lugares en los trópicos no ha cambiado: el valor de mercado de los terrenos boscosos es menor que el del terreno desmontado. Estos valores de la tierra están en marcado contraste con el valor del bosque para la economía global. Utilizando la estimación de la Agencia de Protección Ambiental de EE.UU. para el costo social del carbono—alrededor de \$100 por tonelada de dióxido de carbono (CO₂) emitido (IWGSCC 2010)—el valor de una hectárea de bosque tropical húmedo en América Latina en daños evitados a la economía global, asumiendo 150 toneladas de carbono de biomasa por hectárea, es aproximadamente \$55.000. Eso es casi 50 veces mayor que el valor de mercado de una hectárea de terreno desmontado en la Amazonía brasileña, que es casi 10 veces más alto que el valor de mercado de una hectárea de terreno boscoso (Figura 2).

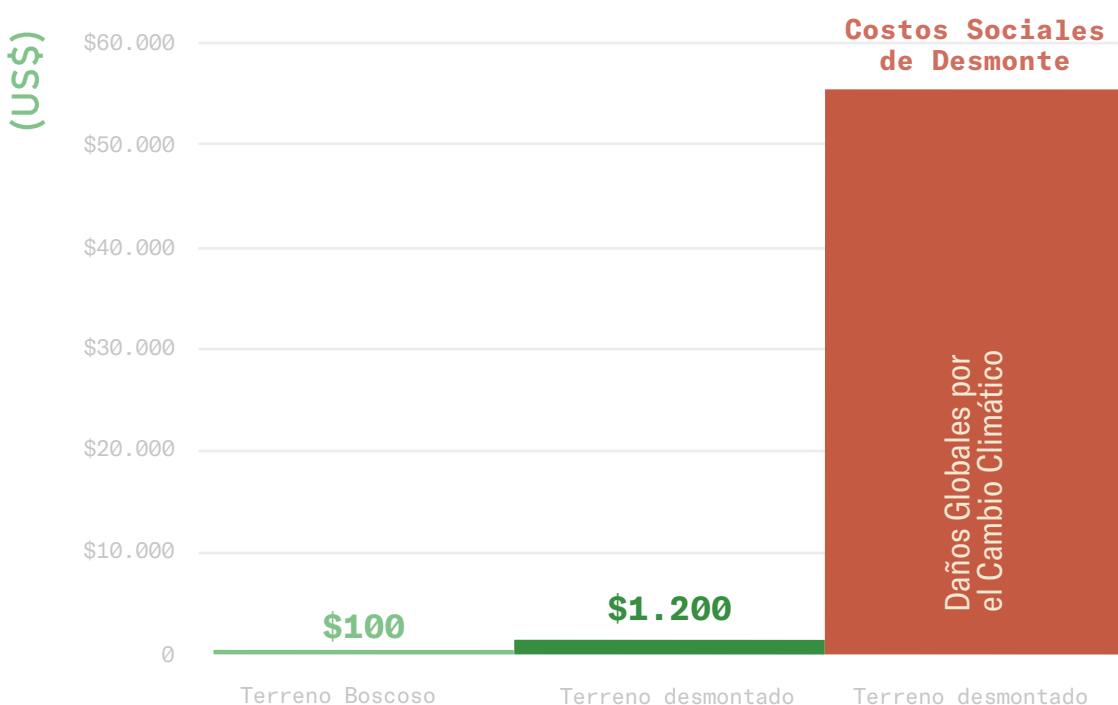


Figura 2. Valor de la Tierra por Hectárea en la Cuenca del Amazonas (US\$)

Precio típico de la tierra en el mercado de tierras de la Amazonía brasileña (dos columnas a la izquierda) y el valor de una hectárea de bosque para la economía global asociado con daños evitados en relación con el cambio climático. Se estima que cada tonelada de dióxido de carbono causa aproximadamente US \$100 en daños a la economía mundial (EPA 2010). La biomasa de una hectárea de bosque amazónico es de aproximadamente 150 toneladas de carbono, que se convierte en 550 toneladas de dióxido de carbono cuando se oxida.

Quizás el factor determinante más importante de la ubicación y escala de la conversión de bosques es la infraestructura de transporte (Soares-Filho et al. 2006; Nepstad et al. 2001).

Actualmente, en la región amazónica brasileña, más del 75 por ciento de la tala de bosques se ha llevado a cabo dentro de los 50 kilómetros de una carretera para todo clima (Soares-Filho et al. 2006).

Los factores generadores de la deforestación se pueden dividir en categorías primarias y secundarias (Geist y Lambin 2002). Los factores generadores primarios están directamente involucrados con la tala de bosques e incluyen la expansión de pastos para ganado, especulación de tierras, conversión de bosques para producción de subsistencia y semi-subsistencia de mandioca, frijoles, arroz, banano y otros cultivos básicos, conversión de bosques para producción de soja, plantaciones de palma aceitera y otras materias primas, y la tala de bosques para la minería salvaje (De Sy et al. 2015).

A menudo se dice que los pastos para ganado son el principal factor generador de la conversión de bosques en la región de ALC,¹ pero la actividad de uso de la tierra en una extensión de terreno desmontado debe distinguirse de la motivación para establecer esa actividad de uso de la tierra. En la Amazonía brasileña, por ejemplo, los acaparadores de tierras (grileiros) a menudo talan el bosque y establecen pastos para ganado para demostrar el "uso productivo" de la tierra, aumentando la probabilidad de que finalmente se les otorgue la propiedad.

Los factores generadores secundarios son las acciones e inversiones que hacen factibles los factores generadores primarios: inversiones en infraestructura de transporte, electrificación rural, reforma agraria que proporciona tierras boscosas a los agricultores sin tierra, subsidios para la expansión agrícola en las regiones forestales, y otros. Quizás el factor determinante más importante de la ubicación y escala de la conversión de bosques es la infraestructura de transporte (Soares-Filho et al. 2006; Nepstad et al. 2001). En el momento de la colonización europea, la agricultura se limitaba en gran medida a las márgenes de los ríos y arroyos por los que se podía navegar en canoa. La ocupación de las regiones boscosas se expandió más rápidamente donde los barcos más grandes podían navegar. A medida que se cortaron caminos a través de los bosques interfluviales, siguió la colonización y la expansión forestal. Actualmente, en la región amazónica brasileña, más del 75 por ciento de la tala de bosques ha tenido lugar dentro de los 50 kilómetros de una carretera para todo clima (Soares-Filho et al. 2006).

¹ <https://globalforestatlas.yale.edu/amazon/land-use/cattle-ranching>.

Tres Enfoques de Conservación Forestal

De la gran diversidad de estrategias y enfoques para la conservación de los bosques tropicales, examinamos los enfoques que se dividen en tres categorías generales: políticas y programas internos, transformación del mercado y pagos basados en resultados.

El primer enfoque de la conservación de los bosques tropicales se refiere a las políticas y programas públicos de los gobiernos nacionales y subnacionales en las regiones de bosques tropicales. Los gobiernos tienen el poder de establecer e implementar políticas fiscales, reglamentos de uso de la tierra, infraestructura de energía y transporte, políticas de importación y exportación y muchas otras acciones e instrumentos que influyen en el destino de los bosques, la facilidad para hacer negocios y los flujos de financiación al sector de la tierra. También están encargados de defender el bien público ejerciendo estas responsabilidades de manera eficaz. El potencial de los gobiernos para influir en la deforestación tropical se ejemplifica en la estrategia amazónica de Brasil, lanzada en 2004.

El enfoque de transformación del mercado para la conservación de los bosques tropicales se basa en la idea de que si una parte suficientemente grande del mercado rechaza las materias primas producidas en formas que causen deforestación o sean de otro modo insostenibles, se producirá un cambio a gran escala hacia sistemas de producción sostenibles. Este enfoque se ha implementado tanto a través de estándares internacionales de sostenibilidad para certificar materias primas como producidas de manera sostenible, como el Forest Stewardship Council, la Mesa Redonda de Aceite de Palma Sostenible (RSPO por sus siglas en inglés) y la Mesa Redonda de la Soja Responsable, como a través de compromisos corporativos y gubernamentales con el abastecimiento de materias primas de deforestación cero o “neta cero”, como aquellos registrados en 2014 en la Declaración de Nueva York sobre los Bosques (Declaración de Nueva York sobre los Bosques de 2019). En la práctica, los compromisos corporativos de deforestación cero generalmente se implementan mediante el cumplimiento certificado de los estándares internacionales. La Moratoria Brasileña de la Soja, un acuerdo sectorial de deforestación cero (Nepstad y Shimada 2018), que se analiza a continuación, es ampliamente considerado como uno de los ejemplos más exitosos de una estrategia basada en el mercado para abordar la deforestación.

Finalmente, el enfoque de pagos basados en resultados para la deforestación tropical supone que la compensación financiera a los gobiernos y propietarios de tierras por los servicios ambientales proporcionados por los bosques tropicales conducirá a la conservación de estos ecosistemas. Este enfoque encaja dentro del conjunto

más amplio de estrategias que a menudo se denominan pagos por servicios ambientales (PSA; Daily 1997). El ejemplo más destacado de bosques tropicales es REDD+, el acrónimo en inglés de “reducción de emisiones por deforestación y degradación forestal”, con el signo más que se refiere a la mejora del carbono forestal (Agrawal et al. 2011). Los programas y proyectos REDD+ varían mucho en complejidad y escala e incluyen el compromiso basado en el desempeño de Noruega con el Fondo Amazónico Brasileño, los programas REDD for Early Movers (Alemania y Reino Unido) y el Fondo Verde para el Clima. El desembolso de fondos está vinculado a las emisiones bajas o decrecientes de la deforestación. Los programas REDD+ “jurisdiccionales” a gran escala miden resultados en geografías políticas enteras, como estados y naciones, y están más fuertemente vinculados a políticas y programas internos que a las iniciativas REDD+ desarrolladas por los desarrolladores de proyectos de carbono y financiadas por las empresas e inversionistas que buscan compensar voluntariamente sus emisiones de carbono. Un segundo tipo importante de planes de pago basados en resultados se centra en el papel de los bosques en la regulación del flujo y la calidad del agua de las cuencas hidrográficas.



Estudios de Caso

Examinamos cómo se han aplicado los tres enfoques al desafío de reducir la pérdida de cobertura arbórea en cuatro países de ALC: Brasil, Costa Rica, Ecuador y Perú (Figura 3).

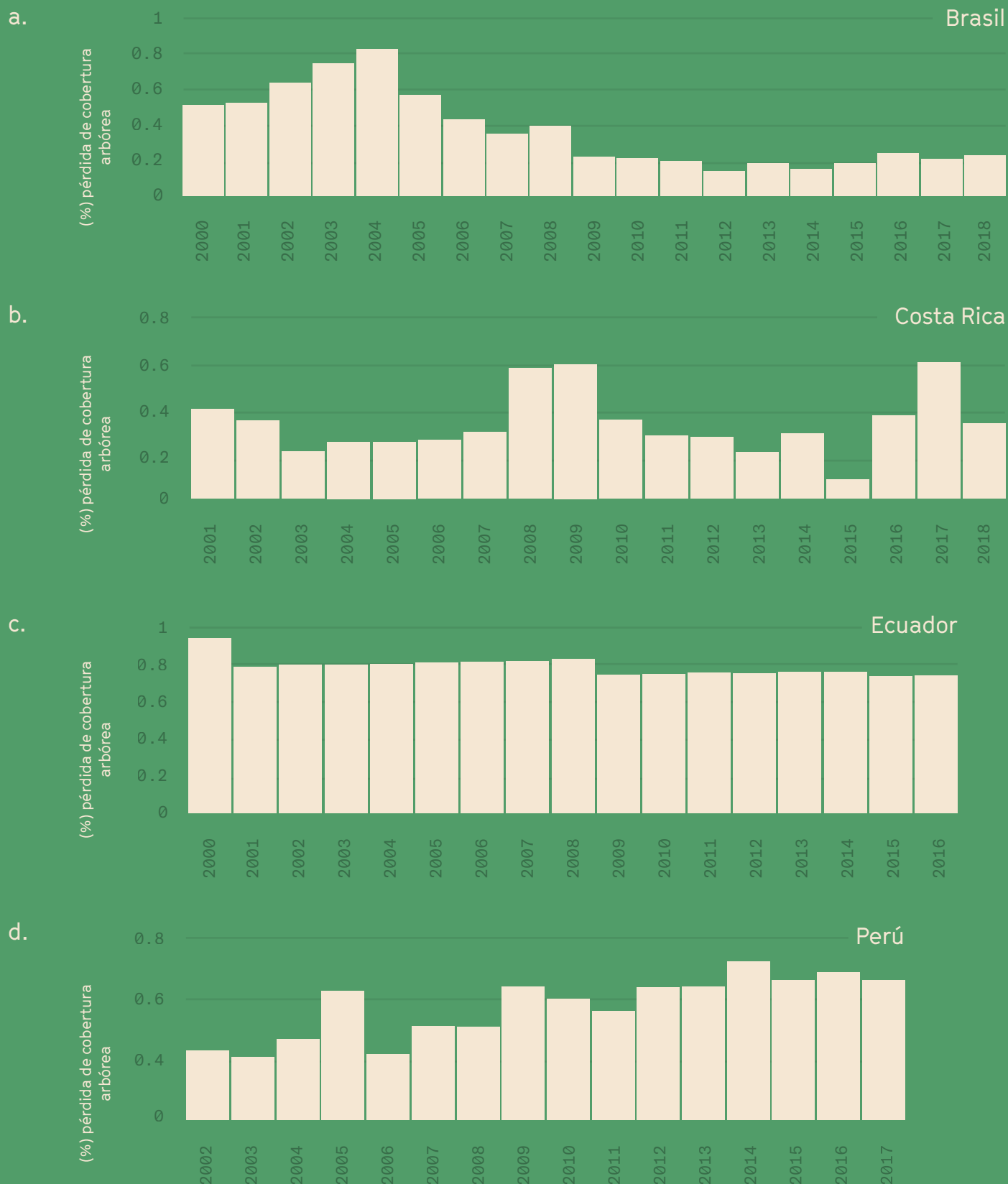


Figura 3. Pérdida de cobertura arbórea en Brasil, Costa Rica, Ecuador y Perú, 2000-2017

Fuentes: (a.) PRODES, (b.) Mongabay, Hansen, (c.) SUIA, (d.) Programa Nacional de Conservación de Bosques

Brasil

A partir de 2005, la deforestación en la región amazónica de Brasil se desaceleró drásticamente (Figura 4). De un promedio de 10 años de 19.500 kilómetros cuadrados de pérdida de bosque primario entre 1996 y 2005, el área anual de tala de bosques disminuyó en un 77 por ciento a menos de 4.570 kilómetros cuadrados en 2012 (INPE-PRODES). Ha ido aumentando de manera constante desde entonces, pero aún está muy por debajo del promedio histórico, incluso con el fuerte aumento que se produjo en 2019. Se ha talado el diecisiete por ciento de la selva amazónica. Esta reducción de la deforestación es uno de los principales aportes del mundo al cambio climático.

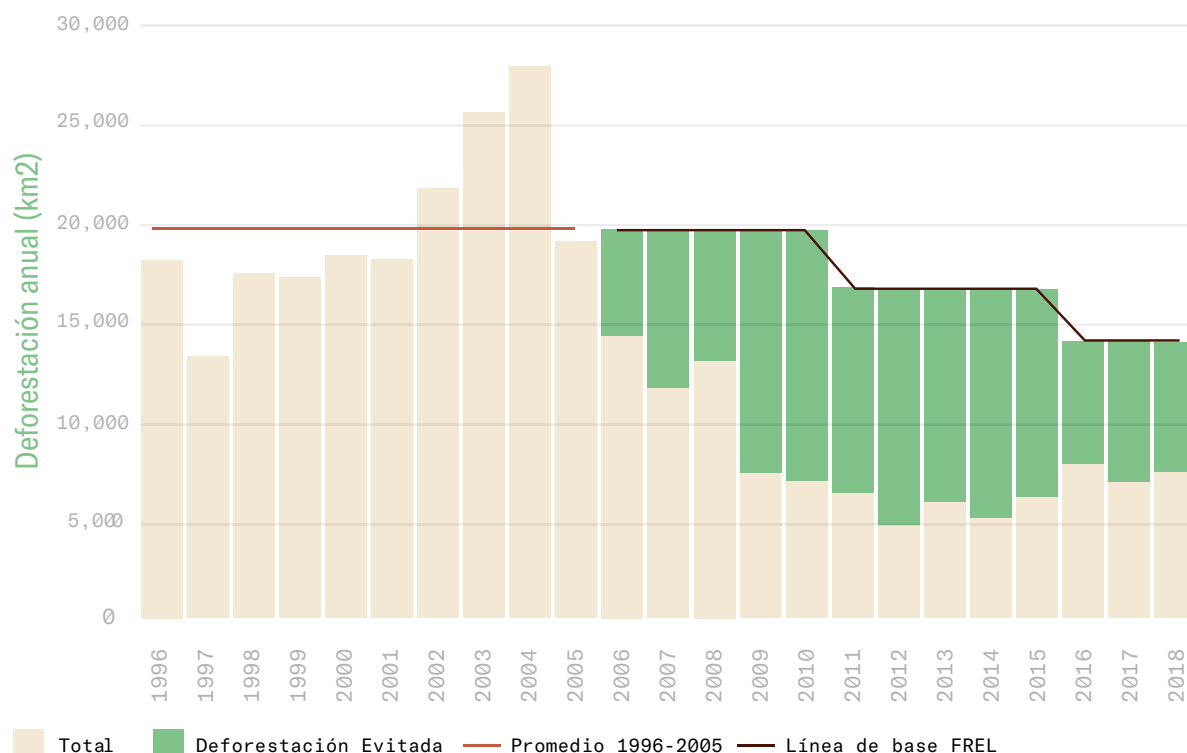


Figura 4. Deforestación en la región amazónica brasileña, 1996-2018

Las políticas de conservación forestal de Brasil desaceleraron las tasas de deforestación a un 77 por ciento por debajo del promedio de 10 años que finalizó en 2005, con las tasas subiendo lentamente desde entonces. Las estimaciones preliminares de deforestación basadas en MODIS en 2019 son de aproximadamente 12.000 km². Se han evitado más de 6 mil millones de toneladas de emisiones de dióxido de carbono en la Amazonía brasileña. FREL = nivel de referencia aprobado por la ONU contra el cual se estiman las reducciones de emisiones. Fuente: INPE/PRODES.

Con base en el nivel de referencia forestal, que ha sido aprobado por la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, Brasil ha mantenido más de 6 mil millones de toneladas de dióxido de carbono fuera de la atmósfera—y en los árboles del Amazonas—a través de sus exitosos esfuerzos. Hasta ahora, solo el 3 por ciento de estas reducciones de emisiones se han compensado mediante pagos basados en resultados (Nepstad 2019).

Una mayor desaceleración de la deforestación de la Cuenca del Amazonas y la aceleración de la recuperación y restauración de los bosques son características importantes de la contribución determinada a nivel nacional de Brasil al Acuerdo de París, a través del cual Brasil se ha comprometido a lograr emisiones netas cero de los bosques amazónicos para el año 2030.

Políticas y Programas Internos

El notable logro de conservación de Brasil fue posible en gran parte debido a su audaz Programa de Prevenção e Controle de Desmatamento na Amazonia (Programa para la Prevención y Control de la Deforestación en la Amazonía), orquestado a través de 13 agencias gubernamentales nacionales y entre gobiernos nacionales y estatales (revisado en Nepstad et al. 2014) bajo la Administración de Lula da Silva. La iniciativa aumentó los esfuerzos de aplicación de la ley, incluyendo operaciones encubiertas contra el crimen organizado. A través de él y el programa de Áreas Protegidas de la Región Amazónica, Brasil expandió el área de bosque bajo alguna forma de protección formal en un 68 por ciento, incluyendo la creación de áreas protegidas y reservas extractivas, y el reconocimiento formal de los territorios indígenas cercanos a la frontera de la deforestación que avanza. Más de la mitad de los bosques que quedan en la Amazonía brasileña hoy están bajo alguna forma de protección. Brasil también lanzó una estrategia jurisdiccional en 2008, a través de la cual los agricultores de municipios con alta deforestación perdieron su acceso a líneas públicas de crédito agrícola.

Esos esfuerzos por tomar el control de la vasta frontera amazónica se vieron facilitados por los avances en el monitoreo. Utilizando datos de satélites MODIS, el sistema DETER, O Sistema de Detecção de Desmatamento em Tempo Real (Sistema de Detección de Deforestación en Tiempo Real), permitió detectar eventos de deforestación a los pocos días de la tala de bosques, aumentando la efectividad de los esfuerzos de aplicación de la ley (Assunção et al. 2013).

Otra característica importante del arsenal de Brasil para combatir la deforestación en la región amazónica fue el Código Forestal. Establecido en 1965, el Código Forestal estableció porcentajes mínimos de tierras privadas que deben permanecer en una reserva legal de vegetación nativa. En la región amazónica, este porcentaje fue del 50 por ciento. Después de la tasa de deforestación récord en 1995, el presidente Fernando Henrique firmó una medida temporal que aumentaba este porcentaje al 80 por ciento, que se renovó cada año hasta que se hizo permanente en 2000. Cuando el gobierno de Mato Grosso insistió en que el "bosque de transición" del estado, donde se ha producido gran parte de la conversión a soja, todavía tenía un 50 por ciento de reserva legal, el gobierno federal revocó esa designación en 2005 (Stickler et al. 2013).

Finalmente, las estrategias subnacionales también han sido prominentes en las políticas de Brasil para abordar la deforestación del Amazonas. Se requirió que cada estado desarrollara su propio programa para prevenir y controlar la deforestación. Todos los estados de la Amazonía brasileña son miembros del Grupo de Trabajo de Gobernadores sobre Clima y Bosques y han firmado la Declaración de Rio Branco,

comprometiéndose a reducir la deforestación en un 80 por ciento para el año 2020 si se dispone de financiación suficiente y se establecen colaboraciones con empresas (Stickler et al., en revisión).

El estado de Acre, por ejemplo, lanzó la ley y el programa Sistema de Incentivos para Servicios Ambientais (Sistema de Incentivos para Servicios Ambientales) en 2009, que ahora recibió su segundo contrato de pago basado en resultados con el gobierno alemán (de los Rios et al. 2018).

Mato Grosso inició la estrategia de Producir, Conservar, Incluir en 2015, que establece metas para frenar la pérdida y acelerar la recuperación de los bosques y la formación boscosa del Cerrado, para aumentar la producción de soja y la productividad de las operaciones ganaderas, y para mejorar el soporte técnico y el acceso al mercado de los agricultores de asentamientos de la reforma agraria del estado. La estrategia de Mato Grosso también establece un área mínima de cobertura nativa—60 por ciento en los biomas del Amazonas y del Cerrado, justo por debajo de la cobertura actual. También se está desarrollando una estrategia para las tierras indígenas. Si tienen éxito, las políticas de Mato Grosso darían lugar a reducciones de emisiones de 6 gigatoneladas de dióxido de carbono equivalente para el año 2030 (EII, 2015).

En Pará, el programa Municipios Verdes fue diseñado para ayudar a eliminar a los municipios de la lista negra federal que suspende el acceso al crédito agrícola. En Mato Grosso se estableció un programa similar de Municipios Sustentaveis.

Transformación del Mercado

El Programa de Brasil para la Prevención y Control de la Deforestación en la Amazonía fue reforzado por acuerdos de mercado voluntarios para establecer fechas límite de deforestación para la soja y la carne de res. Los productos cultivados en terrenos desmontados después de estas fechas límite serían rechazados por las empresas participantes, que incluían a los compradores de aproximadamente el 90 por ciento de la soja cultivada en la región del Amazonas y un tercio de su carne de res (Nepstad y Shimada 2018; Shimada y Nepstad 2018). La Moratoria de la Soja y el Acuerdo del Ganado fueron respuestas a las campañas de “nombre y vergüenza” lideradas por Greenpeace (Nepstad y Shimada 2018). El Acuerdo de Ganado incluía un papel importante del Ministerio Público de Brasil, que había tomado medidas contra algunas de las principales empresas procesadoras de carne de res, como JBS, debido a la compra de ganado de granjas que violaban el Código Forestal o habían invadido áreas protegidas o territorios indígenas (Shimada y Nepstad 2018).

Pagos Basados en Resultados

Las medidas anteriores crearon restricciones a la deforestación; también se tomaron algunas acciones importantes para recompensar las reducciones en la deforestación. El Fondo Amazónico Brasileño fue creado en 2008 como un mecanismo de pago por desempeño. Hasta ahora ha recibido aproximadamente US \$1.300 millones y desembolsó más de la mitad de esa cantidad a gobiernos estatales de la región amazónica y a ONG. Mientras la deforestación del Amazonas continúe disminuyendo o no aumente, se libera dinero al fondo por parte de sus principales aportantes, Noruega y Alemania. En 2010, se estableció un acuerdo similar entre el banco de desarrollo alemán, KfW, y Acre a través del programa REDD for Early Movers, con un segundo contrato firmado en 2017. Mato Grosso también celebró un acuerdo de pago basado en resultados con Alemania y el Reino Unido en 2017. En 2019, se finalizó un nuevo contrato para un acuerdo de pago basado en resultados de \$96 millones entre Brasil y el Fondo Verde para el Clima.

Discusión

La experiencia de la Amazonía brasileña muestra que, en general, un enfoque mayoritariamente de mando y control de la deforestación, aparentemente reforzado por la exclusión del mercado de la carne de res y la soja asociadas con la deforestación, funcionó durante varios años. Sin embargo, su eficacia disminuyó, en parte debido a la falta de incentivos positivos—la escasez de zanahorias. La polarización que se ha producido entre los grupos ambientalistas y el sector agrícola en Brasil es una advertencia sobre los límites de las estrategias de exclusión del mercado y el potencial del movimiento de deforestación cero para desencadenar reacciones negativas que socavan importantes políticas públicas.

Las observaciones sobre cuatro aspectos de los esfuerzos de conservación de los bosques de Brasil explican por qué algunas estrategias fracasaron y otras tuvieron éxito.

1. El Código Forestal cumple con la Moratoria de la Soja

¿Han ayudado las estrategias de exclusión del mercado a convertir a los agricultores con mentalidad conservacionista en enemigos? La polarización se entiende mejor en el contexto del Código Forestal y sus interacciones con las intervenciones de la cadena de suministro. El sector agrícola de Brasil organizó una campaña para revisar el Código Forestal en 2010 que fue motivada, al menos parcialmente, por el aumento de la aplicación de la ley en Brasil. Años de aplicación inadecuada y la implementación lenta o nula de medidas de “flexibilidad”, como el esquema de comercio de reservas legales entre agricultores, habían hecho que el cumplimiento del código, que en sí mismo estaba cambiando, fuera extremadamente difícil (Stickler et al. 2013). Muchos grupos ambientalistas dijeron que el cumplimiento fue bajo porque

los agricultores violaron la ley. Desde la perspectiva de los agricultores, el incumplimiento fue alto porque las agencias responsables nunca lo implementaron adecuadamente. Los agricultores se sintieron demonizados.²

Se modificó el Código Forestal, pero las restricciones más importantes sobre la tala de bosques—incluyendo los porcentajes de reserva legal en cada bioma y la mayoría de las áreas de preservación permanente—permanecieron intactas. Significativamente, el Artículo 41 se incluyó en el Nuevo Código Forestal, proporcionando un marco legal para desarrollar mecanismos con el fin de entregar beneficios a los agricultores que cumplen. Este artículo aún no se ha implementado. Se otorgó amnistía a todos los propietarios de tierras que habían talado el bosque ilegalmente antes de junio de 2008. Aunque muy criticado por los grupos ambientalistas debido a esta amnistía, el Nuevo Código Forestal, aprobado por el Parlamento Brasileño en 2012, fue aceptado por los agricultores y sus organizaciones. Esperaban y asumían que era la nueva definición de éxito al abordar la cuestión forestal y que facilitaría su acceso a los mercados mundiales. Señalaron, con precisión, que Brasil necesitaba más bosques nativos en fincas privadas que cualquier otra nación.

El apoyo de los agricultores fue evidente durante las negociaciones sobre la estrategia de Producir, Conservar, Incluir de Mato Grosso en 2015. Los representantes de Aprosoja, la poderosa organización de productores de soja, apoyaron el objetivo de cero deforestación ilegal para el año 2020.³ También apoyaron un mecanismo que compensaría a los agricultores por renunciar a su derecho legal de talar bosques en sus tierras por encima del requisito de reserva legal del Nuevo Código Forestal—sin cambios con respecto a los requisitos anteriores. Sin embargo, afirmaron que la participación en dicho mecanismo debería ser voluntaria.

Durante estas y muchas otras reuniones, los líderes agrícolas describieron su oposición a la Moratoria de la Soja, que no reconocía el cumplimiento legal del Nuevo Código Forestal. De acuerdo con los términos de la Moratoria de la Soja, se esperaba que los agricultores con bosques en exceso del requisito de reserva legal en sus fincas renunciaran al derecho legal de talar este bosque. Aprosoja decidió no luchar contra la Moratoria de la Soja, dado que la cantidad de fincas de soja que tenían bosques por encima del requisito legal era bastante pequeña.

Cuando se lanzó el Manifiesto del Cerrado (Belmaker 2018), que marcaba un nuevo esfuerzo global para conservar la formación boscosa del Cerrado en Brasil, en los agricultores surgió una gran preocupación. Aunque el sector de la soja de la región amazónica produjo solo una décima parte de la cosecha del país y muy pocos agricultores ahí retuvieron bosques que podrían ser talados legalmente, el Cerrado representó el 60 por ciento de la cosecha nacional, con grandes áreas de vegetación del Cerrado en granjas que podrían ser taladas legalmente. El candidato presidencial Jair Bolsonaro disfrutó de un apoyo relativamente fuerte entre los agricultores.

Bolsonaro hizo campaña con una agenda de, entre otras cosas, eliminar las restricciones a los agricultores y las empresas en general. Obtuvo más del 50 por ciento de los votos y parece haber ganado un nivel particularmente alto de apoyo de los productores de soja (Figura 5).

² D. Nepstad, entrevistas con 15 agricultores.

³ D. Nepstad, entrevistas con líderes de Aprosoja.

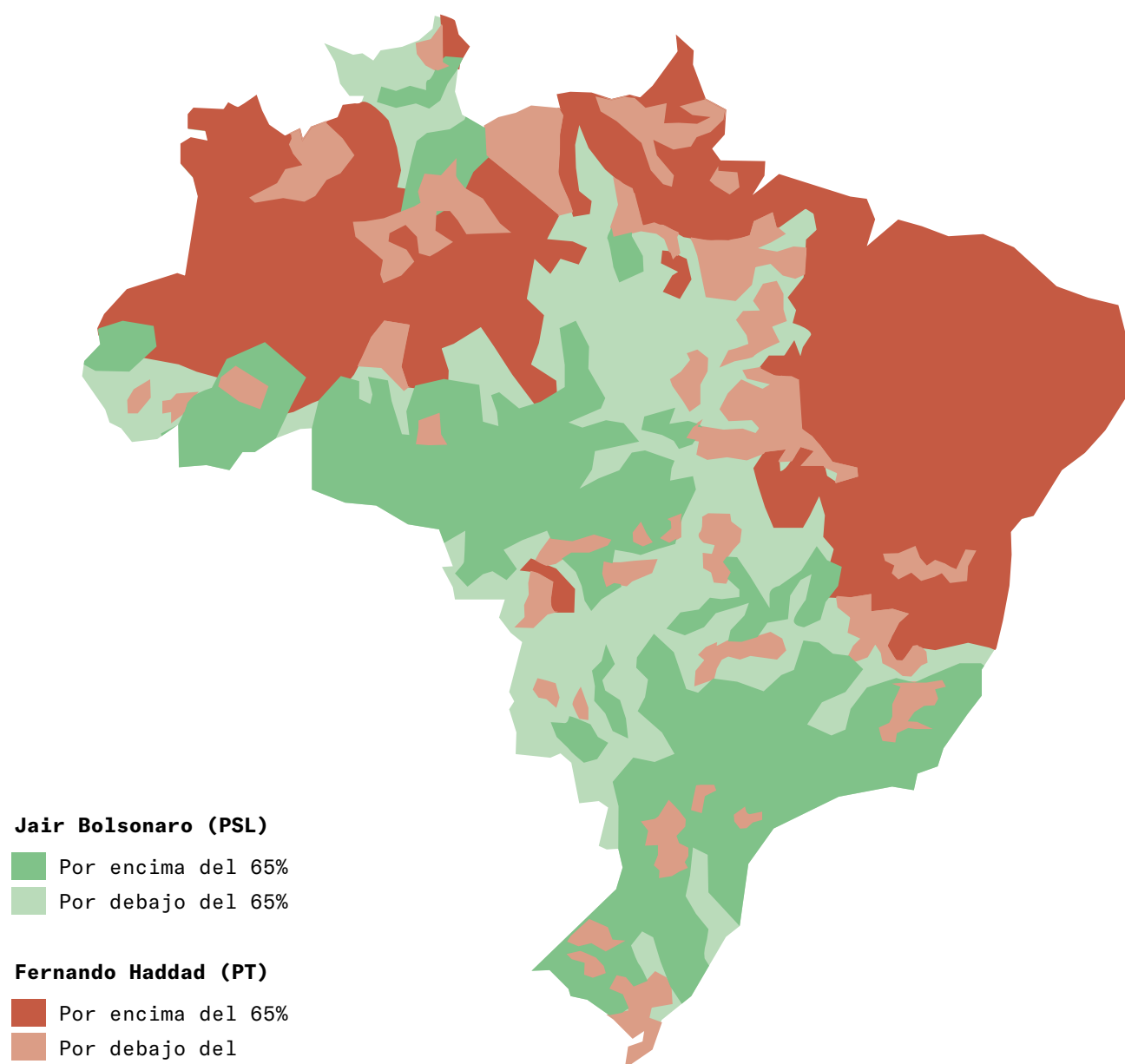


Figura 5a. Mapa electoral de Brasil 2018

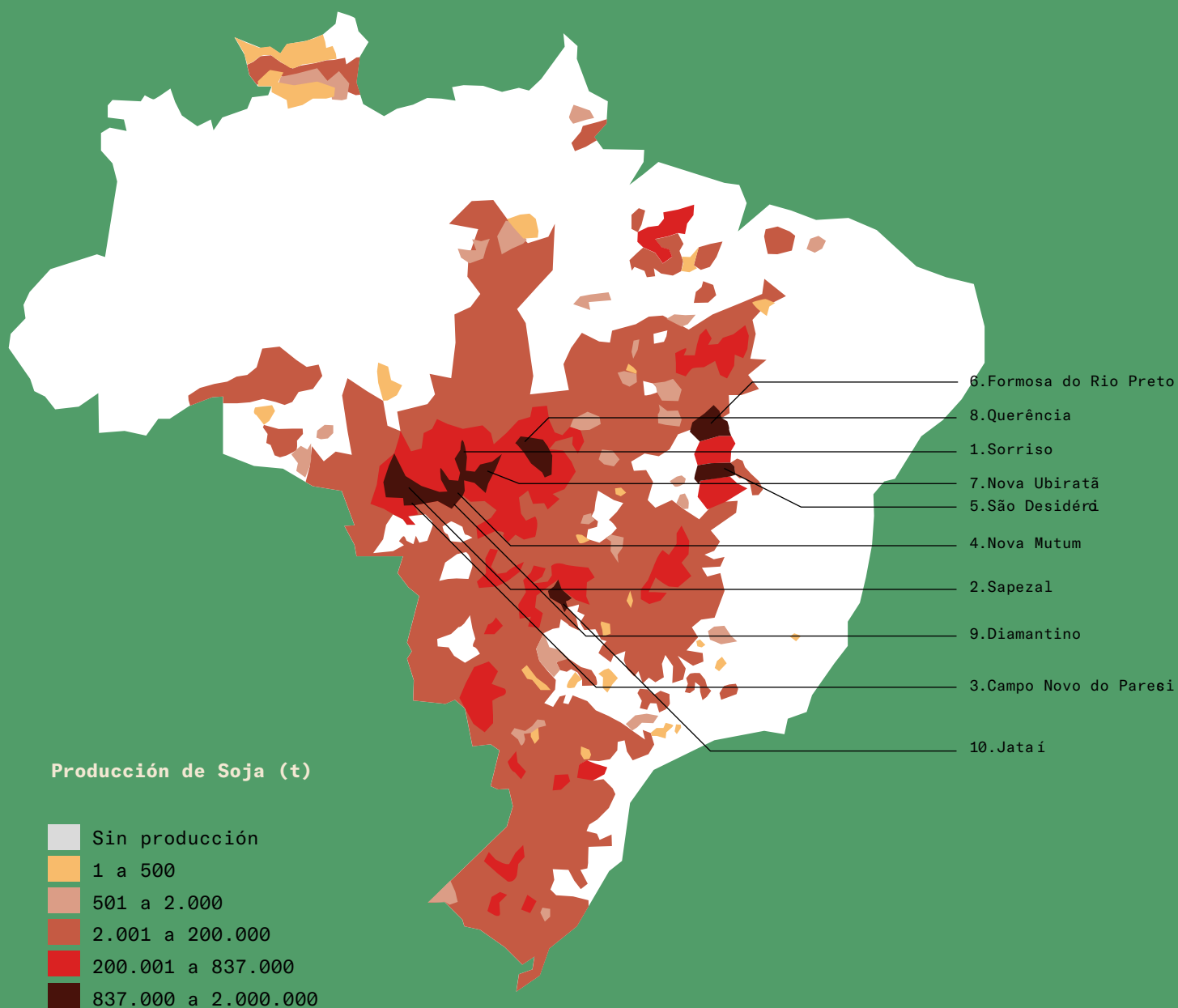


Figura 5b. Apoyo de Agricultores de Soja a Bolsonaro

Los municipios que votaron al menos 65 por ciento a favor del candidato presidencial Jair Bolsonaro (verde oscuro, Figura 5a) generalmente coinciden con los municipios que tienen una producción significativa de soja (rojo oscuro, Figura 5b)

Sources: <https://infograficos.oglobo.globo.com/brasil/mapa-eleicao-2018-presidente-2-turno.html> (Figura 5a) <https://twitter.com/ibgecomunica/status/779305992857260038/photo/1> (Figura 5b)

2. Aplicación de la ley y suspensión de créditos agrícolas

Muchas de las medidas implementadas por Brasil para frenar la deforestación son difíciles de mantener a largo plazo o difusas en su implementación— es decir, la conexión entre la intervención y el cambio de comportamiento deseado (menos tala de bosques) no es lo suficientemente directa.

Un ejemplo de la primera situación es la suspensión del acceso al crédito agrícola público en municipios de alta deforestación a través del programa Municipios Críticos, iniciado en 2008 (Nepstad et al. 2014). La suspensión del crédito bancario en áreas de alta deforestación es difícil de mantener, en parte porque los bancos necesitan otorgar préstamos—es el núcleo de su modelo de ingresos. En una entrevista de 2014, Justiniano Neto, director del Programa Municipios Verdes, dijo que los préstamos volvían a fluir incluso en los municipios que todavía tenían altas tasas de deforestación.

La aplicación de la ley en sí misma es una tarea muy costosa cuando el gobierno está tratando de detectar infracciones esparcidas a lo largo de una vasta frontera forestal con una infraestructura precaria o inexistente. DETER hizo mucho más fácil atrapar a los perpetradores en el acto, y el Cadastro Ambiental Rural (Registro Ambiental Rural) eventualmente permitirá que las infracciones sean asociadas con los propietarios de tierras y sus números de impuestos. Sin embargo, las áreas en cuestión aún deben ser visitadas por equipos bien armados, a veces en helicóptero.

Las decisiones presupuestarias que determinan si se debe mantener un programa de aplicación de la ley en un lugar como la Cuenca del Amazonas son muy controvertidas; la asignación presupuestaria para la aplicación de la ley ambiental sale perdiendo durante períodos de recesión económica o cuando los beneficios locales de la disminución de las tasas de deforestación parecen exiguos en comparación con las ventajas.

3. Certificación de sostenibilidad

La respuesta de los productores de soja brasileños a la agenda de certificación (a través del estándar de la Mesa Redonda de la Soja Responsable, RTRS por sus siglas en inglés), fuertemente influenciada por el Código Forestal, tuvo la dificultad agregada del cumplimiento legal. Solo Brasil y Paraguay tienen un requisito forestal obligatorio a nivel de finca (Chomitz 2007). Los representantes de Aprosoja dejaron claro a través de las discusiones sobre los principios y criterios de la RTRS que su participación en el estándar dependería de la creación de un mecanismo para cubrir los costos del cumplimiento legal. En 2009, dado que los principios y criterios fueron aprobados en la asamblea general, ese mecanismo no se había creado y Aprosoja abandonó la RTRS.

Uno de los principales desafíos que enfrentan los estándares de certificación internacional es que las fincas que ya utilizan la mayoría de las prácticas de sostenibilidad incluidas en el estándar de la RTRS tienen los costos más bajos de cumplimiento. Las fincas que están utilizando prácticas insostenibles—talar bosques, causar erosión del suelo, ignorar los requisitos legales y abusar de sus trabajadores—tienen costos de cumplimiento muy altos y tienden a renunciar a la certificación. Esta es una de las razones por las que la RTRS certificó menos del 2 por ciento de la producción mundial durante sus primeros 10 años.

Una segunda limitación de la certificación es la demanda y la baja prima en el precio asociada. La demanda de soja certificada por la RTRS es menor que la producción, y el precio suele ser uno o dos dólares por encima de la soja convencional—una prima que no tiene sentido para los agricultores. Hay poca evidencia que respalde la noción de que la certificación de sostenibilidad está impulsada por la demanda de los consumidores. Parece ser mucho más un reflejo del miedo corporativo de ser atacados por Greenpeace u otros grupos ambientalistas vocales.

4. El Fondo Amazonía y REDD for Early Movers

El gobierno brasileño creó el Fondo Amazonía como un mecanismo de pago basado en resultados, administrado por el Banco Nacional de Desarrollo de Brasil. Sin embargo, el fondo no fue diseñado para resaltar la conexión entre el financiamiento y las emisiones de la deforestación. No requiere que los beneficiarios cuantifiquen el efecto de sus proyectos sobre las emisiones de carbono; aunque los beneficiarios son en su mayoría gobiernos estatales y organizaciones no gubernamentales, es el gobierno de Brasil quien tiene la responsabilidad de demostrar a los aportantes el efecto positivo del fondo en la deforestación.

Los contratos de pagos basados en resultados establecidos directamente con Acre y, más recientemente, Mato Grosso—que, incidentalmente, parecen ser las únicas jurisdicciones subnacionales que establecen tales contratos en los trópicos (Stickler et al. 2018)—pueden haber tenido mayores beneficios. El proceso de desarrollo de estos contratos implica diálogos con una variedad de sectores públicos y privados para desarrollar los programas que traducirán el financiamiento en reducciones de emisiones (Fishbein et al. 2015), a pesar de que la cantidad de financiamiento representa una pequeña fracción de las reducciones de emisiones que retiene una jurisdicción subnacional.

Costa Rica

Costa Rica es una nación pequeña en comparación con las otras tres estudiadas aquí (5 millones de hectáreas frente a 350 millones de hectáreas para la región amazónica brasileña), pero tiene una importancia enorme en el campo de la conservación y el desarrollo forestal. La evolución relativamente temprana de Costa Rica de una cobertura forestal baja, debido a la expansión agrícola, a una regeneración constante de los bosques y el aumento de los ingresos, la convirtió en un caso que proporcionó evidencia para la hipótesis de la transición forestal (Mather 1992).

La historia de la deforestación de Costa Rica se puede dividir en dos épocas principales: antes de 1980, tiempo durante el cual la economía nacional dependía en gran medida de las exportaciones agrícolas y ganaderas, y los bosques se convirtieron en tierras de cultivo y pastos; y después de 1980, donde se vio una regeneración forestal sin precedentes después del colapso de la industria nacional de la carne de res, el desarrollo de la industria del turismo, una transición general a una mayor urbanización y una nueva legislación de protección forestal (Stan y Sánchez-Azofeifa 2018; Navarro y Thiel 2007; Jadin et al. 2016).

La expansión de la agricultura comenzó en la década de 1950, impulsada en gran parte por aumentos en los precios internacionales de la carne de res combinados con sanciones asociadas con tierras no cultivadas, y alcanzó su punto máximo en la década de 1960, cuando el área de pastos en todo el país se expandió en más del 60 por ciento (Stan y Sánchez-Azofeifa 2018). Los niveles más altos de deforestación de Costa Rica ocurrieron entre 1973 y 1989, con una tasa promedio de deforestación de 31.800 hectáreas por año. Para el año 1985, la cobertura forestal había alcanzado un mínimo histórico, en solo el 24 por ciento del área forestal original del país (Sader y Joyce 1988; también véase Sánchez-Azofeifa 2015).

La política forestal comenzó con la primera ley forestal en 1969 y el Plan Nacional de Desarrollo Forestal en 1979; sin embargo, los incentivos (exenciones fiscales) ofrecidos a través de estas leyes excluían a los pequeños y medianos agricultores, que no eran contribuyentes fiscales. Sin embargo, estas primeras leyes fueron efectivas para crear un sistema de áreas protegidas. Hoy, el 26 por ciento del país está reservado en parques nacionales y otras áreas protegidas. Las leyes también introdujeron incentivos para la conservación forestal, pero aún permitían la conversión de bosques en una medida significativa (Navarro y Thiel 2007; González-Maya et al. 2015).

La mayor parte de la deforestación se concentró en las provincias de Cartago, Guanacaste y Puntarenas (70 por ciento, en conjunto), siendo Guanacaste la principal región productora de ganado (con más del 40 por ciento de la producción nacional) (Stan y Sánchez-Azofeifa 2018). Guanacaste también es particularmente propensa a la sequía, en parte debido a la deforestación histórica en la región (Stan y Sánchez-Azofeifa 2018; Castro et al. 2018).

Después del clímax durante el periodo previo a 1980, la deforestación disminuyó y finalmente llegó a un cero neto en 1998 como resultado de las políticas efectivas y las respuestas de los propietarios de tierras. Los factores económicos externos también

influyeron, incluyendo el colapso del precio de la carne de res (Wallbott et al. 2019; Stan y Sanchez-Azofeifa 2018). En 2015, la cobertura forestal en Costa Rica era del 52 por ciento, lo que representa un aumento considerable de la cobertura del 26 por ciento en 1983 (Oviedo et al. 2015). Aunque la regeneración forestal ha sido sustancial y continua, estudios recientes en algunas partes del país indican que estos bosques en regeneración se recuperan en promedio en 20 años (Reid et al. 2018), que la tala de bosques más maduros continúa (Zahawi et al. 2015), y que estas dinámicas han llevado a una fragmentación sustancial de los bosques y el hábitat (Zahawi et al. 2015; Algeet-Abarquero et al. 2015).

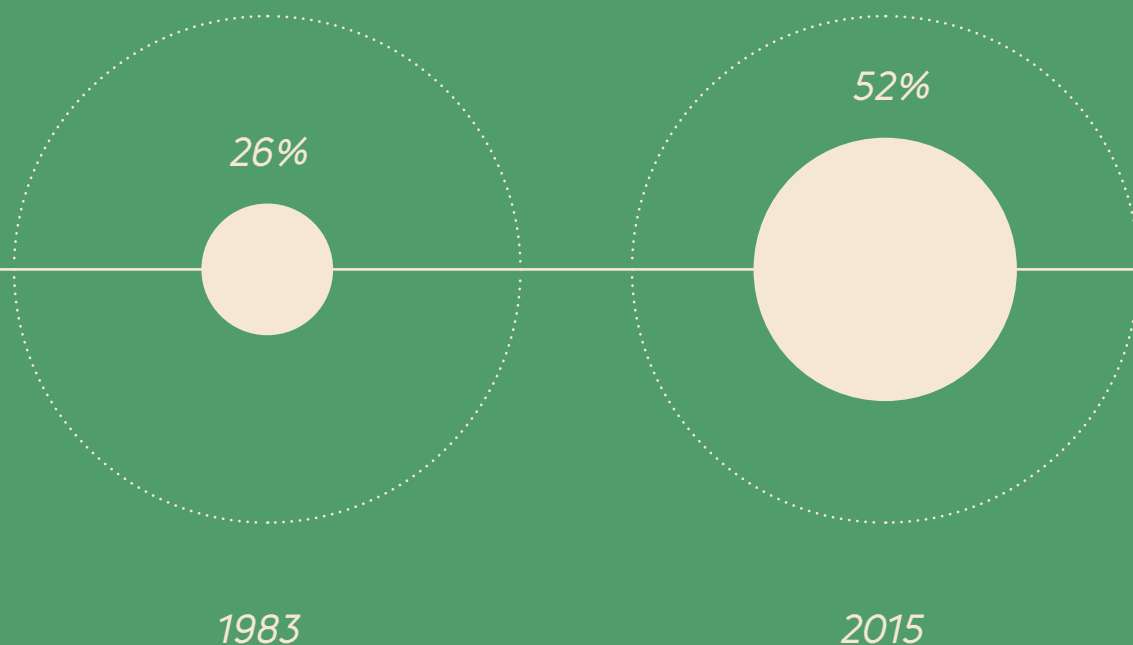
Políticas y Programas Internos

La política interna más importante de Costa Rica implementada desde que la deforestación alcanzó su punto máximo es la Ley Forestal de 1996 (Ley 7575), que estableció pagos por servicios ambientales para compensar a los propietarios de tierras por la conservación forestal y prohibió la tala de bosques maduros. Posteriormente, la deforestación disminuyó, pero la efectividad a largo plazo de la ley aún debe evaluarse a fondo (Fagan et al. 2013).

Otras políticas y programas relevantes incluyen la Estrategia Nacional de Cambio Climático (2008), la meta de neutralidad de carbono 2021 (2008), el Mercado Nacional de Carbono (2011), la Estrategia REDD+ (2010-2014), el Plan Nacional de Desarrollo (2011-2014) y el Plan Nacional de Descarbonización (2018-2050) (Wallbott et al. 2019; Gobierno de Costa Rica 2018). La nueva Política Agroambiental de Costa Rica podría actuar como un marco general, integrando procesos que de otro modo serían aislados como REDD+, políticas agrícolas, contribuciones determinadas a nivel nacional para el Acuerdo de París y otras políticas y programas (Wallbott et al. 2019).

En 2001, Costa Rica implementó un impuesto integrado a los combustibles como parte de la Ley de Simplificación y Eficiencia Tributaria (Ley 8114), con el 66 por ciento de los ingresos distribuidos al Ministerio de Finanzas, el 29 por ciento al Consejo Nacional de Carreteras, el 3,5 por ciento al Fondo Nacional de Financiamiento Forestal (FONAFIFO), el 1 por ciento a la Universidad de Costa Rica y el 0,1 por ciento al Ministerio de Agricultura (Blackman y Woodward 2010). FONAFIFO es un organismo semiautónomo que administra el programa de PSA de Costa Rica (descrito más adelante). No se dispone de resultados concluyentes sobre el efecto del impuesto sobre las emisiones.

En 2015, la cobertura forestal en Costa Rica era del 52 por ciento, lo que representa un aumento considerable de la cobertura del 26 por ciento en 1983.



Transformación del Mercado

La industria ganadera representa el 30 por ciento de las emisiones de Costa Rica y el 35,5 por ciento del uso de la tierra nacional (Martin 2017). En consecuencia, la sostenibilidad de la industria ganadera representa un aspecto importante de la estrategia ambiental general de Costa Rica. La Estrategia Nacional de Ganadería Baja en Carbono se dirige a este sector a través de temas prioritarios—sistemas silvopastoriles, pastos mejorados, adaptación al cambio climático y otros. La Comisión Nacional de Certificación Forestal, establecida por la Ley Forestal de 1996, establece estándares y procedimientos para la gestión forestal sostenible y la certificación de bosques naturales y plantaciones con base en principios, criterios e indicadores de sostenibilidad (Navarro y Thiel 2007). El Plan Nacional de Descarbonización reconoce que su éxito está estrechamente ligado a los sistemas agrícolas y las industrias de exportación. Tiene como objetivo, entre otros, “utilizar la tecnología más avanzada de acuerdo con estándares de sostenibilidad, competitividad, bajas emisiones y resiliencia a los efectos del cambio climático” en las industrias agrícolas para el año 2050 (Gobierno de Costa Rica 2018).

Pagos Basados en Resultados

La Ley Forestal de 1996 sienta las bases para el sistema de PSA de Costa Rica y cubre cuatro categorías de servicios ambientales: Los propietarios de tierras reciben un pago por la prestación de estos servicios a través de su conservación.

- **mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero mediante la reducción de emisiones y la fijación, captura, almacenamiento o absorción de carbono;**
- **protección del agua para uso urbano, rural o hidroeléctrico;**
- **conservación de la biodiversidad para conservación, uso sostenible, investigación científica o mejora genética;**
- **protección de ecosistemas o bellezas naturales escénicas para el turismo o la ciencia (Pagiola 2008).**

El programa se financia con fondos fiscales y es administrado por FONAFIFO, que fue establecido por ley para trabajar con propietarios de tierras privadas y ONG para desembolsar fondos (Wallbott et al. 2019; Johns 2012). Su éxito puede atribuirse a aspectos de comportamiento—los esfuerzos de los propietarios por cumplir y su comprensión del beneficio público.

Discussion

El programa de PSA de Costa Rica ha sido elogiado internacionalmente; sin embargo, análisis más detallados revelan la efectividad diferencial de los PSA entre áreas geográficas y tipos de uso de la tierra. Daniels et al. (2010) discuten el papel mal entendido de los PSA a nivel nacional, encontrando que los PSA generan diferentes resultados basados en las condiciones iniciales de cada área forestal y que los efectos de PSA pueden no ser adicionales a la conservación que habría ocurrido en sitios de PSA sin pagos. Además, Reid et al. (2018) encuentran que, a pesar de una reforestación significativa, no está claro si los bosques regenerados persistirán. Cuestionan hasta qué punto los gobiernos pueden considerar la regeneración natural como contribución a las metas de reforestación, dado que en Costa Rica

—un supuesto modelo de regeneración exitosa— es posible que los nuevos bosques no persistan más de aproximadamente 20 años antes de que se vuelvan a talar.

A pesar del pequeño tamaño del país, el estudio de caso de Costa Rica ofrece lecciones en el contexto de las transiciones forestales. Para evaluar las transiciones forestales a nivel nacional y la influencia de las políticas de uso de la tierra en esas transiciones, los análisis a nivel subnacional son importantes para comprender la dinámica en juego, incluyendo la forma en que la redistribución del uso de la tierra puede influir en los procesos generales de regeneración (Jadin et al. 2016).

Los análisis subnacionales también pueden ayudar a determinar si la regeneración forestal relacionada con el sistema nacional de PSA fue de hecho adicional (Daniels et al. 2010). Los picos de deforestación en los últimos años se produjeron principalmente en el norte de Costa Rica, donde se encuentran las industrias de banano y piña orientadas a la exportación (Fagan et al. 2013).

Ecuador

Durante la última década, Ecuador ha demostrado un fuerte compromiso para comprender y frenar la deforestación. Debido a sus instituciones y programas, la deforestación anual neta en Ecuador se redujo de 92.742 hectáreas en 1990-2000 a 47.497 hectáreas en 2008-2014. Sin embargo, la cifra anual aumentó a 61.112 hectáreas en 2014-2016. Los programas ambientales basados en subsidios a los propietarios de tierras que conservan los bosques se beneficiaron de, y luego sufrieron el auge y la caída, del precio del petróleo, lo que explica la fuerte disminución de la deforestación hasta 2014 y los resultados menos positivos en la desaceleración de la deforestación después de 2015.

Alrededor del 25 por ciento del país alberga comunidades indígenas (Blackman y Veit 2018) y el 30 por ciento consiste en áreas protegidas (Gobierno de Ecuador, Ministerio de Ambiente 2016).

Los sectores de uso de la tierra y silvicultura son responsables del 36 por ciento de las emisiones de gases de efecto invernadero del país (Blackman y Veit 2018). El principal factor generador de la deforestación durante la última década ha sido la expansión de la frontera agrícola y la ganadería extensiva, que han contribuido a la pérdida de bosques en los principales ecosistemas de Ecuador—bosque seco costero, manglares, páramos y selva tropical amazónica. Las políticas de conservación se centran actualmente en mejorar las prácticas agrícolas, detener la expansión de la frontera agrícola, reforestar y restaurar la producción agrícola en áreas abiertas. El futuro de los bosques de Ecuador es incierto porque los fondos nacionales son limitados, los fondos internacionales apenas comienzan a fluir y las políticas nacionales de desarrollo recientemente redactadas requieren una implementación coordinada en los sectores forestal, agrícola y energético.

Políticas y Programas Internos

La Constitución de Ecuador de 2008 reconoce que la naturaleza en todas sus formas de vida tiene el derecho de existir, persistir y mantener y regenerar su ciclo de vida.⁴ En los años posteriores a su adopción, se promulgaron varios programas ambientales y agrícolas para fomentar la transición a prácticas sostenibles de uso de la tierra y la conservación de los bosques naturales. Sin embargo, muchas iniciativas para abordar la deforestación aún se encuentran en las primeras etapas de implementación, y su futuro se ve amenazado por los recientes choques económicos y una supervisión y aplicación inadecuadas. También es necesaria una mejor coordinación entre el Ministerio de Ambiente, el Ministerio de Energía y el Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuicultura y Pesca (en adelante, Ministerio de Agricultura).

⁴Constitución Nacional de Ecuador, Art. 71-74, 2008; Código Ambiental, Registro Oficial 983, 12 de abril de 2017.

Parte del progreso institucional y técnico de Ecuador durante la última década se atribuye al Programa Socio Bosque, un programa nacional de pago por conservación. El programa fue lanzado y financiado por el gobierno nacional durante el auge de los precios del petróleo (2007-2014), que tuvo importantes beneficios en Ecuador (Rosa da Conceição et al. 2015). Luego, cuando los precios del petróleo cayeron y la crisis financiera golpeó a Ecuador, el financiamiento para Socio Bosque disminuyó junto con otros programas de subsidios del gobierno. En los últimos años, el programa ha dejado de agregar nuevos beneficiarios. Se necesita urgentemente un modelo de ingresos que proporcione fondos a largo plazo para Socio Bosque.

Socio Bosque es el programa insignia de Ecuador para abordar la deforestación y aliviar la pobreza. Además, el programa fue fundamental para la implementación de una fase de preparación y para inspirar políticas de conservación que se extendieran al sector agrícola. Desde su inicio, el programa ha proporcionado más de US \$65 millones en pagos para la conservación de 1,6 millones de hectáreas de bosque primario y vegetación nativa a más de 175.000 beneficiarios en tierras privadas y áreas comunales indígenas (Gobierno de Ecuador 2015a). Los beneficiarios del programa se comprometen a detener la deforestación durante 20 años y, a cambio, reciben un pago anual fijo, cuyo monto depende del área. Evaluaciones recientes indican que el programa ha contribuido directamente a una disminución de 1,08-1,5 por ciento en las tasas de deforestación después de 2007 en las áreas objetivo (Cuenca et al. 2018).

Además, en los últimos años Ecuador implementó iniciativas lideradas por el Ministerio de Agricultura, con cierto apoyo del Ministerio de Ambiente, para apoyar la transición de los sistemas de producción agrícola a la sostenibilidad. Estas iniciativas cuentan con la Agenda de Transformación Productiva Amazónica (Gobierno de Ecuador 2015b) y el Programa de Incentivos Forestales (Gobierno de Ecuador 2013). La ATPA está preparada para contribuir directamente a los esfuerzos de conservación de los bosques en Ecuador mediante la desaceleración de la deforestación en las provincias del Amazonas a través de una agricultura diversificada y ambientalmente sostenible. La ATPA apoya la conversión de áreas degradadas de pastos o monocultivos en sistemas de producción sostenibles y al mismo tiempo aumenta los ingresos de los productores locales. A través del programa de la ATPA, los agricultores se comprometen a proteger los remanentes forestales en sus fincas y reciben asistencia técnica y recursos agrícolas básicos para facilitar la transformación. Para junio de 2019, la ATPA había inscrito 145.863 hectáreas.

Los fondos de agua son el enfoque innovador de Ecuador para preservar el suministro de agua de las grandes ciudades y áreas agrícolas mediante la protección de los bosques nativos y la vegetación andina de los páramos en cuencas hidrográficas críticas. Aunque reducir la deforestación y mitigar el cambio climático no son la intención declarada, estos fondos son mecanismos ideales para implementar muchas de las medidas y acciones definidas en el Plan de Acción REDD+. Los fondos se han concentrado en aproximadamente 900.000 hectáreas boscosas y han dado como resultado la captura de un gran volumen de carbono en la biomasa, particularmente en los suelos de páramo. De los tres principales fondos de agua (FONAG, FONAPA y FORAGUA), FONAG tomó la delantera en 2000, buscando conservar los recursos hídricos para los 2,5 millones de habitantes de Quito. Los fondos operan como un

sistema fiduciario administrado por instituciones financieras independientes. Los activos se invierten y distribuyen entre los administradores de tierras para que puedan mejorar sus prácticas de producción y conservación. Cada fondo tiene un comité directivo, responsable de la visión y la planificación, y una secretaría técnica que supervisa la implementación de las decisiones del comité (Kauffman 2014). Estos fondos de agua han sido un instrumento de conservación económicamente viable.

El Programa de Incentivo Forestal, implementado por el Ministerio de Agricultura, está diseñado para cubrir hasta el 100 por ciento de los costos asociados con el establecimiento de plantaciones forestales comerciales durante los primeros cuatro años, con el objetivo de lograr 1 millón de hectáreas reforestadas en terrenos privados y comunales para el año 2027. Sin embargo, este programa no se ha expandido según lo planeado debido a que el gobierno nacional no ha proporcionado fondos suficientes en los últimos años.

Transformación del Mercado

En 2018, Ecuador tenía 6.800 productores de aceite de palma (cuyo 89 por ciento se consideraban pequeños agricultores) distribuidos en 13 provincias del país, con un área total plantada de aproximadamente 257.000 hectáreas. El país es el segundo mayor productor de aceite de palma en América Latina, con 540.000 toneladas en 2018 y una proyección de 480.000 toneladas para el año 2019, según la asociación de productores de aceite de palma de Ecuador.

Ecuador espera convertirse en la primera nación certificada por la Mesa Redonda de Aceite de Palma Sostenible como parte del programa piloto del certificador para un enfoque jurisdiccional. En 2018, los Ministerios de Ambiente y Agricultura se asociaron para apoyar la implementación de la iniciativa de certificación jurisdiccional de RSPO de Ecuador, creando un comité interinstitucional para monitorear la producción sostenible de aceite de palma, conocido como CISPS. El comité se ha reunido en múltiples ocasiones para discutir la competitividad y sostenibilidad del aceite de palma en Ecuador y avanzar en las acciones necesarias para obtener la certificación, lo que requerirá la realización de estudios de valores de conservación, cambio de uso de la tierra y regulaciones para el otorgamiento de licencias ambientales sobre la palma aceitera. Esta es una iniciativa importante, dada la evidencia de que un aumento en el cultivo de palma aceitera ha estimulado una nueva deforestación (Vijay et al. 2016 y 2018).

Pagos Basados en Resultados

Desde 2008, Ecuador ha estado comprometido con el desarrollo de una estrategia nacional REDD+ que ha convertido al país en uno de los primeros en recibir financiamiento climático internacional para la conservación forestal. Durante la fase de preparación, Ecuador desarrolló su Plan de Acción REDD+, un sistema de monitoreo forestal con observación de cambios en la cobertura terrestre, un nivel de referencia nacional para las actividades de deforestación y un sistema de salvaguardas REDD+ (Guedez y Guay 2018).

El Plan de Acción REDD+ de Ecuador, aprobado en 2016, tiene como objetivo reducir las emisiones brutas de la deforestación en un 20 por ciento o más para el año 2025 desde el nivel de referencia de 2000-2008. El plan tiene cuatro componentes estratégicos: políticas institucionales y gestión para REDD+, transición a sistemas productivos sostenibles, gestión forestal sostenible y conservación y restauración.

El Plan de Acción REDD+ ha catalizado esfuerzos para abordar la deforestación en Ecuador. Hasta ahora había obtenido fondos del Fondo Verde para el Clima (US

\$41,2 millones) y el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (US \$12,5 millones) para su implementación (Guedez y Guay 2018). Se espera que el Plan de Acción REDD+ asegure pagos por desempeño; lo más probable es que el primero provenga del programa alemán REDD for Early Movers.

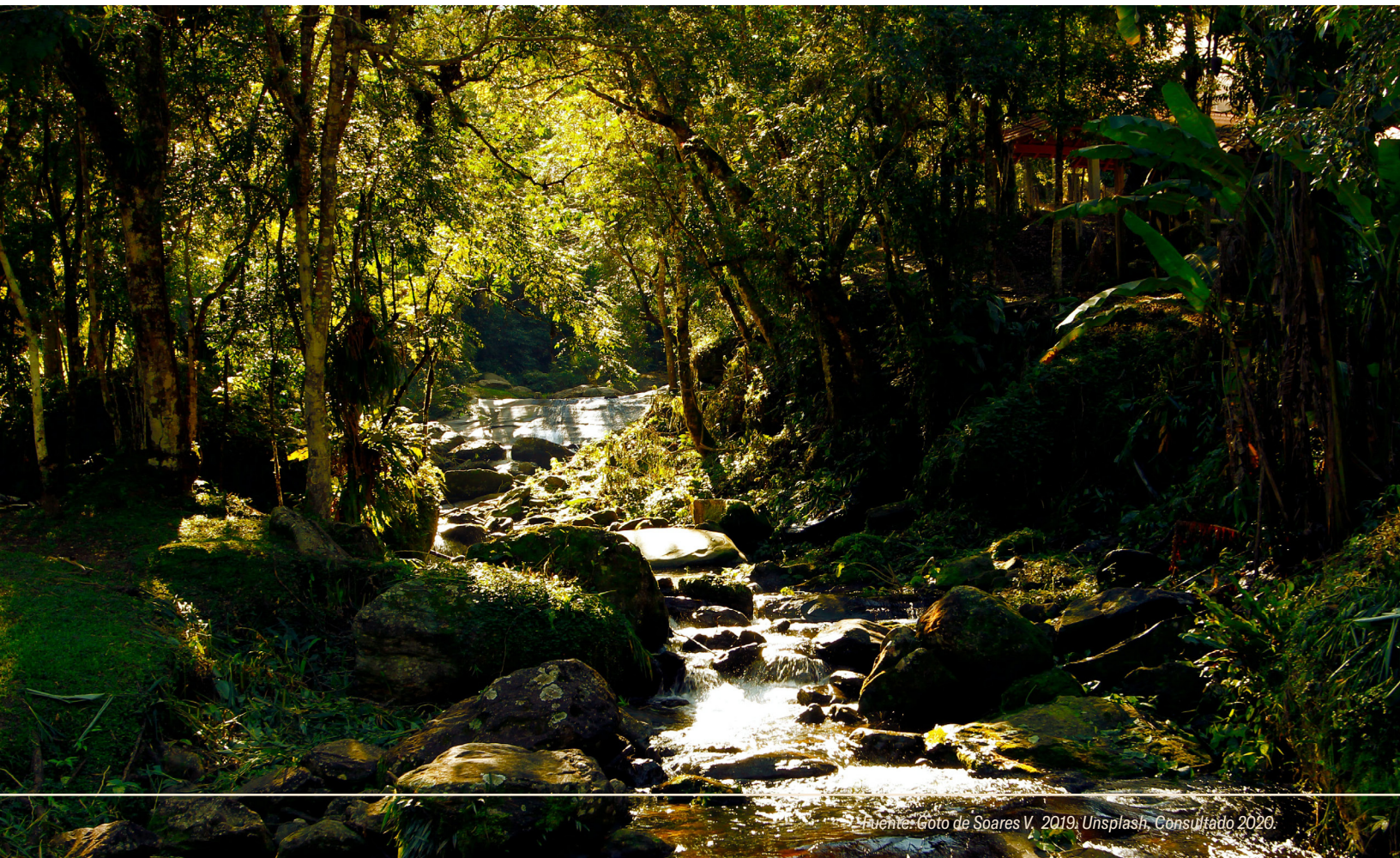
Discusión

Ecuador tiene una constitución progresista que reconoce los derechos de la naturaleza y está llevando a cabo programas innovadores como Socio Bosque y el piloto de certificación jurisdiccional de RSPO. Ha obtenido fondos sustanciales del Fondo para el Medio Ambiente Mundial y el Fondo Verde para el Clima para respaldar la implementación de su Plan de Acción REDD+ y, más recientemente, ha obtenido préstamos del Fondo Monetario Internacional para respaldar su agenda de desarrollo. La deforestación ha disminuido, pero todavía ocurre, y la tala ilegal y el desmonte en bosques para la expansión agrícola siguen siendo riesgos. Las iniciativas que se han promovido para abordar la deforestación se ven afectadas por desafíos de gestión y financieros. Para garantizar el éxito a largo plazo y fomentar la producción y las empresas sostenibles, las iniciativas futuras podrían incluir alianzas público-privadas.

Por ejemplo, la iniciativa Ecuador 2030 Productivo y Sostenible, promovida por la Cámara Empresarial Ecuatoriana para fomentar la implementación de los objetivos de desarrollo, exige la participación del sector privado y podría ser un caso sólido para atraerlo. Asimismo, los fondos de agua, que se destacan entre los programas de conservación por contar con estructuras administrativas y recursos financieros sostenibles, podrían ser programas ideales para donantes que buscan estrategias y mecanismos a largo plazo para expandirse temática y geográficamente.

Actualmente, el 25 por ciento del área natural de Ecuador está cubierta por el Programa Socio Bosque, la ATPA y los fondos de agua. Dado que la mayoría de los programas y políticas para abordar la deforestación en Ecuador se encuentran en sus primeras etapas, es difícil cuantificar sus efectos reales sobre las tasas de deforestación. Evaluaciones recientes de Socio Bosque demostraron que hay espacio para lograr mayores beneficios ajustando el enfoque geográfico y la priorización estratégica de las áreas de intervención (Ardila et al. en prensa). Otros programas están en un punto en el que las lecciones iniciales pueden informar la adaptación para maximizar su potencial. Por ejemplo, una mayor alineación y participación del Ministerio de Agricultura y el sector privado podría fortalecer el Plan de Acción REDD+. El ministerio podría participar más en la revisión e implementación de este plan, ya que a menudo se dirige a las mismas tierras y administradores de tierras.

Los esfuerzos adicionales de coordinación entre los Ministerios de Ambiente y Agricultura podrían conducir al éxito en el desarrollo de objetivos compartidos. Ha sido difícil conciliar el mensaje de “no toques tu bosque” del programa Socio Bosque con el desafío de “maximizar la producción” del sector agrícola. El piloto de certificación de RSPO es un espacio potencial para fomentar la colaboración y encontrar puntos en común entre los diferentes actores.



Perú

Con más de 68 millones de hectáreas de selva amazónica en 2018, Perú es la cuarta nación con bosques tropicales más grande del mundo y está reconocida como un punto crítico de biodiversidad de importancia mundial (MINAM 2016). Los bosques naturales cubren alrededor de 72 millones de hectáreas, con el 82 por ciento de todo el bosque en las regiones amazónicas de Loreto, Ucayali, Madre de Dios, San Martín y Amazonas (MINAM 2016).

El ecosistema de la selva amazónica está cada vez más amenazado por la deforestación y la degradación. La pérdida total de bosques en la Amazonía peruana fue de 2,3 millones de hectáreas durante los años 2001-2018, y aumentó durante este período (MINAM 2019). Los datos oficiales de deforestación indican un aumento del 5,2 por ciento en 2016 con respecto a 2015, totalizando 164.662 hectáreas, seguido de un ligero descenso a 155.914 hectáreas en 2017 (MINAM 2019). Las emisiones derivadas de la deforestación y el cambio de uso de la tierra representaron el 45 por ciento de las emisiones nacionales de gases de efecto invernadero de Perú en 2014, con más de 75,3 millones de toneladas de CO₂e atribuidas a la deforestación bruta (MINAM 2019b).

La deforestación en la Amazonía peruana es impulsada principalmente por la expansión de la agricultura de pequeña y mediana escala y cultivos comerciales como café, cacao, aceite de palma, mandioca, maíz y otras frutas y verduras. La minería ilegal también está provocando deforestación, sobre todo en la región de Madre de Dios. Los factores generadores indirectos de la deforestación están relacionados con desafíos institucionales que incluyen la zonificación incompleta de la tierra, la asignación insuficiente del uso de la tierra y los derechos de propiedad de la tierra, la falta de alineación entre las políticas públicas y la capacidad inadecuada para hacer cumplir la ley. Las causas sociales de la deforestación incluyen la migración rural a las fronteras agrícolas, la gobernanza débil, los desafíos de la tenencia de la tierra y el acceso limitado a la tecnología y el financiamiento necesarios para mantener la fertilidad del suelo y la productividad agrícola (MINAM 2016).

Domestic Policies and Programs

El compromiso de Perú con el Acuerdo de París (contribución determinada a nivel nacional) es reducir las emisiones de gases de efecto invernadero en un 20 por ciento por debajo del nivel de referencia habitual, con una reducción adicional del 10 por ciento supeditada a la inversión internacional (Gobierno de Perú 2015). Como parte de la estrategia, el gobierno peruano se comprometió formalmente con la deforestación neta cero para el año 2021 y desarrolló la Estrategia Nacional de Bosques y Cambio Climático como hoja de ruta para alcanzar este objetivo. Además, Perú ha comprometido 3,2 millones de hectáreas para la restauración y conservación del paisaje forestal para apoyar el Desafío de Bonn (MINAM 2017).

Reconociendo la necesidad de una mayor inversión del sector privado y la cooperación de múltiples grupos de interés para lograr los objetivos interrelacionados de aumentar el uso sostenible de la tierra y la conservación de los bosques, Perú lanzó un nuevo programa, la Coalición Público-Privada para el Desarrollo Rural Bajo en Emisiones en la Expo Amazónica 2017 en la región de San Martín (CIAM y GCF 2017). Con el apoyo del Consejo Interregional Amazónico y el Grupo de Trabajo de Gobernadores sobre Clima y Bosques, la coalición invita al sector privado, organizaciones de productores y organizaciones de la sociedad civil. El plan de acción de la coalición tiene tres objetivos principales: garantizar los derechos de uso de la tierra y los bosques sin implicar una nueva deforestación; optimizar el uso sostenible de los paisajes forestales, reconociendo los bosques andinos de altura y las selvas y humedales de tierras bajas; y crear las condiciones habilitantes y los cambios transformadores necesarios para el desarrollo rural con bajas emisiones, incluyendo innovaciones tecnológicas, financieras y de modelos comerciales. La coalición recibió el respaldo de más de 45 instituciones públicas, empresas, organizaciones de productores y organizaciones de la sociedad civil.

Transformación del Mercado

Perú está avanzando en los objetivos de sostenibilidad en el sector agrícola en las principales materias primas—café, cacao y aceite de palma—a través de planes de acción nacionales elaborados por las federaciones comerciales y el Ministerio de Agricultura y Riego. Para el café y el cacao destinados a la exportación, las organizaciones comerciales dependen en gran medida de los mercados especializados que se centran en productos de alta calidad, producidos de manera sostenible. Entre los proyectos de desarrollo enfocados en la producción sostenible se encuentran la Alianza Cacao Perú, una alianza público-privada respaldada por USAID (Alianza Cacao Perú 2016). A nivel de finca, muchas iniciativas buscan la certificación internacional a través de la Rainforest Alliance, Fairtrade, UTZ o USDA Organic.

Quizás el progreso más significativo en el avance de los objetivos de sostenibilidad se haya realizado en el sector del aceite de palma. De 2007 a 2013, la palma aceitera representó el 11 por ciento de la deforestación agrícola, y al mismo tiempo ocupó menos del 4 por ciento del área agrícola total de Perú (Vijay et al. 2018). Aunque el aceite de palma peruano representa menos del 1 por ciento de la producción mundial, el sector se está expandiendo rápidamente. La producción de aceite de palma aumentó de 140.088 toneladas en 2000 a 921.001 toneladas en 2018, y actualmente hay 66.171 hectáreas cosechadas (FAO 2017). La producción de aceite de palma brinda a unos 7.200 ex productores de coca una alternativa de sustento legal y emplea directamente a 37.000 agricultores rurales, principalmente en las regiones amazónicas de Loreto, Huánuco, San Martín y Ucayali (Junpalma Perú 2016).

La rápida expansión de la palma aceitera, junto con su notoriedad como una de las principales causas de deforestación en el sudeste asiático, ha suscitado preocupación en el gobierno, las ONG y las instituciones de la sociedad civil en Perú. En 2015, cuando la Agencia de Investigación Ambiental y una coalición de ONG expusieron la deforestación planificada de 23.000 hectáreas de bosque primario por el Grupo Palmas, el mayor productor de aceite de palma de Perú, y la presión pública resultante junto con cuestiones legales impidieron que el proyecto se materializara (EIA 2015; Finer et al. 2017). El Grupo Palmas ahora está implementando políticas de No Deforestación, No Turba, No Explotación (NDPE por sus siglas en inglés) para eliminar la deforestación de sus cadenas de suministro de aceite de palma y cacao, y está buscando la certificación de la Mesa Redonda de Aceite de Palma Sostenible.

El estándar de certificación de RSPO proporciona un mecanismo de mercado para prevenir la deforestación de bosques de alto valor de conservación y alto contenido de carbono para plantaciones de palma aceitera. El marco proporciona incentivos económicos a los productores de aceite de palma, que pueden obtener una prima por el aceite de palma sostenible certificado en los mercados internacionales, a menudo de compradores con políticas de NDPE. En 2015, una comunidad indígena de Santa Clara de Uchunya presentó una denuncia contra la empresa de palma aceitera Plantations Pucallpa por violar el código de conducta de la RSPO (Finer et al. 2017). Mientras la investigación estaba en curso, la empresa se retiró de la RSPO y vendió sus plantaciones. Posteriormente se confirmó que la empresa había talado ilegalmente 5.725 hectáreas de bosque primario. No se ha detectado ninguna otra deforestación.

Para maximizar el potencial económico del creciente sector de la palma aceitera y al mismo tiempo abordar las preocupaciones sobre la deforestación y la sostenibilidad, en 2015 se formó la Junta Nacional de Palma Aceitera del Perú (JUNPALMA). En 2019, la alianza se comprometió con la producción de aceite de palma libre de deforestación por parte de todos los miembros para el año 2021, en asociación con el Ministerio de Agricultura y Riego. Este compromiso prometía asegurar a Perú como una fuente líder de aceite de palma sostenible y libre de deforestación en el futuro.

Pagos Basados en Resultados

El considerable potencial para la conservación forestal en Perú ha atraído a muchas agencias de cooperación bilaterales y multilaterales e iniciativas internacionales. Los programas en curso, por un total aproximado de US \$100 millones a \$120 millones, cuentan con el apoyo del Fondo Cooperativo para el Carbono de los Bosques, ONU-REDD+, el Programa de Inversión Forestal (Banco Interamericano de Desarrollo, BID), el Fondo para el Medio Ambiente Mundial, Noruega (fases 1 y 2 del Declaración Conjunta de Intención a través del Programa de Desarrollo de las Naciones Unidas y el BID; ver más abajo), Alemania, USAID y Japón.

En 2014, Perú, Alemania y Noruega firmaron una declaración de intención de cooperación para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero por deforestación y

(Declaración Conjunta de Intención 2014). Este programa REDD+ tiene como objetivo proteger la selva tropical de Perú reduciendo la deforestación neta a cero para el año 2021. La alianza requiere que Perú "tome medidas inmediatas y decisivas para reducir sus emisiones relacionadas con los bosques para lograr que el sector forestal y agrícola sea neutral en carbono en 2021 y reconocer millones de hectáreas de reclamaciones de tierras de los pueblos indígenas". Noruega se comprometió a pagar por resultados verificados hasta US \$300 millones hasta el año 2020, y Alemania se comprometió a continuar con los niveles actuales de apoyo en cuestiones climáticas y forestales y a considerar nuevas contribuciones basadas en los resultados.

En 2010, el Ministerio del Ambiente de Perú creó el Programa Nacional de Bosques para la Mitigación del Cambio Climático para apoyar la Estrategia Nacional de Bosques y Cambio Climático (MINAM 2020). El programa, que tiene como objetivo conservar 54 millones de hectáreas de bosques tropicales para evitar las emisiones de la deforestación, tiene tres objetivos principales: identificar y mapear áreas para la conservación de bosques; promover el desarrollo de sistemas forestales de producción sostenible para generar ingresos para las comunidades locales empobrecidas; y fortalecer la capacidad de los gobiernos regionales y locales, las comunidades rurales y los pueblos indígenas para conservar los bosques. El programa ha proporcionado incentivos para la conservación de los bosques mediante el apoyo a medios de vida alternativos —en productos forestales maderables y no maderables, ecoturismo, sistemas agroforestales de café y cacao y acuicultura— para más de 200 comunidades indígenas. También ha establecido la plataforma GEOBOSQUES, un sistema de monitoreo basado en satélites para rastrear la deforestación en la Amazonía peruana.

El proyecto de REDD+ y Agroforestería Tambopata-Bahuaja tiene como objetivo conservar 570.000 hectáreas de bosque primario en, y alrededor, de la Reserva Nacional Tambopata y el Parque Nacional Bahuaja-Sonene en la región de Madre de Dios (Fondo Climático Althelia 2020). El proyecto de US \$12 millones incluye una inversión de \$7 millones de los Fondos Althelia y \$2 millones adicionales del fondo de canje de deuda entre Estados Unidos y Perú, Fondos de las Américas. El proyecto es una colaboración público-privada-de la sociedad civil entre el Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas de Perú, los Fondos Althelia, y una organización local sin ánimo de lucro, Asociación para la Investigación y Desarrollo Integral. El proyecto voluntario de compensación de carbono sigue un modelo de pago por desempeño: más de 400 pequeños agricultores que viven en las zonas de amortiguamiento alrededor del parque reciben apoyo técnico y financiamiento para establecer sistemas agroforestales mejorados de cacao de alta calidad a cambio de asegurar que no ocurra deforestación en las áreas protegidas. Cada año se produce una cantidad mínima de cacao certificado como libre de deforestación, orgánico y de comercio justo, y una parte de las ventas se destina a los inversionistas. Se esperaba que este proyecto evitara emisiones de 4 millones de toneladas de CO₂e para el año 2020. Los créditos de carbono, que son verificados por el Estándar de Carbono Verificado de Verra y el estándar de Oro de la Comunidad y la Biodiversidad, funcionan como garantía para el préstamo de \$7 millones. Una compañía de seguros peruana ha comprado los créditos de compensación generados por el proyecto.

Discusión

Una visión común a largo plazo para una Amazonía peruana productiva y sostenible está surgiendo en los sectores público y privado, respaldada por procesos a nivel nacional como la Estrategia Nacional de Cambio Climático, la Estrategia Nacional de Bosques y Cambio Climático y los planes de acción nacionales para la agricultura, incluyendo las federaciones comerciales de café, cacao y palma aceitera. Los gobiernos regionales de la Amazonía peruana participan activamente en el Consejo Interregional Amazónico y en el Grupo de Trabajo de Gobernadores sobre Clima y Bosques y han asumido amplios compromisos para promover el desarrollo de bajas emisiones basado en enfoques de producción-protección-inclusión, incluyendo la reducción de la deforestación en un 80 por ciento para el año 2020, con inversionistas internacionales como signatarios de la Declaración de Rio Branco (GCF 2014). A través de la Coalición Público-Privada para el Desarrollo Bajo en Emisiones, los gobiernos regionales se han comprometido a asociarse con el sector privado para reducir la deforestación a través del desarrollo económico sostenible; sin embargo, estas alianzas han tardado en desarrollarse. Del área total deforestada durante el período 2001-2016 (1.974.209 hectáreas), el 82,7 por ciento se encuentra en regiones amazónicas representadas en el Consejo Interregional Amazónico y el Grupo de Trabajo de Gobernadores sobre Clima y Bosques, lo que subraya la necesidad de intervenciones efectivas y un fuerte compromiso con estas regiones para reducir la deforestación.

Muchos de los elementos críticos para la rápida reducción de la deforestación en la Amazonía peruana están siendo implementados, pero la implementación a escala y el desarrollo de sistemas sostenibles requerirán más apoyo de donantes internacionales e inversionistas privados. Los gobiernos regionales de la Amazonía peruana están desarrollando estrategias de desarrollo, financiamiento y planes de acción de bajas emisiones; necesitan ayuda adicional para establecer alianzas con el sector privado y las instituciones financieras para su implementación.

A pesar de los numerosos programas dirigidos por donantes internacionales en Perú que ya se centran en el desarrollo rural y el sector forestal, siguen existiendo oportunidades para sinergias y coordinación entre programas a nivel nacional y regional. Dos oportunidades inmediatas:

- **la implementación del sistema de monitoreo forestal GEOBOSQUES a nivel regional para que el sistema pueda evaluar sistemáticamente el progreso hacia las metas de desempeño nacionales y regionales; y**
- **armonización de los planes regionales de desarrollo bajo en emisiones que están desarrollando los gobiernos regionales de la Amazonía peruana para un enfoque de toda la cuenca para la conservación forestal y el desarrollo económico.**

La Alianza Andino Amazónica de gobernadores está comprometida con los objetivos de gestión forestal y de la tierra en toda la región, y la Mancomunidad del Consejo Interregional Amazónico puede proporcionar una plataforma para la colaboración en toda la cuenca en iniciativas e inversiones de conservación forestal.



Conclusión

La eficacia de los tres enfoques para la conservación de bosques— políticas y programas internos, transformación del mercado y pagos basados en resultados—puede evaluarse con la ayuda de las evaluaciones recientes de Stickler et al. (2018), Angelsen et al. (2018) y Seymour y Busch (2016). La eficacia potencial del enfoque de políticas es muy alta dado que los gobiernos controlan las principales palancas que dan forma a las decisiones de los administradores de tierras en vastos territorios. En la práctica, sin embargo, este potencial se ve restringido por la capacidad, a menudo limitada, de las instituciones gubernamentales para llevar a cabo políticas y programas públicos y por la voluntad de los líderes políticos de ejercer el poder gubernamental para abordar la deforestación tropical—a menudo en contra de los intereses y la defensa de poderosos intereses generados (Brockhaus et al. 2017). La fuerte voluntad política y las políticas públicas eficaces se ven mejor como el proceso final para frenar la pérdida y acelerar la recuperación de los bosques tropicales a escala, y los otros dos enfoques se ven mejor como estrategias de apoyo.

Los enfoques basados en el mercado surgieron a principios de la década de 1990 en gran parte como respuesta a la percepción de falta de capacidad y voluntad política de muchos gobiernos para abordar la deforestación tropical. Su efectividad potencial es alta debido a la eficiencia, alcance e independencia de los procesos políticos que caracterizan a los actores del mercado. Irónicamente, esta misma independencia—la falta de una conexión deliberada con las políticas y programas públicos—también puede alienar a los sectores agrícolas y los gobiernos de las regiones de bosques tropicales, provocando una reacción negativa contra los esfuerzos para frenar la deforestación. Hasta ahora, el éxito de los enfoques basados en el mercado ha sido limitado en gran parte porque las empresas y los productores que asumen compromisos y obtienen la certificación tienden a ser aquellos que ya se están desempeñando a un alto nivel. Los enfoques basados en el mercado también se ven limitados por el enfoque en materias primas individuales y por la falta de incentivos positivos claros para los productores y las empresas que obtienen la certificación.

De hecho, las estrategias basadas en el mercado han tenido mucho más éxito en crear riesgos para las empresas y los gobiernos que adquieren materias primas de las regiones de bosques tropicales, o invierten en ellas, donde se está produciendo deforestación, que en la definición de vías seguras para que las empresas hagan negocios en las regiones de bosques tropicales (Vogel 2005). La fuerza generadora detrás de la adopción corporativa de compromisos y políticas de abastecimiento sostenible no es tanto la demanda de los consumidores como el miedo al riesgo de reputación en el que se puede incurrir a través de las campañas de nombre y vergüenza de ONG de defensa, como Greenpeace, Rainforest Action Network y MightyEarth.⁵ Una de las principales métricas de éxito adoptadas en los últimos años—las cadenas de suministro de deforestación cero—puede significar, en la práctica, que las empresas y los inversionistas preocupados por los riesgos de reputación se alejen de las regiones fronterizas de bosques donde se está produciendo la deforestación, solo para ser

⁵ Las empresas pueden enfrentar costos adicionales, preocupación de accionistas y, en algunos casos, reducción de la demanda de sus productos debido a las campañas y la publicidad asociada que las vinculan con la deforestación, los abusos laborales, la ilegalidad o el conflicto de tierras. Estos riesgos las motivan a cambiar sus políticas de adquisiciones como parte de una estrategia corporativa más amplia de gestión de riesgos, con el objetivo de minimizar riesgos y los impactos asociados con las ganancias.

reemplazados por empresas e inversionistas que son menos vulnerables al riesgo de reputación (Nepstad et al. 2016).

La fortaleza de los sistemas de pago por desempeño es que pueden establecer un incentivo positivo—un pago que recompense el progreso. Sin embargo, este enfoque está limitado por la pequeña escala del financiamiento disponible para los gobiernos de la región de los bosques tropicales que están logrando avances y por los mecanismos a través de los cuales llega a los países con bosques tropicales (Angelsen et al. 2018, Cap. 4).

Referencias

- Agrawal, A., D. Nepstad, and A. Chhatre. 2011. Reducing emissions from deforestation and forest degradation. In A. Gadgil and D. M. Liverman (eds), *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 36, 373–96.
- Algeet-Abarquero, N., A. Sánchez-Azofeifa, J. Bonatti, and M. Marchamalo. 2015. Land cover dynamics in Osa Region, Costa Rica: Secondary forest is here to stay. *Regional Environmental Change* 15(7): 1461–72.
- Althelia Climate Fund. 2020. Tambopata-Bahuaja Biodiversity Reserve. <https://althelia.com/investment/tambopata-bahuaja-redd-and-agroforestry-project/> (accessed 7.20.20)
- Angelsen, A., E. A. T. Hermansen, R. Rajão, and R. van der Hoff. 2018. Results-based payment: Who should be paid, and for what? In A. Angelsen et al. (eds.), *Transforming REDD*. Bogor: Center for International Forestry Research, Ch. 4.
- Ardila, J. 2019. Evaluación de impacto de políticas públicas en la reducción de la deforestación: Metodología y retos en los casos de estudio del Programa Socio Bosque y Fondos de Agua (ATPA). Presentation at Seminario Internacional de Impacto de Políticas en la Reducción de la Deforestación, Quito, Ecuador, June 25–26.
- Assunção, J., C. Gandour, and R. Rocha. 2013. Deterring deforestation in the Brazilian Amazon: Environmental monitoring and law enforcement. Climate Policy Initiative. Available at <https://climatepolicyinitiative.org/wp-content/uploads/2013/05/DETERring-Deforestation-in-the-Brazilian-Amazon-Environmental-Monitoring-and-Law-Enforcement-Technical-Paper.pdf> (accessed 7.20.20)
- Belmaker, G. 2018. More companies sign on to Cerrado Manifesto. Mongabay, August 6. Available at <https://news.mongabay.com/2018/08/more-companies-sign-on-to-cerrado-manifesto> (accessed 7.21.20).
- Blackman, A., and R. Woodward. 2010. User-financing in a national payments for environmental services program: Costa Rican hydropower. *Ecological Economics* 69(8): 1626–38.
- Brockhaus, M., K. Korhonen-Kurki, J. Sehring, M. Di Gregorio, S. Assembe-Mvondo, et al. 2017. REDD+, transformational change and the promise of performance-based payments: A qualitative comparative analysis. *Climate Policy* 17: 708–30.
- Castro, S. M., G. A. Sanchez-Azofeifa, and H. Sato. 2018. Effect of drought on productivity in a Costa Rican tropical dry forest. *Environmental Research Letters* 13(4): 045001.
- Chomitz, K. 2007. *At loggerheads? Agricultural expansion, poverty reduction and environment in the tropical forests*. Washington, DC: World Bank.
- CIAM (Consejo Interregional Amazónico) & GCF (Grupo de Trabajo de los Gobernadores por el Clima y los Bosque). 2017. Coalición Público-Privada por un Desarrollo Rural Bajo en Emisiones para lograr Jurisdicciones Sostenibles en la Amazonia Peruana. https://www.mda.org.pe/media/2017/08/sm/Declaracion_San-Martin_cg.pdf (accessed 7.20.20)

- Cuenca, P., J. Robalino, R. Arriagada, and C. Echeverría. 2018. Are government incentives effective for avoided deforestation in the tropical Andean forest? *PLoS One* 13(9): 1–14.
- Daily, G. C. (ed.) 1997. *Nature's services*. Washington, DC: Island Press.
- Daniels, A. E., et al. 2010. Understanding the impacts of Costa Rica's PES: Are we asking the right questions? *Ecological Economics* 69(11): 2116–26.
- de los Rios M., et al. 2018. Acre, Brazil. In Stickler et al. (Eds.). *The State of Jurisdictional Sustainability*. San Francisco, CA; Bogor, Indonesia; Boulder, CO: Earth Innovation Institute (EII); Center for International Forestry Research (CIFOR); Governors' Climate and Forests Task Force (GCFTF). https://earthinnovation.org/wp-content/uploads/2018/09/profiles_led/SJS_Profiles_ENG/Brazil/Profile_ACRE_DeLosRios_2018_ENG.pdf (accessed 7.21.20)
- De Sy, V. D., M. Herold, F. Achard, R. Beuchle, J. G. P. W. Clevers, et al. 2015. Land use patterns and related carbon losses following deforestation in South America. *Environmental Research Letters* 10(12): 124004.
- EIA (Environmental Investigation Agency), 2015. Deforestation by definition. https://content.eia-global.org/assets/2015/04/Deforestation_By_Definition.pdf (accessed 7.20.20)
- EII (Earth Innovation Institute). 2015. Mato Grosso: Produce, Conserve, Include. <https://earthinnovation.org/2015/12/mato-grosso-produce-conserve-include-3/> (accessed 7.20.20)
- IWGSCC (Interagency Working Group on Social Cost of Carbon). 2010. Technical Support Document: Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis under Executive Order 12866. February. United States Government.
- Fagan, M. E., et al. 2013. Land cover dynamics following a deforestation ban in northern Costa Rica. *Environmental Research Letters* 8.3: 034017.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2017. FAOSTAT Database. Rome, Italy: FAO. <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC> (accessed 7.20.20)
- Finer M, et al. (2017) Good News Deforestation Stories (Peruvian Amazon). MAAP: 64. https://maaproject.org/2017/good_news/ (accessed 7.20.20)
- Fishbein, G., & Lee, D. 2015. Early lessons from jurisdictional REDD+ and low emissions development programs. Arlington, VA: *The Nature Conservancy, World Bank, & Forest Carbon Partnership Facility*. https://www.forestcarbonpartnership.org/sites/fcp/files/2015/January/REDD%2B_LED_web_high_res.pdf (accessed 7.20.20)
- GCF (Green Climate Fund). 2016. Priming financial and land-use planning instruments to reduce emissions from deforestation: Project summary. <https://www.greenclimate.fund/projects/fp019> (accessed 10.7.19).
- GCF (Grupo de Trabajo de Gobernadores sobre Clima y Bosques). 2014. Declaración Rio Branco Construyendo alianzas y asegurando el apoyo para los bosques, el clima y los medios de subsistencia Rio Branco. https://0a5b07ed-8edf-416d-b3a2-64ec1268ad29.filesusr.com/ugd/cb5e0d_0351c99589a94d90b94c3c559d0f0816.pdf (accessed 7.20.20)
- GEF (Global Environmental Facility). 2015 Project summary. <https://www.thegef.org/project/sustainable-development-ecuadorian-amazon-integrated-management-multiple-use-landscapes-and> (accessed 10.7.19).
- Geist, H., and E. Lambin. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *Bioscience* 52(2): 143–50.
- González-Maya, J. F., et al. 2015. Effectiveness of protected areas for representing species and populations of terrestrial mammals in Costa Rica. *PLoS One* 10(5): 0124480.
- Government of Ecuador, Ministry of Environment. 2016. Ecuador REDD+ Action Plan 2016. <https://www.unredd.net/documents/un-redd-partner-countries-181/national-redd-strategies-1025/15892-ecuador-redd-action-plan-2016-2025.html?path=un-redd-partner-countries-181/national-redd-strategies-1025> (accessed 7.15.2020)

- Government of Costa Rica. 2018. Decarbonization plan: Commitment of the bicentennial government. <https://www.2050pathways.org/wp-content/uploads/2019/02/Decarbonization-Plan-Costa-Rica.pdf> (accessed 10.19).
- Government of Ecuador, Ministry of Agriculture and Ranching. 2013. Forest Incentives Program. <https://www.gob.ec/mag/tramites/incentivo-forestal-comunas> (accessed 7.15.20)
- Government of Ecuador, Ministry of Agriculture and Ranching. 2015b. Agenda de Transformación Productiva Amazónica Reconversión Agroproductiva Sostenible en la Amazonia Ecuatoriana (ATPA). <https://www.agricultura.gob.ec/agenda-de-transformacion-productiva-amazonica-reconversion-agroproductiva-sostenible-en-la-amazonia-ecuatoriana/> (accessed 7.15.20)
- Government of Ecuador. 2015a. Intended Nationally Determined Contribution (INDC). <https://www4.unfccc.int/sites/submissions/INDC/Published%20Documents/Ecuador/1/Ecuador%20INDC%2001-10-2015%20-%20english%20unofficial%20translation.pdf> (accessed 7.15.20).
- Government of Peru. 2015. Intended Nationally Determined Contribution (INDC) from the Republic of Peru. <https://www4.unfccc.int/sites/ndcstaging/PublishedDocuments/Peru%20First/INDC%20Per%C3%BA%20english.pdf> (accessed 7.20.20)
- Griscom, B. W., et al. 2017. Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 114(44): 11645–50.
- Guedez, P.Y. and B. Guay. 2018. Ecuador's Pioneering Leadership on REDD+: A Look Back at UN-REDD Support Over the Last 10 Years. UN REDD Programme. <https://www.un-redd.org/post/2018/09/04/ecuadors-pioneering-leadership-on-redda-look-back-at-un-redd-support-over-the-last-10-yea> (accessed 7.15.20)
- Henders, S., et al. 2015. Trading forests: land-use change and carbon emissions embodied in production and exports of forest-risk commodities. *Environmental Research Letters* 10(12): 125012.
- Jadin, I., P. Meyfroidt, and E. F. Lambin. 2016. International trade, and land use intensification and spatial reorganization explain Costa Rica's forest transition. *Environmental Research Letters* 11(3): 035005.
- Johns, B. 2012. PES and REDD+: The case of Costa Rica. https://www.american.edu/sis/gep/upload/johns_bryan_srp-the-big-kahuna.pdf (accessed 10.7.19).
- Joint Declaration of Intent between the Government of the Republic of Peru, the Government of the Kingdom of Norway and the Government of the Federal Republic of Germany on "Cooperation on reducing greenhouse gas emissions from deforestation and forest degradation (REDD+1) and promote sustainable development in Peru" 2014.
- Junpalma Perú (Junta Nacional De Palma Aceitera Del Perú). 2016. Estadística de la palma aceitera al 2014. <https://junpalmaperu.org/sites/default/files/archivos/2017/publicacion/07/informe-de-la-palma-al-2014.pdf> (accessed 7.20.20)
- Kauffman, C. 2014. Financing watershed conservation: Lessons from Ecuador's evolving water trust funds. *Agricultural Water Management* 145: 39–49
- Martin, A. 2017. Reforesting the Land in Costa Rica and Rethinking Grazing. Exploring Green Blog. Duke Nicholas School of the Environment. https://blogs.nicholas.duke.edu/exploring-green/reforesting-the-land-in-costa-rica-and-rethinking-grazing/#_edn2 (accessed 7.15.20)
- Mather, A. S. 1992. The forest transition. *Area* 24(4): 367–79.
- MINAM (Ministry of Environment, Government of Peru). 2016. Estrategia nacional sobre bosques y cambio climático. http://www.bosques.gob.pe/archivo/ff3f54_ESTRATEGIACAMBIOClimatico2016_ok.pdf (accessed 7.20.2020)

- MINAM (Ministry of Environment, Government of Peru). 2017. Perú participa en reunión del Desafío de Bonn que analiza el tema de la restauración de bosques <http://www.minam.gob.pe/notas-de-prensa/peru-participa-en-reunion-del-desafio-de-bonn-que-analiza-el-tema-de-la-restauracion-de-bosques/> (accessed 7.20.2020)
- MINAM (Ministry of Environment, Government of Peru). 2019. Apuntes del bosque N.º 1. Cobertura y deforestación en los bosques húmedos amazónicos 2018. Programa nacional de conservación de bosques para la mitigación del cambio climático. <http://www.bosques.gob.pe/archivo/Apuntes-del-Bosque-N1.pdf> (accessed 7.20.2020)
- MINAM (Ministry of Environment, Government of Peru). 2019b. Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero del año 2014 y actualización de las estimaciones de los años 2000, 2005, 2010 y 2012. Dirección General de Cambio Climático y Desertificación. <http://infocarbono.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2017/09/INGEI-2014-PERU-MOD-ENER2020.pdf> (accessed 7.20.2020)
- MINAM (Ministry of Environment, Government of Peru). 2020. Boletín 10 años Programa Bosques “Al servicio de los bosques”. Programa Nacional de Conservación de Bosques para la Mitigación del Cambio Climático Ministerio del Ambiente http://www.bosques.gob.pe/archivo/f94790_Boletin-10aos-Programa-Bosques.pdf
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. 2017. Tercera Comunicación Nacional del Ecuador sobre Cambio Climático. Quito, Ecuador. <https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2017/10/TERCERA-COMUNICACION-BAJA-septiembre-2017-ilovepdf-compressed1.pdf> (accessed 7.21.20)
- Navarro, G., and H. Thiel. 2007. On the evolution of the Costa Rican forestry control system. Country case study 6. VERIFOR. <https://www.odi.org/sites/odi.org.uk/files/odi-assets/publications-opinion-files/4450.pdf> (accessed 10.7.19).
- Nepstad, D. C. et al. 2016. Making corporate deforestation pledges work. San Francisco, USA: Earth Innovation Institute
- Nepstad, D. C., D. G. McGrath, C. Stickler, et al. 2014. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science* 344(6188): 1118–23.
- Nepstad, D., and J. Shimada. 2018. Soybeans in the Brazilian Amazon and the case of the Brazilian Soy Moratorium: Leveraging agricultural value chains to enhance tropical tree cover and slow deforestation (LEAVES). Background paper: Washington, DC: Program on Forests (PROFOR).
- Nepstad, D., G. Carvalho, A. C. Barros, A. Alencar, J. P. Capobianco, et al. 2001. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. *Forest Ecology and Management* 154(3): 395–407.
- Nepstad, D. 2019. Case Study 6 Postponing the Amazon tipping point. In: T. E. Lovejoy and L. Hannah (eds.), *Biodiversity and Climate Change: Transforming the Biosphere*: Yale University Press
- New York Declaration on Forests. 2019. Five year assessment. <https://forestdeclaration.org/images/uploads/resource/2019NYDFReport.pdf>.
- Oviedo, A. M., S. M. Sanchez, K. A. Lindert, and J. Humberto Lopez. 2015. Costa Rica’s development: From good to better. Systematic country diagnostic. Washington, DC: World Bank. <http://documents.worldbank.org/curated/en/215521468196163103/pdf/96280-REVISED-PUBLIC-CRI-SCD-ebook.pdf> (accessed 10.7.19).
- Pagiola, S., 2008. Payments for environmental services in Costa Rica. *Ecological Economics* 65 (4): 712–724.
- Peru Cocoa Alliance. 2016. Peru Cocoa Alliance Final Report: An Inclusive Market Systems Approach to Alternative Development <https://camcafeperu.com.pe/admin/recursos/publicaciones/Informe-final-Alianza-Peruana-del-Cacao.pdf> (accessed 7.20.20)

- Reid, J. L., et al. 2018. The ephemerality of secondary forests in southern Costa Rica. *Conservation Letters* 12(2): e12607.
- Rosa da Conceição, H., J. Börner, S. Wunder. 2015. Why were upscaled incentive programs for forest conservation adopted? Comparing policy choices in Brazil, Ecuador, and Peru. *Ecosystem Services* 16: 243–52.
- Sader, S. A., and A. T. Joyce. 1988. Deforestation rates and trends in Costa Rica, 1940 to 1983. *Biotropica* 20(1): 11–19.
- Sanchez-Azofeifa, A. 2015. Análisis de la cobertura forestal de Costa Rica entre 1960 y 2013. In Mora et al. (eds), *Ambientico: Revista mensual sobre la actualidad ambiental*. Cobertura Forestal de Costa.
- Seymour, F., and J. Busch. 2016. *Why forests? Why now? The science, economics, and politics of tropical forests and climate change*. Washington, DC: Brookings Institution Press.
- Shimada, J., and D. Nepstad. 2018. Beef in the Brazilian Amazon: Leveraging agricultural value chains to enhance tropical tree cover and slow deforestation (LEAVES). Background paper. Washington DC: Program on Forests (PROFOR).
- Soares Filho, B., D. Nepstad, L. Curran et al. 2006. Modelling Conservation in the Amazon Basin. *Nature* 440(7083): 520–523.
- Stan, K. and A. Sanchez-Azofeifa. 2019. Tropical dry forest diversity, climatic response, and resilience in a changing climate. *Forests* 2019(10): 443.
- Stickler, C. M., D. C. Nepstad, A. A. Azevedo, and D. G. McGrath. 2013. Defending public interests in private lands: Compliance, costs and potential environmental consequences of the Brazilian Forest Code in Mato Grosso. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 368(1619): 20120160.
- Stickler, C. M., et al. 2018. The state of jurisdictional sustainability. www.earthinnovation.org.
- Stickler, C., O. David, C. Chan, J. Ardila, and T. Bezerra. In review. The Rio Branco Declaration at 5 years: Assessing progress towards a near-term deforestation reduction target in subnational jurisdictions across the tropics.
- Vijay, V., C. D. Reid, M. Finer, C. N. Jenkins, and S. L. Pimm. 2018. Deforestation risks posed by oil palm expansion in the Peruvian Amazon. *Environmental Research Letters* 13(11): 114010.
- Vijay, V., S. L. Pimm, C. N. Jenkins, and S. J. Smith. 2016. The impacts of oil palm on recent deforestation and biodiversity loss. *PLoS One* 11(7): e0159668. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0159668>
- Vogel, D. 2005. *The Market for Virtue: The Potential and Limits of Corporate Social Responsibility*. Washington, DC: Brookings Institution.
- Wallbott, L., G. Siciliano, and M. Lederer. 2019. Beyond PES and REDD+: Costa Rica on the way to climate-smart landscape management? *Ecology and Society* 24(1).
- WRI (World Resources Institute). 2019. <https://www.wri.org/blog/2019/04/world-lost-belgium-sized-area-primary-rainforests-last-year>.
- Zahawi, R. A., G. Duran, and U. Kormann. 2015. Sixty-seven years of land-use change in southern Costa Rica. *PLoS One* 10(11): e0143554.

2.

Bosques y Cambio Climático

*Carlos A. Nobre, Bryan Finegan, Raoni Rajão,
Juan Robalino, Julia Arieira, y Nathália Nascimento*

Índice

64	Políticas Climáticas Globales para los Bosques
66	Bosques en América Latina y el Caribe
	Estado y Amenazas
	Factores Generadores de Deforestación y Degradación
71	Cambio Climático y sus Implicaciones
	Cambios Observados
	<i>Temperatura</i>
	<i>Precipitación</i>
	Projections
	<i>Temperatura</i>
	<i>Precipitation</i>
75	Factores Generadores del Cambio Climático
	Influencia de Bosques en Emisiones de GEI
	Influencia Biofísica de Bosques Tropicales
79	Efectos de la Variabilidad y el Cambio Climático
	Dinámica Forestal y Biodiversidad
	Cambios Proyectados para Bosques de ALC
83	Cambio Climático y Desplazamiento Humano
86	Estudios de Caso
	Brasil: Políticas de Conservación del Clima y los Bosques
	Costa Rica: Tendencias en la Cobertura Forestal
	<i>Fragmentación Forestal</i>
	<i>Cobertura de Bosque Secundario</i>
	<i>Efectos del Cambio Climático</i>
	<i>Iniciativas Gubernamentales de Conservación Forestal</i>
98	Conclusión
99	Referencias



Políticas de Conservación Forestal y Mitigación del Cambio Climático

El cambio climático se ha convertido en una preocupación importante en todo el mundo, dada la evidencia de la intensificación de los fenómenos meteorológicos y climáticos extremos y sus desastrosas consecuencias para los seres humanos (Ahima 2020; Borchers Arriagada et al. 2020; Hulme 2020; Moser 2020). En América Latina y el Caribe (ALC), la temperatura ya ha aumentado hasta 1 grado C (Li et al. 2015; Magrin et al. 2014), y las proyecciones indican un aumento de quizás 7 grados C para algunas regiones para el año 2100, en escenarios de altas emisiones continuas de gases de efecto invernadero (GEI) (Marengo et al. 2012a). También se espera una intensificación continua de las sequías, las olas de calor y los ciclones tropicales (Reyer et al. 2017). Estas tendencias climáticas en un período corto representan un gran riesgo para los medios de vida y las economías de ALC debido a la alta exposición, la fragilidad social y la falta de planes de adaptación y resiliencia climática de la región (BID 2018; Magrin et al. 2014).

Los bosques juegan un papel crucial en la mitigación y adaptación al cambio climático al mantener las funciones de los ecosistemas y servicios esenciales como la regulación del clima, refugio para la biodiversidad y provisión de bienes, mejorando así la capacidad de las personas para adaptarse a los cambios ambientales (Bustamante et al. 2016; Delgado Assad et al. 2019; Meigs y Keeton 2018; Silvério et al. 2015). La reducción de emisiones por deforestación y degradación forestal (REDD) se considera un paso relativamente barato (Soares-Filho et al. 2016; Stern 2007) y esencial para mantener el calentamiento global por debajo de 1,5 grados C (Hoegh-Guldberg et al. 2018).

La región de ALC, especialmente su zona tropical, representa una gran parte de los bosques del planeta—el 35 por ciento (Hansen et al. 2013). A escala global, estos bosques tropicales contribuyen al equilibrio dinámico de los ciclos biogeoquímicos e hidrológicos que son críticos para secuestrar y almacenar carbono y entregar humedad en todo el continente (Brando et al. 2008; Houghton et al. 2012). A escala local y regional, los bosques de ALC brindan comodidad climática a través del efecto de enfriamiento (Baker y Spracklen 2019; Li et al. 2015) y una mayor resiliencia al atenuar los extremos de altas temperaturas, sequías e inundaciones (Galeano et al. 2017; Martin y Watson 2016).

A pesar de su importancia, los bosques de ALC han sido testigos de una rápida pérdida y degradación en las últimas cinco décadas debido a los cambios en el uso de la tierra. La expansión agrícola, la tala y la minería están amenazando la capacidad de los bosques para regular el clima y contribuir a la resiliencia social, ambiental y económica (Reyer et al. 2017).

El cambio climático en ALC podría abordarse mediante iniciativas de conservación forestal que integren soluciones de gobernanza, tecnológicas, económicas, sociales y basadas en la naturaleza para cumplir con los compromisos del Acuerdo de París y los Objetivos de Desarrollo Sostenible (Binsted et al. 2018; Santos Da Silva et al. 2019).

Este capítulo resume la importancia de los bosques tropicales de ALC para la mitigación y adaptación al cambio climático, las consecuencias socioeconómicas y ecológicas de la pérdida de bosques y las políticas climáticas regionales centradas en la gestión forestal. También presenta estudios de caso de las políticas climáticas y forestales de Brasil y Costa Rica.

Políticas Climáticas Globales para los Bosques

A partir de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) en 1992, la conservación forestal ha sido un elemento importante de la mitigación del cambio climático global. El artículo 4 del documento incluía el compromiso de promover la gestión sostenible y la conservación de bosques, junto con otros ecosistemas. Sin embargo, fue solo a mediados de la década de 2000 que surgió el concepto de reducción de emisiones por deforestación y degradación forestal y mejora de las reservas de carbono (REDD+) como base para crear un mecanismo para mitigar el cambio climático a un costo relativamente bajo (Angelsen et al. 2012; Banco Mundial 2008). Los orígenes de REDD+ están vinculados a una propuesta de 2003 para compensar las reducciones de emisiones, ideada por un grupo de científicos y activistas norteamericanos y brasileños (van der Hoff et al. 2015). A petición de un grupo de países forestales (a pesar de la resistencia inicial de Brasil), la CMNUCC inició un proceso en 2005 que culminó, ocho años después, con la aprobación del Marco de Varsovia para REDD+.

Paralelamente a las iniciativas bilaterales y multilaterales a nivel de país, las iniciativas subnacionales y privadas también han propuesto mecanismos REDD+ para financiar la conservación de bosques. Inspiradas en el enfoque basado en proyectos del Mecanismo de Desarrollo Limpio de Kioto, las instituciones de certificación internacionales han desarrollado el Estándar de Carbono Verificado y el estándar de Clima, Comunidad y Biodiversidad para emitir créditos de carbono relacionados con las actividades forestales. De manera similar, los proponentes de REDD+ basada en los proyectos del Marco de Varsovia deben proponer una línea de base y demostrar las reducciones de la deforestación. Sin embargo, estos estándares han generado críticas debido a los altos costos de transacción, las violaciones de derechos, las líneas de base discutibles y el riesgo de fugas—es decir, el desplazamiento de la deforestación a un área cercana en lugar de su reducción general. Se pueden encontrar problemas similares en los proyectos del Marco de Varsovia de la CMNUCC, pero debido a que los proyectos a nivel de país están relacionados con las políticas nacionales, estas iniciativas tienden a considerarse de menor riesgo.

La aprobación del Acuerdo de París en 2015 ha reforzado la importancia de REDD+. Ochenta y seis de los 160 países han propuesto metas para el uso de la tierra en sus contribuciones determinadas a nivel nacional (UNFCCC 2020). El acuerdo reconoce plenamente a REDD+ en su Artículo 5 como un mecanismo de pago basado en resultados similar al Marco de Varsovia para REDD+. Y un número cada vez mayor de países interpretan el Artículo 6 del acuerdo, que regula la creación de nuevos mecanismos de mercado, incluyendo las actividades de REDD+, de modo que un país que reduce las emisiones más allá de su contribución determinada a nivel nacional podría vender “resultados de mitigación transferidos internacionalmente” para permitir que un segundo país cumpla con su compromiso (Streck et al. 2017).

Todos los mecanismos anteriores se refieren únicamente al aspecto financiero de la conservación de bosques. Depende de los países individuales, las entidades subnacionales y los actores no gubernamentales implementar acciones que aborden los factores generadores de la deforestación y generen reducciones de emisiones. Reducir las emisiones mediante la reducción de la deforestación y la degradación no es el único instrumento de política para abordar la crisis climática. La conservación de bosques intactos debe contabilizarse plenamente en los intercambios de REDD+ y considerarse una oportunidad de inversión, especialmente para los países de ALC con grandes porciones de bosques intactos, como Surinam, Guyana, Colombia, Perú y Brasil. La degradación y la eliminación de carbono no percibido de los bosques intactos pueden aumentar en más de un 600 por ciento los efectos del carbono por la pérdida de bosques (Maxwell et al. 2019). La regeneración de bosques naturales y la restauración activa de tierras degradadas y no productivas son soluciones ecológicas (Reid et al. 2018). El potencial de restauración existe para casi mil millones de hectáreas en todo el mundo, incluyendo alrededor de 17 millones de hectáreas de tierras improductivas y degradadas en la Cuenca del Amazonas brasileño, creando una oportunidad para almacenar carbono (Brancalion et al. 2019), así como para aumentar el valor socioeconómico del bosque en pie a través de la gestión forestal sostenible (Nobre 2019). Tales iniciativas ya se han desarrollado, especialmente en las zonas de bosques húmedos tropicales y subtropicales de ALC (Coppus et al. 2019; Romijn et al. 2019), centrándose en la restauración y regeneración forestal y la resiliencia de la comunidad al cambio climático (Coppus et al. 2019). ALC ha logrado el mayor progreso del mundo en el cumplimiento del Desafío de Bonn 2011, un esfuerzo para restaurar 53 millones de hectáreas de tierra para el año 2030 (Coppus et al. 2019).

Bosques en América Latina y el Caribe

Estado y Amenazas

Casi el 35 por ciento de la superficie forestal total del planeta se encuentra en ALC (Hansen et al. 2013), distribuida entre los tipos tropicales templados y húmedos, secos e inundados (Figura 1). Se estima que los bosques húmedos cubren 817 millones de hectáreas (41 por ciento) predominantemente en América del Sur (40 por ciento), incluyendo los bosques de tierras bajas de América Central, la Cuenca del Amazonas, Guyana, Surinam, Guyana Francesa, la mitad norte del bosque atlántico y los bosques lluviosos y nublados en la vertiente occidental de los Andes (Eva et al. 2004). Los bosques caducifolios, delimitados por la estacionalidad de las precipitaciones, cubren alrededor de 87 millones de hectáreas (4,3 por ciento) de ALC. Los bosques secos estacionales cubren 269 millones de hectáreas en América del Sur: 47 millones de hectáreas en el Caribe y 22 millones en Centroamérica (Portillo-Quintero et al. 2015). Los bosques inundados, tanto continentales como costeros, ocupan el 15 por ciento de América del Sur; y los bosques templados representan 43 millones de hectáreas (Eva et al. 2004; FAO 2015).

Los bosques de ALC albergan alrededor del 50 por ciento de las especies terrestres del mundo (UNEP 2010) y siete de los 25 puntos críticos de biodiversidad del mundo (Myers et al. 2000). El número de especies de plantas por país varía de 4.000 (Chile) a 30.000 (Andes tropicales), de las cuales del 17 al 50 por ciento son endémicas (Mittermeier et al. 2004).

ALC tiene el 23 por ciento de las tierras protegidas mundiales (IUCN 2016), con el 11 por ciento de sus tierras forestales incluidas en algunas categorías de protección de la UICN (Blankespoor et al. 2014; UNEP-WCMC 2019). El porcentaje más alto de área protegida se encuentra en Brasil (56 por ciento del territorio) (UNEP-WCMC 2019), especialmente en la región amazónica, donde el 43 por ciento del área está bajo algún estado de protección (Soares-Filho et al. 2010). Las áreas protegidas, agregadas a los territorios indígenas, tienen el 58 por ciento de la reserva total de carbono en la Cuenca del Amazonas y representan una gran proporción del secuestro de carbono en la región (Soares-Filho et al. 2010; Walker et al. 2019). Los servicios de secuestro y almacenamiento de carbono proporcionados por estos bosques se han visto amenazados por cambios en la legislación que permiten la explotación de recursos naturales, y por la degradación, reducción o pérdida de protección legal respecto a áreas

Figure 1. Distribución de Bosques en América Latina y el Caribe

Fuentes: Mapa Mundial de Ecofisiografía; Sayre et al. (2014)



protegidas (Kroner et al. 2019; Mascia et al. 2014). En Brasil, alrededor de 7 millones de hectáreas de áreas protegidas se redujeron o degradaron entre 1981 y 2012 (Bernard et al. 2014).

A pesar de su alta proporción de áreas protegidas, ALC tiene las tasas de deforestación más altas del mundo (Hansen et al. 2010). Alrededor del 24 por ciento de la pérdida mundial de bosques entre 2000 y 2017 ocurrió en ALC, por un total de 120 millones de hectáreas (Hansen et al. 2013). En 2017, América del Sur representó el 22 por ciento de la cantidad de deforestación mundial, América Central, el 1,5 por ciento y el Caribe, el 0,6 por ciento. Brasil perdió la mayor superficie, casi 60 millones de hectáreas, entre 2001 y 2017, seguido de Argentina (6,4 millones de hectáreas) y Paraguay (5,6 millones de hectáreas). Centroamérica perdió alrededor del 12,5 por ciento de su cobertura forestal total entre 2001 y 2017, principalmente en Guatemala (1,4 millones de hectáreas), Nicaragua (1,4 millones de hectáreas) y Honduras (1 millón de hectáreas), donde el porcentaje de pérdida forestal supera el 5 por ciento del territorio nacional. En el mismo período, el Caribe perdió más del 10 por ciento de sus bosques, particularmente en Cuba (569.000 hectáreas), República Dominicana (327.000 hectáreas) y Puerto Rico (79.500 hectáreas) (Hansen et al. 2013).

La pérdida de bosques naturales primarios (vírgenes) a veces se compensa parcialmente con la recuperación de la superficie forestal—la denominada transición forestal. Hansen et al. (2013) registraron una pérdida de 230 millones de hectáreas de bosque en el período 2000-2012, pero también una ganancia de 80 millones de hectáreas. Las tasas de pérdida neta de bosques aumentaron en los trópicos durante este período (Hansen et al. 2013). Sin embargo, en un análisis a escala municipal, Levy et al. (2012) mostraron que de 2001 a 2010, la recuperación de 362.430 kilómetros cuadrados de bosque en ALC ocurrió en áreas con climas estacionalmente secos y topografía inadecuada para la agricultura. En un análisis paralelo para el mismo período en Centroamérica (El Salvador, Guatemala, Honduras, Nicaragua, Costa Rica y Panamá), Redo et al. (2012) mostraron que se recuperaron 6.825 kilómetros cuadrados de bosque en zonas estacionalmente secas y en áreas originalmente caracterizadas por bosques de coníferas. Mientras tanto, de 2000 a 2017, la cobertura forestal se mantuvo estable (es decir, por debajo del 1 por ciento de la pérdida forestal) en la mayoría de las regiones de Perú, Ecuador, Guyana, Guayana Francesa, Surinam, Costa Rica, Panamá, Haití y Jamaica (Figura 2).

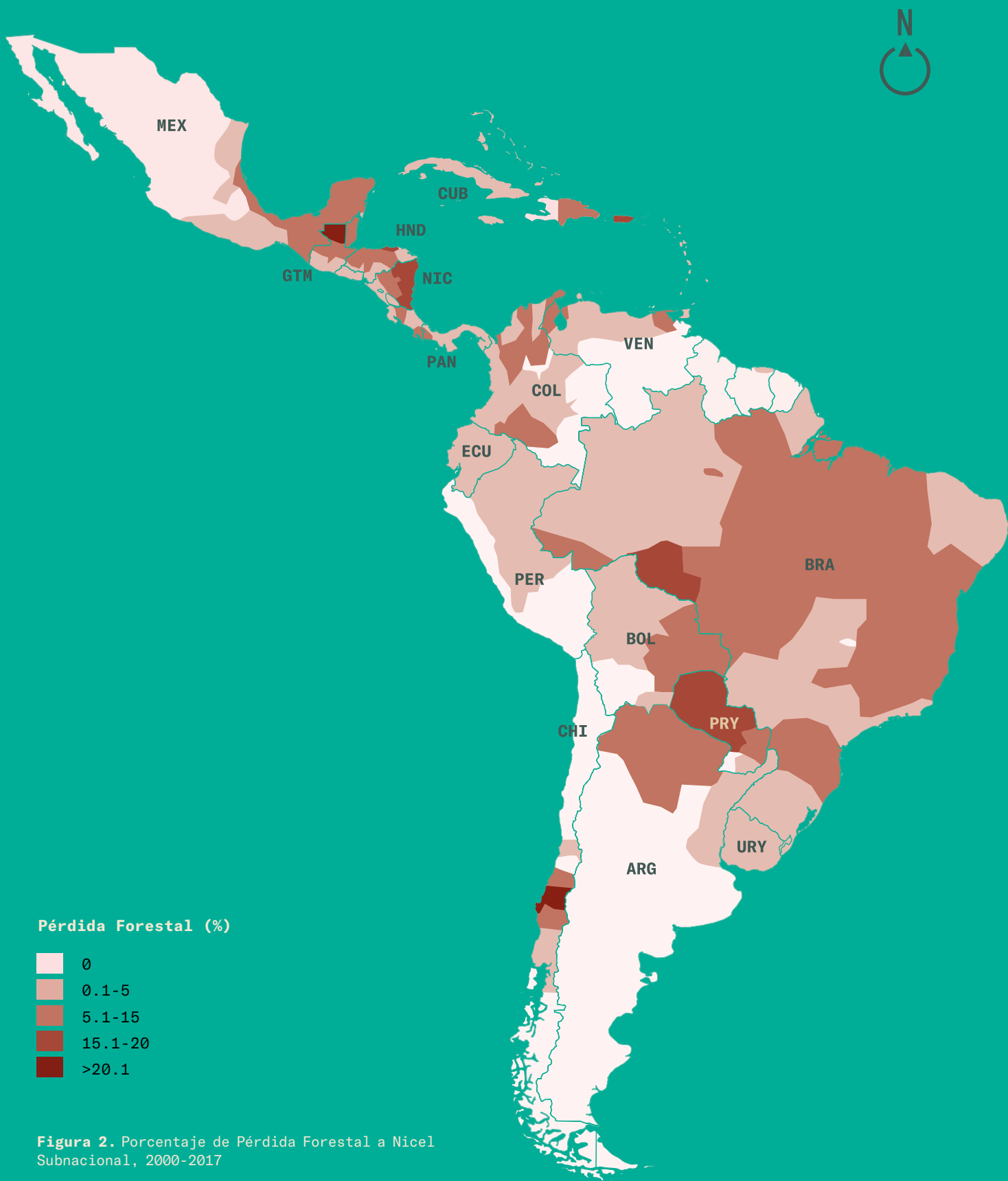


Figura 2. Porcentaje de Pérdida Forestal a Nivel Subnacional, 2000-2017

Fuente: Hansen et al. (2013).

La degradación forestal también es un problema en ALC (Armenteras et al. 2016). La tala parcial del bosque conlleva una pérdida de diversidad y densidad de biomasa, lo que compromete la capacidad del bosque para funcionar como un ecosistema, proporcionar servicios ambientales y regenerarse después de las afectaciones (Ghazoul et al. 2015; Houghton 2012; Sasaki y Putz 2009). Se estima que 240 millones de hectáreas de bosque tropical en ALC se encuentran en un estado crítico de degradación (Armenteras et al. 2016). Haití, Belice y México tienen las tasas de degradación más altas, con más del 50 por ciento de su área forestal en un estado crítico. Por otro lado, Costa Rica, Guyana Francesa, Guyana y Surinam tienen grandes porcentajes de bosques conservados—80, 76, 70 y 50 por ciento, respectivamente (Armenteras et al. 2016; Hansen et al. 2013).

Factores Generadores de Deforestación y Degradación

Las causas de la pérdida de bosques en ALC han variado a lo largo del tiempo y según las características geofísicas regionales y la dinámica socioeconómica (Armenteras et al. 2017). En América del Sur, la conversión directa de bosques a pastos es un patrón histórico; sin embargo, la influencia de los mercados de materias primas en el agotamiento de los bosques se ha intensificado, lo que ha contribuido a la expansión de las materias primas agrícolas (por ejemplo, la soja) (Gibbs et al. 2015; le Polain de Waroux et al. 2019). Debido a la soja, la región de Santiago del Estero en Argentina y la parte noroeste de Paraguay perdieron el 13,6 y el 17 por ciento del bioma del Chaco restante, respectivamente (Fehlenberg et al. 2017; Hansen et al. 2013). La producción de soja también se expandió en Mato Grosso en Brasil, aunque desde la Moratoria de la Soja de 2006 en la Cuenca del Amazonas brasileño, la mayor parte de la tierra ya había sido desmontada para la cría de ganado (Gibbs et al. 2016). Sin embargo, la fuga de la deforestación evitada en Brasil a través de esta política ha afectado a otros biomas brasileños, especialmente el Cerrado, e influido en la expansión agrícola en países vecinos, como Paraguay y Bolivia (Gasparri y de Waroux 2015; Graesser et al. 2015; Moffette y Gibbs 2018).

Otras actividades que impulsan la deforestación en América del Sur son la minería y los cultivos ilícitos, especialmente en Perú, Bolivia y Colombia (Armenteras et al. 2009; Caballero Espejo et al. 2018; Kalamandeen et al. 2018) y la expansión de carreteras, ferrocarriles, puertos y represas (Anderson et al. 2019; Andrade-Núñez y Aide 2020; Moran 2016). En América Central y el Caribe, la expansión de la producción de materias primas y la ganadería se encuentran entre los principales factores generadores de la pérdida de bosques (Curtis et al. 2018; FAO 2015).

La degradación forestal en ALC se desencadena principalmente por la tala y los incendios. La tala convencional ha sido muy destructiva en ALC, causando pérdida de biodiversidad y aumentando el riesgo de deforestación (Putz et al. 2012).

El Cambio Climático y sus Implicaciones

Cambios Observados

Temperatura

El clima natural en ALC es cálido (~26 grados C) con pequeños cambios estacionales y diarios (Reboita et al. 2014; Seidel et al. 2008), pero se han observado cambios significativos en los patrones de temperatura en ALC desde la década de 1900 (Figura 1). La temperatura promedio ha aumentado hasta 1 grado C en la mayor parte de la región (Li et al. 2015; Magrin et al. 2014), y las tendencias de calentamiento generalmente son más fuertes en latitudes más bajas (Feron et al. 2019) y en elevaciones más altas (p. ej., 0,5 grados C por década a 1.000-1.500 metros sobre el nivel del mar, MSNM y 1,7 grados C por década por encima de los 5.000 MSNM), en respuesta a los cambios de zona climática (Aguilar-Lome et al. 2019; IPCC 2019; Morán-Tejeda et al. 2016). En Perú, una tendencia positiva en la temperatura (promedio anual de 0.17 grados C por década) varió en magnitud a lo largo de los gradientes de elevación, de 0,13 grados C por década a nivel del mar en la costa del Pacífico a 0,27 grados C por década a 4500 MSNM en los Andes (Vicente-Serrano et al. 2017). La variabilidad de la temperatura diaria ha ido cambiando en América Central y en el oeste, sureste, norte y noreste de América del Sur, con menos días fríos y más días (hasta cuatro días por década) y noches (hasta tres días por década) cálidos. El aumento de las temperaturas está asociado con mayores tasas de aumento del nivel del mar en algunas áreas costeras de ALC (7 milímetros por año, sureste de la Costa Atlántica), como Brasil (4 milímetros por año) y Guyana (2 milímetros por año), y la afectación de manglares y otros bosques a lo largo de las costas (Magrin et al. 2014; UN 2018).

Se ha observado una intensificación de los extremos climáticos en el siglo XXI en ALC. Se registraron aumentos de las temperaturas máximas (0,06 grados C) y mínimas (0,04 grados C) mensuales entre 1980 y 2013 en la costa norte de Brasil y en la mayoría de las regiones del Amazonas (0,04 a 0,06 grados C para las temperaturas máximas) (Da Silva et al. 2019). Los días extremadamente cálidos de diciembre-enero-febrero de olas de calor en América del Sur se han vuelto más frecuentes, dañando la salud humana (por ejemplo, al aumentar los riesgos de enfermedades infecciosas) y la agricultura (por ejemplo, al causar pérdidas de cultivos) (Geirinhas et al. 2018; Gusso et al. 2014; Magrin et al. 2014; Rusticucci 2012).

Precipitación

ALC muestra una variabilidad espacial natural sustancial en la precipitación (p. ej., los Andes y las montañas de Mesoamérica y el Caribe) debido a la interacción entre los regímenes de precipitación con los atributos de la superficie terrestre (p. ej., topografía, continentalidad) y los patrones de circulación atmosférica de alto nivel. Como resultado, ALC tiene un amplio espectro climático que influye en la distribución de la biodiversidad y regula el funcionamiento del ecosistema (Esquivel-Muelbert et al. 2017; Magrin et al. 2014; Steidinger et al. 2019).

Las interacciones del calentamiento global con las características regionales de la superficie terrestre han estado provocando tendencias de precipitación temporalmente desiguales y espacialmente divergentes en ALC (Magrin et al. 2014; Gouveia et al. 2019). Se han registrado tendencias positivas tanto en el centro y este de América del Sur, como en el sur de Brasil, donde las precipitaciones han aumentado a una tasa de 5,5 milímetros por año (Silva Dias et al. 2013). En Bolivia, las precipitaciones aumentaron en un 18 por ciento hasta 1984, después de lo cual se produjeron condiciones más secas (Seiler et al. 2013). El calentamiento del Océano Atlántico ha provocado mayores precipitaciones en el occidente de la Cuenca del Amazonas (15 milímetros por año), lo que ha provocado una mayor descarga del río (Gouveia et al. 2019).

A pesar de algunas tendencias regionalmente divergentes, las observaciones desde el año 2000 indican que la atmósfera sobre la selva amazónica se está secando debido al calentamiento global, la quema de biomasa y el cambio de uso de la tierra. La humedad producida por los bosques ha disminuido, especialmente en la cuenca sureste, y han aumentado los eventos de fuertes sequías e incendios forestales (incluso en la parte noroeste de la cuenca) (Barkhordarian et al. 2019; Leite-Filho et al. 2019). Se han estado desarrollando climas más secos en la cuenca del Amazonas peruano, el sur de Perú y Chile, el suroeste de Argentina, los Andes, el oeste de Centroamérica y el norte de Sudamérica (Haylock et al. 2006; Magrin et al. 2014; UNFCCC 2012). De 1980 a 2013, la costa norte del noreste de Brasil experimentó una reducción de 4,6 milímetros por año en la precipitación total durante el invierno austral (Da Silva et al. 2019), y de 1965 a 2009, la Cuenca del Amazonas peruano tuvo una tendencia negativa significativa en la precipitación total y los días lluviosos consecutivos (Heidinger et al. 2018). También se registró una tendencia negativa en las precipitaciones para las islas del Caribe entre 1950 y 2002, con un 30 por ciento menos de precipitaciones (Karmalkar et al. 2013; Neelin et al. 2006). Por el contrario, se registraron aumentos de precipitaciones en la región del Caribe, incluyendo la costa de América del Sur, de 1990 a 2009 (81,8 milímetros en 20 años) (Infante 2018), lo que indica la influencia de la escala espacial en las observaciones del cambio climático.

El efecto de los cambios graduales en el clima puede exacerbarse cuando están asociados con una mayor frecuencia e intensidad de eventos climáticos extremos: lluvias intensas, sequías severas, inundaciones y variabilidad en el flujo de los arroyos, todos aumentan la vulnerabilidad de los sistemas socio-ecológicos a los desastres naturales (IPCC 2019; Marengo y col. 2012b; Patricola y Wehner 2018). En la Cuenca del Amazonas brasileño, se registraron sequías históricamente intensas en

1906, 1912, 1926, 1964, 1986, 1992, 1998, 2005, 2010 y 2015-2016 (Nobre et al. 2016). En Venezuela, las fuertes lluvias registradas en 2017 por el Sistema de Datos e Información del Sistema de Observación de la Tierra de la NASA fueron responsables de las inundaciones de los ríos Orinoco y Caroní.

Projections

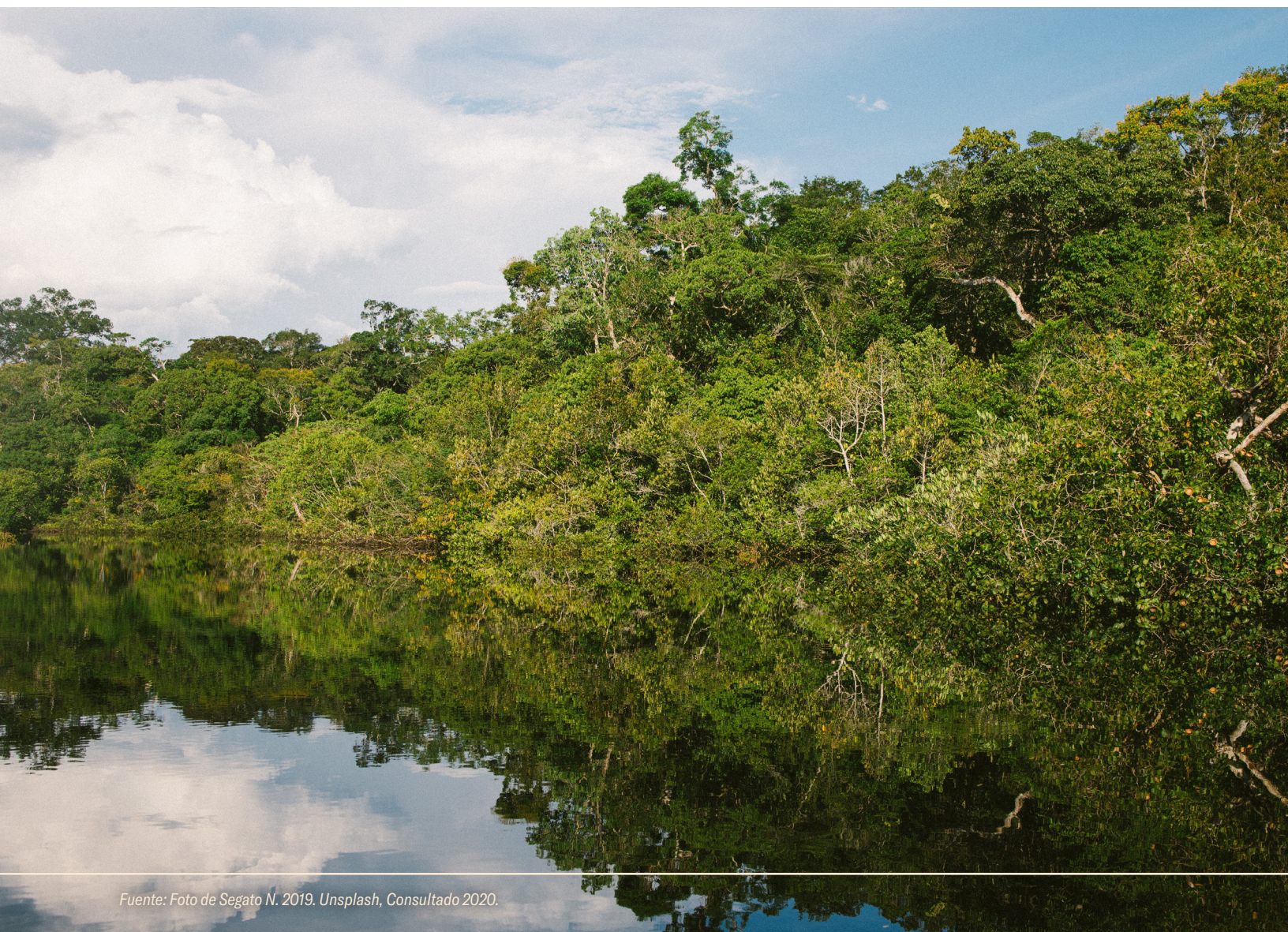
Temperature

Los cambios proyectados en la temperatura, la precipitación y los extremos climáticos en diferentes sectores de América Central, América del Sur y el Caribe están respaldados por inter-comparaciones de modelos (por ejemplo, CMIP5), con diferentes escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) seleccionados de los informes de evaluación del Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC por sus siglas en inglés): AR4 para escenarios A2, A1B y B2 (Magrin et al. 2007) y AR5 para escenarios RCP2.6, RCP4.5, RCP6.0 y RCP8.5 (Magrin et al. 2014; Romero-Lankao et al. 2014).

Las proyecciones de temperatura y precipitación hasta el año 2100 siguen las tendencias regionales históricas (Marengo 2007). Para los escenarios más pesimistas, basados en mayores emisiones de GEI (SRES A2, RCP8.5), tanto América Central como América del Sur pueden experimentar un calentamiento anual medio creciente de 2 grados C a 5,8 y 6 grados C, respectivamente (Colorado-Ruiz et al. . 2018; Salazar et al. 2015). Este calentamiento se encuentra principalmente en el rango de las proyecciones promedio global hasta el año 2100, de 2,6 a 4,8 grados C (Collins et al. 2013). Las proyecciones de modelos regionales (HadRM3, Inland-Eta-HadGEM2-ES, EtaCPTec) (Lyra et al. 2016; Marengo 2007) sugieren un mayor aumento de temperatura para algunas regiones de ALC. Para el sur y el este de la selva amazónica, por ejemplo, el escenario A1B proyecta un aumento de 7 grados C para el año 2100 (Marengo et al. 2012). El calentamiento proyectado para la región amazónica está influenciado por la disminución del flujo de calor latente debido a la muerte regresiva de los bosques (Lyra et al. 2016). Las proyecciones de calentamiento para el sur de Brasil, Uruguay, Paraguay y el norte de Argentina son más bajas que las del norte de América del Sur, alrededor de 2 a 4 grados C para el año 2100. En el bosque seco de Chiquitano en Bolivia, después de que el bosque se convirtió en tierra de cultivo, la temperatura de la superficie modelada aumentó en 0,6 grados C, lo que indica la sensibilidad del clima local a la cobertura vegetal (Bounoua et al. 2004; Salazar et al. 2015).

Precipitación

Los cambios proyectados en las precipitaciones varían enormemente en la región de ALC (Magrin et al. 2014; Marengo 2007). En la reducción de escala del modelo climático, se evidencian algunas tendencias de precipitación contrastantes para las próximas décadas en América del Sur. Se esperan reducciones de las precipitaciones en el norte de América del Sur, el este de la Amazonia (entre un 5 y un 20 por ciento), el centro-este y noreste de Brasil, el Altiplano de los Andes, el sur de Chile; se esperan aumentos para el sureste de América del Sur (alrededor del 15 al 20 por ciento), el noroeste de Perú y Ecuador y el oeste de la Amazonia (Magrin et al. 2014; Marengo 2007). En Centroamérica, en particular en México, se esperan reducciones de precipitaciones del 5 al 10 por ciento, con períodos secos más prolongados (Colorado-Ruiz et al. 2018). Para el Caribe, los escenarios climáticos sugieren una disminución de la precipitación de hasta un 50 por ciento para Haití, República Dominicana y Jamaica (Karmalkar et al. 2013).



Factores Generadores del Cambio Climático

Influencia de Bosques en Emisiones de GEI

Las observaciones científicas, las percepciones locales y los pronósticos de los modelos indican que los cambios climáticos graduales y extremos, en particular el calentamiento global, son generados principalmente por las emisiones de GEI relacionadas con los combustibles fósiles, la producción de energía y el cambio de uso de la tierra (Reboita et al. 2014; Salazar et al. 2015). Las emisiones mundiales alcanzaron las 39,4 gigatoneladas de dióxido de carbono equivalente (GtCO₂-eq) en 2014. Los países de ALC fueron responsables del 12,4 por ciento (3,9 Gt) del total (Explorer 2017).

Los bosques tropicales de ALC eliminan grandes cantidades de dióxido de carbono de la atmósfera ($1,2 \pm 0,4$ GtCO₂-eq por año) (Pan et al. 2011) y lo almacenan en su biomasa vegetal, tanto en la superficie como en las raíces y el suelo. Las reservas de carbono en esta región representan alrededor del 49 por ciento del carbono total aéreo en los trópicos, equivalente a alrededor de 93 a 120 GtC (Gibbs et al. 2007; Malhi et al. 2006; Saatchi et al. 2011), y de 16,5 a 30 GtC bajo tierra (FAO 2015; Guevara et al. 2018).

En ALC, las actividades con potencial para generar emisiones incluyen la agricultura, el cambio de uso de la tierra y la silvicultura y la producción de energía (Figura 3). Entre los países tropicales de ALC, Brasil ha tenido las mayores emisiones de gases de efecto invernadero, 1.496 millones de toneladas de dióxido de carbono equivalente (MtCO₂e) en 1990 y un máximo de 2.015 MtCO₂e en 2005 (justo después del pico de la deforestación en la Cuenta del Amazonas), luego disminuyendo a 1.379 MtCO₂e en 2016 (Figura 4) (CAIT 2019). Según el Sistema de Estimación de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero (SEEG, <http://seeg.eco.br/#>) de Brasil, que tiene emisiones de carbono ligeramente más bajas que el conjunto de datos de CAIT, el aumento de las emisiones de 2017 (1.403 MtCO₂e) a 2018 (1.410 MtCO₂e) se atribuye a un aumento del 8,5% en la deforestación, aumentando las emisiones del bioma en 44,5 millones de toneladas (Observatório do Clima 2019).

Los países de ALC son responsables del 24 por ciento de las emisiones globales atribuidas al cambio de uso de la tierra... (Explorer 2017; IPCC 2019; Vourlitis et al. 2019). Las emisiones de GEI asociadas con el cambio de uso de la tierra provienen principalmente de la quema de biomasa y la pérdida de carbono del suelo... (Armenteras et al. 2016; FAO 2017; van der Werf et al. 2009).”

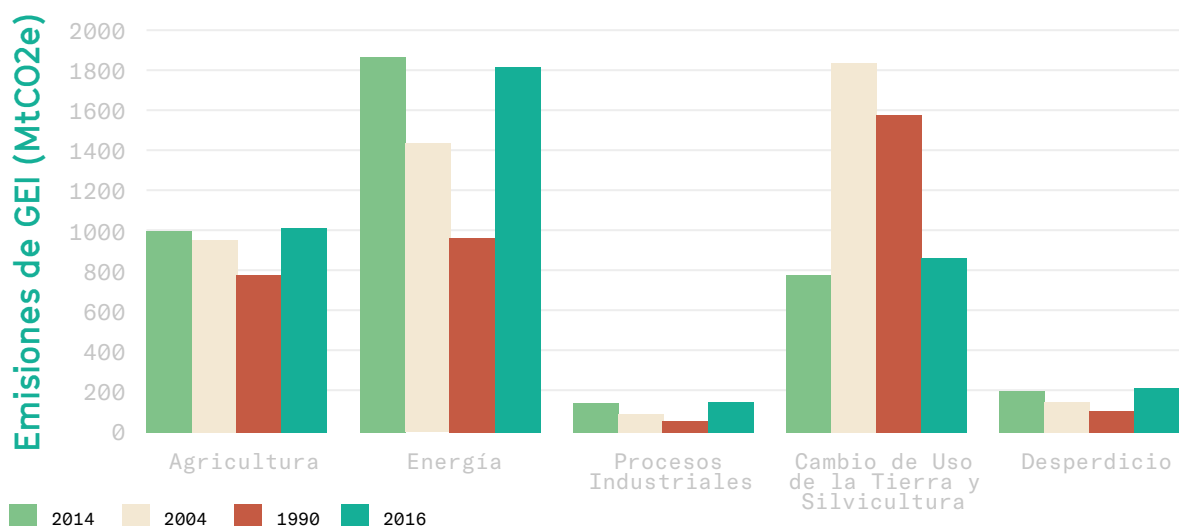


Figure 3. LAC Emissions, by Sector (MtCO₂e), 2014, 2004, 1990 and 2016

Fuente: Climate Watch, basado en datos brutos (CAIT - Climate Analysis Indicators Tool, 2019).

Los países de ALC son responsables del 24 por ciento de las emisiones globales atribuidas al cambio de uso de la tierra y del 22 por ciento de las emisiones totales de 2007 a 2016 (Explorer 2017; IPCC 2019; Vourlitis et al. 2019). Las emisiones de GEI asociadas con el cambio de uso de la tierra provienen principalmente de la quema de biomasa y la pérdida de carbono del suelo (respiración heterotrófica) durante la conversión neta del bosque a otros usos, en particular tierras de cultivo agrícolas y pastos para ganado (Armenteras et al. 2016; FAO 2017; van der Werf et al. 2009). La quema de biomasa puede representar del 11 al 70 por ciento de las emisiones de la deforestación, principalmente liberadas durante la estación seca austral (van der Werf et al. 2009; Aragão et al. 2018). Indirectamente, el aumento de las emisiones de carbono de las áreas forestales también está relacionado con la fragmentación del bosque, lo que hace que los bordes del bosque sean vulnerables a las fuentes de ignición y la propagación del fuego (Aragão et al. 2018; Brando et al. 2020).

En América del Sur y Central, se emitió un promedio estimado de 443,4 MtC por año debido a la deforestación y la degradación forestal entre 1990 y 2000. La cantidad promedio aumentó a 464,8 MtC por año entre 2000 y 2010 (Achard et al. 2014). El CO₂ liberado a la atmósfera por la pérdida de bosques ahora excede la cantidad total secuestrada (pérdida = 516,0 ± 69,5; ganancia = 191,2 ± 18,2; neto 324,8 ± 73,5 MtC por año⁻¹) (Baccini et al. 2012), convirtiendo el bosque de un sumidero de carbono a una fuente de carbono (Gatti et al. 2014; Houghton et al. 2012; Pearson et al. 2017).

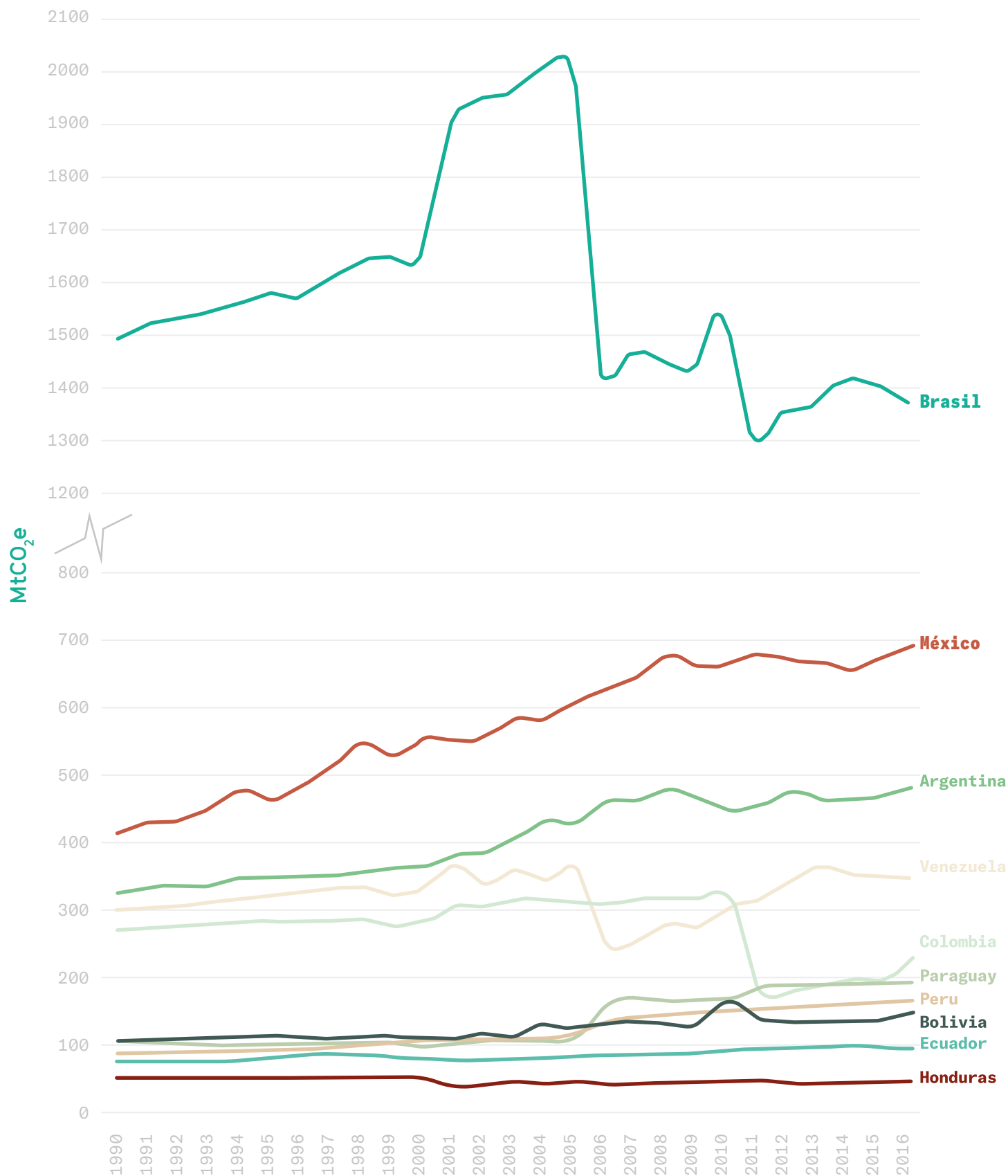


Figura 4. Emisiones de GEI (Incluyendo el Cambio de Uso de la Tierra y la Silvicultura (emisiones/absorciones netas)), según los diez mayores emisores en ALC, 1990-2016

Fuente: Climate Watch, basado en datos brutos (CAIT - Climate Analysis Indicators Tool, 2019).

Influencia Biofísica de los Bosques Tropicales

Las tendencias climáticas son causadas en parte por la variabilidad climática interanual, generada por El Niño-Oscilación del Sur, la Oscilación Multidecadal del Atlántico y la Oscilación Decadal del Pacífico, así como las características de la superficie terrestre (estructura y extensión de la cubierta vegetal) (Haylock et al. 2006; Leite-Filho et al. 2019; Mestas-Nuñez y Miller 2006).

El papel biofísico de los bosques tropicales en la regulación del clima está relacionado con su función para enfriar la atmósfera y mantener el balance regional de las precipitaciones y la producción de humedad (Anderson-Teixeira et al. 2012; Casagrande et al. 2018). Las altas tasas de evapotranspiración de las selvas tropicales son fundamentales para mantener el equilibrio energético de la superficie, regulando el calentamiento global y local (Davidson et al. 2012; Ellison et al. 2017; Müller et al. 2012), y asegurando el reciclaje de lluvias en varias áreas del continente sudamericano (Coe et al. 2017; Ellison et al. 2017). Entre el 35% y el 80% de la lluvia en la selva amazónica es producto del reciclaje del agua del bosque (transpiración de los árboles), la protección contra la sequía interanual (Marengo et al., 2018; Staal et al., 2018) y de mantener corta la estación seca (menos de tres meses), un elemento esencial para el mantenimiento de la selva (Nobre et al. 2016; Nobre y Borma 2009).

La deforestación debilita el efecto de enfriamiento de los bosques y afecta la formación de nubes, las precipitaciones y la estacionalidad del clima (Ellison et al. 2017; Langenbrunner et al. 2019). Aunque la pérdida de bosque normalmente aumenta el albedo de la superficie, lo que significa menos radiación solar absorbida, la reducción del flujo de calor latente (evapotranspiración) da como resultado temperaturas superficiales más altas (Arias et al. 2018; Sampaio et al. 2007). Algunos estudios sugieren que la atmósfera en la superficie puede ser 2 grados C más fría y más húmeda en áreas forestales que en áreas deforestadas (Arias et al. 2018; Llopart et al. 2018; Pavão et al. 2017). La deforestación por sí sola podría calentar el este de la Amazonía en más de 3 grados C, disminuir las precipitaciones de julio a noviembre hasta en un 40 por ciento y retrasar el inicio de la temporada de lluvias entre 0,12 y 0,17 días por cada aumento del 1 por ciento en la deforestación (Leite-Filho y col. 2019; Nobre et al. 2016). La reducción del reciclaje de humedad después de la remoción de bosques conduce a temporadas secas más prolongadas en el sur de la Cuenca del Amazonas y reduce los flujos de humedad hacia el este (Agudelo et al. 2019). Eso también reduciría los flujos de humedad hacia el sur, lo que afectaría las precipitaciones en la parte sur de la Cuenca de La Plata (Arraut et al. 2012).

La conversión de más del 66 por ciento de los bosques secos tropicales de ALC (Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa 2010) dio lugar a un aumento de la temperatura superficial y una disminución de la precipitación (Salazar et al. 2015). La degradación forestal agrava los efectos de las crecientes sequías bajo el calentamiento global al crear microclimas más secos y cálidos que los bosques intactos y aumentar los riesgos de propagación del fuego (Berenguer et al. 2018; Brando et al. 2012; Silvério et al. 2019).

Efectos de la Variabilidad y el Cambio Climático

Dinámica Forestal y Biodiversidad

El calentamiento y la variabilidad de las precipitaciones están afectando el funcionamiento de los bosques tropicales de ALC, desde el nivel genético hasta el del ecosistema, provocando cambios en el crecimiento de las plantas y la absorción de carbono, la mortalidad de los árboles, las extinciones e interacciones de las especies, la diversidad genética y, finalmente, la muerte regresiva de los bosques (Cusack et al. 2016; Scheffers et al. 2016).

Los efectos de las sequías y el aumento de las temperaturas en los árboles de los bosques tropicales se han documentado ampliamente (Clark et al. 2013; Fontes et al. 2018; Scheffers et al. 2017; Slot y Kitajima 2015). Las reducciones en las precipitaciones, el crecimiento total de las plantas (producción de madera, raíces y hojarasca, hasta en un 40 por ciento) y la productividad primaria bruta y neta a menudo se atribuyen a la disminución de la capacidad fotosintética (Brando et al. 2008; Costa et al. 2010; Doughty et al. 2015). Las temperaturas más cálidas pueden acelerar la mortalidad inducida por la sequía al disminuir la fotosíntesis de árboles tropicales individuales y desacelerar la dinámica de los bosques tropicales, como se evidencia en las selvas tropicales de Brasil, Bolivia, Costa Rica y Perú (Adams et al. 2009; Aubry-Kientz et al. 2019; Doughty et al. 2015).

La mortalidad de los árboles se ve agravada por la retroalimentación positiva entre la deforestación, el clima y la extinción de los bosques (Allen et al. 2010; Lovejoy y Nobre 2018; McDowell et al. 2011; Nepstad et al. 2007). La mortalidad forestal a gran escala a menudo da lugar al efecto combinado de calentamiento, sequedad, incendios y cambios en la dinámica de los insectos y patógenos forestales provocados por el clima (Aragão et al. 2018; Cusack et al. 2016; McDowell et al. 2008). Los estudios en las selvas tropicales del Amazonas, el Atlántico y Costa Rica muestran un aumento de la mortalidad de los árboles debido a las altas temperaturas y especialmente a las fuertes sequías estacionales (Chazdon et al. 2005; Condit et al. 1995; Rolim et al. 2005; Williamson et al. 2000), reduciendo la absorción de CO₂ y aumentando la pérdida de carbono de la biomasa leñosa (Doughty et al. 2015; Doughty y Goulden 2008; Phillips et al. 2009). El aumento de las concentraciones de CO₂ en la atmósfera puede atenuar los efectos de la sequía y el calentamiento en la eficiencia del uso del agua, a través de la absorción acelerada de carbono y las tasas de crecimiento (Allen et al. 2010; Cusack et al. 2016; Norby et al. 2010), aunque este efecto positivo depende de la disponibilidad de nitrógeno y fósforo del suelo y de la respuesta fisiológica de las plantas. La influencia de los bosques amazónicos en la absorción de carbono en la atmósfera cada vez más rica en CO₂, por ejemplo, ha disminuido desde

la década de 1990, provocando la mortalidad de la biomasa y generando incertidumbre sobre el papel de los bosques tropicales húmedos como sumideros de carbono (Brienen et al. 2015).

El cambio climático y su retroalimentación con otros factores generadores del cambio global también han estado alterando la distribución y abundancia de especies de plantas y animales de los bosques tropicales, afectando las interacciones de las especies (por ejemplo, entre polinizadores y plantas) y aumentando las tasas de extinción de especies en la medida en que se prevé una sexta "extinción masiva" (Barlow et al. 2018b; Ceballos et al. 2015; Gomes et al. 2019). La evidencia de extinciones locales relacionadas con el calentamiento global ya es muy fuerte (47,1 por ciento de 976 especies) (Wiens 2016). Estudios recientes muestran que para el total mundial de 8.688 especies en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN (<https://www.iucnredlist.org/>), la variabilidad y el cambio climáticos son las amenazas dominantes para 1.688 especies (19 por ciento) (Maxwell et al. 2016). Los cambios de distribución de especies relacionados con el calentamiento (Freeman et al. 2018; Morris 2010) pueden disminuir la biodiversidad vegetal, en parte debido a la asincronía temporal entre especies coevolucionadas, como polinizadores y dispersores de semillas (Olivares et al. 2015). Los casos de rápida disminución de especies en Brasil, Ecuador, Costa Rica y Ecuador se atribuyen cada vez más a enfermedades y cambios climáticos antropogénicos (Stuart et al. 2004). La pérdida de biodiversidad relacionada con el clima puede ser particularmente perjudicial en la región amazónica, donde los estudios han señalado la dependencia que tiene la productividad forestal de la biodiversidad (Liang et al. 2016), una rotación de géneros de árboles húmedos a secos, y un aumento en la abundancia y biomasa de lianas, lo que genera cambios sustanciales en las funciones ecológicas de la Cuenca del Amazonas (Esquivel-Muelbert et al. 2017; Nepstad et al. 2007; Phillips et al. 2009).

Cambios Proyectados para los Bosques de ALC

Con el aumento de la temperatura y los niveles de CO₂, los modelos proyectan la desaparición de aproximadamente una cuarta parte de las especies existentes en el mundo para el año 2050 (Arruda-Neto et al. 2012). En un futuro cercano, se espera que entre el 11 por ciento (con dispersión) y el 34 por ciento (sin dispersión) de las especies queden sujetas a extinción bajo el cambio climático mínimo esperado (es decir, un aumento medio de la temperatura global de 0,8 a 1,7 grados C y en CO₂ de 500 ppm por volumen) (Thomas et al. 2004). En escenarios climáticos más severos (aumentos de temperatura de 1,8 a 2,0 grados C y aumentos de CO₂ atmosférico de 500 a 550 ppm por volumen), es probable que entre el 48 y el 56 por ciento de las especies de plantas leñosas en la vegetación del Cerrado en Brasil y entre el 8 y el 26 por ciento de los mamíferos en México queden en peligro de extinción (Thomas et al. 2004). Las proyecciones del modelo HADCM2GSa1 para la Cuenca del Amazonas han predicho que para el año 2095, el 43 por ciento de las 69 plantas de

angiospermas se convertirán en poblaciones no viables debido a cambios drásticos en su potencial y distribución de nicho realizada (Miles et al. 2004). Se predice que los efectos combinados del clima y la deforestación causarán una disminución de quizás un 58 por ciento en la riqueza de especies de árboles del Amazonas para el año 2050; el cambio climático por sí solo causaría una disminución del 31 al 37 por ciento (Gomes et al. 2019).

Desde una perspectiva regional, la mortalidad de los árboles relacionada con el cambio climático y las afectaciones antropogénicas más directas a menudo ocurren de manera no lineal, lo que sugiere la existencia de umbrales críticos para la resiliencia de los bosques, más allá de los cuales la mortalidad catastrófica de los árboles provoca una redistribución de los biomas en la América del Sur tropical (Nobre et al. 2016; Salazar et al. 2007). Se espera el reemplazo gradual de bosques por vegetación tipo sabana para la Cuenca del Amazonas a mediados de siglo (Barker et al. 2007; Nobre et al. 2016). Los riesgos de que la selva amazónica alcance un punto de inflexión hacia una sabana degradada depende de las interacciones de los factores generadores ambientales a gran escala, como la deforestación, el calentamiento global, los eventos de sequía extrema y los incendios forestales más frecuentes asociados (Nobre et al. 2016; Nobre y Borma 2009). Las proyecciones indican que tal transición en los bosques del centro, sur y este de la Amazonía puede comenzar cuando los aumentos de temperatura se acerquen a los 4 grados C, como resultado de la reducción de las lluvias, estaciones secas más prolongadas y sequías severas más frecuentes, o debido a que la deforestación caracteriza al 40 por ciento del área total de bosque en la Cuenca del Amazonas (Nobre et al. 2016; Sampaio et al. 2007). Cuando se consideran todos los principales factores generadores humanos de los cambios (cambios climáticos globales, deforestación regional (20% -25%), aumento de incendios forestales y concentraciones elevadas de CO₂ en la atmósfera), incluyendo sus interacciones sinérgicas, hasta el 60 por ciento de la selva amazónica puede desaparecer para el año 2050 (Lovejoy y Nobre, 2018b; Nobre et al., 2016).

Mientras que un clima seco puede reducir los bosques húmedos, otros tipos de bosques en ALC pueden expandirse. Según el modelo de nicho bajo el escenario RCP 4.5 del IPCC, el área de bosques secos estacionales en México probablemente se expandirá en aproximadamente un 6 por ciento y se desplazará hacia elevaciones más altas para 2070, a expensas de las extinciones locales de los especialistas en hábitat y el reemplazo de especies en las comunidades locales (un volumen de negocios de más del 40 por ciento de las especies) (Prieto-Torres et al. 2016). Se espera que los bosques secos de Bolivia (modelo LPJ-GUESS) experimenten una reducción del 72 por ciento de las reservas de carbono debido a la disminución de las precipitaciones, lo que sugiere un mayor riesgo de pérdida de bosques a lo largo de la franja sur más seca de la Cuenca del Amazonas (Seiler et al. 2015). En Centroamérica y el Caribe, los bosques tropicales, los eventos climáticos extremos como la intensificación de los huracanes, relacionados con las condiciones más cálidas de la superficie del mar y las temperaturas estratosféricas más bajas, pueden causar una mortalidad masiva instantánea de árboles (Balaguru et al. 2018). La intensificación e imprevisibilidad de los huracanes puede conducir a la renovación de especies y a una menor biomasa aérea en manglares y bosques de tierras altas (Lugo 2000).

Se espera el reemplazo gradual de bosques por vegetación tipo sabana para la Cuenca del Amazonas a mediados de siglo (Barker et al. 2007; Nobre et al. 2016).

Cambio Climático y Desplazamiento Humano

En todas las regiones de ALC, el cambio climático y la intensificación de eventos climáticos extremos pueden afectar a las poblaciones humanas de diferentes maneras (Reyer et al. 2017). Los cambios en la temperatura, las precipitaciones y el clima limitan la tierra disponible para la producción de alimentos, aumentan el número de desastres naturales y reducen la disponibilidad de lugares con confort térmico para humanos y animales (Porter et al. 2014). Se espera que el aumento del nivel del mar afecte a millones de personas que viven en áreas costeras, siendo particularmente daño para los países de ALC con poca elevación y con poblaciones más expuestas y menos resilientes (Hauer et al. 2019). Poblaciones de las regiones más diversas de ALC, tanto en áreas rurales como en ciudades, pueden verse obligadas a migrar y/o tener que adoptar medidas urgentes de adaptación (Carr 2009; Rigaud et al. 2018).

Los peligros relacionados con el clima, atribuidos a tormentas, inundaciones, temperaturas extremas, sequías, incendios forestales y deslizamientos de tierra, son las principales causas de desplazamiento humano en ALC. Una de las mayores consecuencias antropogénicas del cambio climático para América Latina durante los próximos 30 años es la migración esperada de hasta 17 millones de personas (Rigaud et al. 2018). La sequía y el calentamiento serán críticos para el desplazamiento humano (Abel et al. 2019; Hsiang y Sobel 2016; IPCC 2014; Renaud et al. 2007) y afectarán especialmente a los residentes vulnerables en áreas áridas y semiáridas como México y el noreste de Brasil (Barbieri et al. 2010; Feng et al. 2010). En México, 900.000 personas abandonan las zonas áridas y semiáridas anualmente, impulsadas por los efectos que la degradación del suelo y las condiciones secas tienen en la salud de las personas y en la seguridad hídrica y alimentaria (Feng et al. 2010; Renaud et al. 2007).

El desplazamiento puede desencadenar conflictos sociales a través de la discriminación, el desempleo y la inseguridad humana (Melde et al. 2017). Las tendencias migratorias en Centroamérica muestran flujos humanos de sur a norte, lo que sugiere un aumento en conflictos de inmigración con los Estados Unidos (Hanson 2010). En América del Sur, la migración dentro de cada país es tanto histórica como proyectada para las próximas décadas (Barbieri et al. 2010; Hoffman y Grigera 2013). Los efectos de la sequía en la agricultura, como en los años de El Niño, indujeron la migración de las zonas rurales a las grandes ciudades del noreste de Brasil en las décadas de 1980 y 1990 (Barbieri et al. 2010). Los países receptores de migrantes pueden verse seriamente afectados por la gran afluencia de personas (Feng et al. 2010; IDMC 2019). Durante décadas, la región amazónica fue uno de los primeros destinos de migración en Brasil debido a la tierra barata, las oportunidades económicas y las políticas gubernamentales (Hoffman y Grigera 2013). Más recientemente, los inmigrantes amazónicos han venido de Haití y Venezuela y han ocupado principalmente zonas periféricas (Oliveira 2016). El desarrollo de tales áreas en la Amazonía ha traído violencia, y los cambios demográficos asociados con la expansión agrícola y las prácticas ex-

tractivas ilegales pueden ejercer presión sobre los bosques (Hoffman y Grigera 2013; Lapola et al. 2014). Teniendo en cuenta las experiencias pasadas y la escasez de políticas para la reubicación humana (Hauer et al. 2019), el desplazamiento humano hacia áreas forestales remotas podría aumentar la presión sobre los recursos naturales y las tierras, poniendo a los bosques en alto riesgo de degradación y deforestación; los pueblos tradicionales e indígenas también estarían en riesgo de actividades ilícitas, conflictos por la tierra y enfermedades infecciosas y epidemias relacionadas con el contacto (Fearnside 2018; Grillet et al. 2019; Hoffman y Grigera 2013).

Reducir los riesgos de la migración causada por el clima es una estrategia para la adaptación climática, pero depende de acciones de mitigación climática (reducción de emisiones) y mejores vías de desarrollo (Rigaud et al. 2018). Con mayor frecuencia, las personas responden al cambio climático adaptándose y permaneciendo en su lugar (Kniveton 2017). Sin embargo, la pobreza, la desigualdad social, la falta de subsidios gubernamentales y la infraestructura deficiente en ALC podrían aumentar las posibilidades de migración y magnificar los desastres socioambientales (Hoffman y Grigera 2013; Renaud et al. 2007; Rigaud et al. 2018). Se necesitan estrategias de adaptación relacionadas con las políticas de conservación y gestión (Heller y Zavaleta 2009; Perch-Nielsen et al. 2008), así como políticas agrícolas que aborden los riesgos bajo condiciones climáticas extremas (sequías e inundaciones) y adopten una perspectiva regional a largo plazo para la planificación. Estas se encuentran entre las principales estrategias para reducir los riesgos climáticos y garantizar la seguridad humana (Feng et al. 2010).

Una de las mayores consecuencias antropogénicas del cambio climático para América Latina durante los próximos 30 años es la migración esperada de hasta 17 millones de personas (Rigaud et al. 2018).

La sequía y el calentamiento serán fundamentales para el desplazamiento humano.

Estudios de Caso

Brasil: Políticas de Conservación del Clima y los Bosques

Desde la firma de la CMNUCC en 1992, Brasil ha contribuido activamente a la creación de un régimen de gobernanza climática global. Debido a su condición de país en desarrollo, Brasil no tenía metas específicas de reducción de emisiones, pero jugó un papel central en el desarrollo del Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) del Protocolo de Kioto. El MDL permite a los países en desarrollo (es decir, las partes no incluidas en el Anexo I) albergar proyectos que generen reducciones o remociones de emisiones de GEI y emitir créditos de carbono que los países del Anexo I adquieren para cumplir sus objetivos. Una de las modalidades del proyecto implementado en Brasil son las plantaciones forestales para producir biomasa y reemplazar la quema de combustibles fósiles.

Consciente de que la mayoría de sus emisiones provienen de la tala de bosques, Brasil ha tratado de implementar políticas de control de la deforestación. El Código Forestal nacional establece requisitos de conservación para los bosques ribereños y una reserva legal—un porcentaje mínimo de vegetación nativa que debe mantenerse para producir madera, conservar suelos y regular el clima local. Con la creación del programa “Nuestra Naturaleza” a fines de la década de 1980, el Código Forestal se reformuló como un instrumento legal para frenar la deforestación en la Cuenca del Amazonas. Una ley transitoria convertida en ley en 2001 (MedProv 2.166-67) elevó los requisitos de reserva legal en tierras privadas rurales en la selva amazónica del 50 al 80 por ciento del área de una propiedad. Además, la promulgación de una ley de delitos ambientales (Ley 9.605) en 1998 señaló la intención de mejorar la protección ambiental. Sin embargo, la capacidad institucional de las agencias ambientales para controlar la deforestación era aún débil, con personal poco calificado y uso limitado de GPS y sistemas de monitoreo.

Después de 2003, el contexto político se volvió más favorable para el fortalecimiento de la gobernanza ambiental en Brasil. El problema climático se volvió más urgente cuando el Protocolo de Kioto de la CMNUCC entró en vigor en 2005; las negociaciones para crear un mecanismo de REDD+ comenzaron dos años después (van der Hoff et al. 2015). A nivel nacional, durante la administración del presidente Lula (2003-2010), el Ministerio de Medio Ambiente se fortaleció con Marina Silva. Estaban surgiendo nuevas políticas, programas e instituciones ambientales. Los presupuestos gubernamentales comenzaron a asignar más recursos financieros a los organismos encargados de hacer cumplir la ley (Börner et al. 2015; Cunha et al. 2016; Rajão y Vurdubakis 2013), y las sanciones por delitos ambientales se definieron mejor (Sauer y França 2012). Un ejemplo es la mejora de robustez institucional de la agencia de protección ambiental (IBAMA), lograda a través de la contratación de empleados graduados técnicamente calificados, cuya participación en la fuerza laboral del ministerio aumentó del 41 por ciento en 2005 al 52 por ciento en 2007 (Rochedo et al. 2018) y la adquisición de nueva tecnología SIG para monitorear y hacer cumplir las leyes ambientales (Rajão y Vurdubakis 2013) (Figura 5). Además, los

propietarios de tierras recibieron incentivos económicos para reducir la deforestación a través de la Moratoria de la Soja, adoptada en 2006 (INPE 2018), enfrentaron restricciones a préstamos de bancos públicos para deforestación ilegal (Decreto Ejecutivo 6.321) en 2007, y obtuvieron nuevo apoyo financiero condicional del Banco Central de Brasil (Resolución 3.545) en 2008. Finalmente, bajo la administración de Marina Silva en el Ministerio de Medio Ambiente, las áreas protegidas aumentaron de 57 millones a 103 millones de hectáreas, y se demarcaron 69 territorios indígenas entre 2003 y 2008, creando una barrera contra la expansión de la frontera agrícola (Dambrós 2019; Soares-Filho et al. 2010) (Figura 6). Aunque la dinámica de los precios también puede haber contribuido a reducir la deforestación en algunos años, los cambios de política fueron el factor principal (Assunção et al. 2015; Macedo et al. 2012; Soares-Filho y Rajão 2018): la deforestación en la Amazonía brasileña se redujo de 27.772 kilómetros cuadrados en 2004 a 4.571 kilómetros cuadrados en 2012 (INPE, 2020). Estos resultados le dieron al gobierno brasileño la confianza para proponer objetivos de mitigación climática más sólidos relacionados con la reducción de la deforestación en los años siguientes.

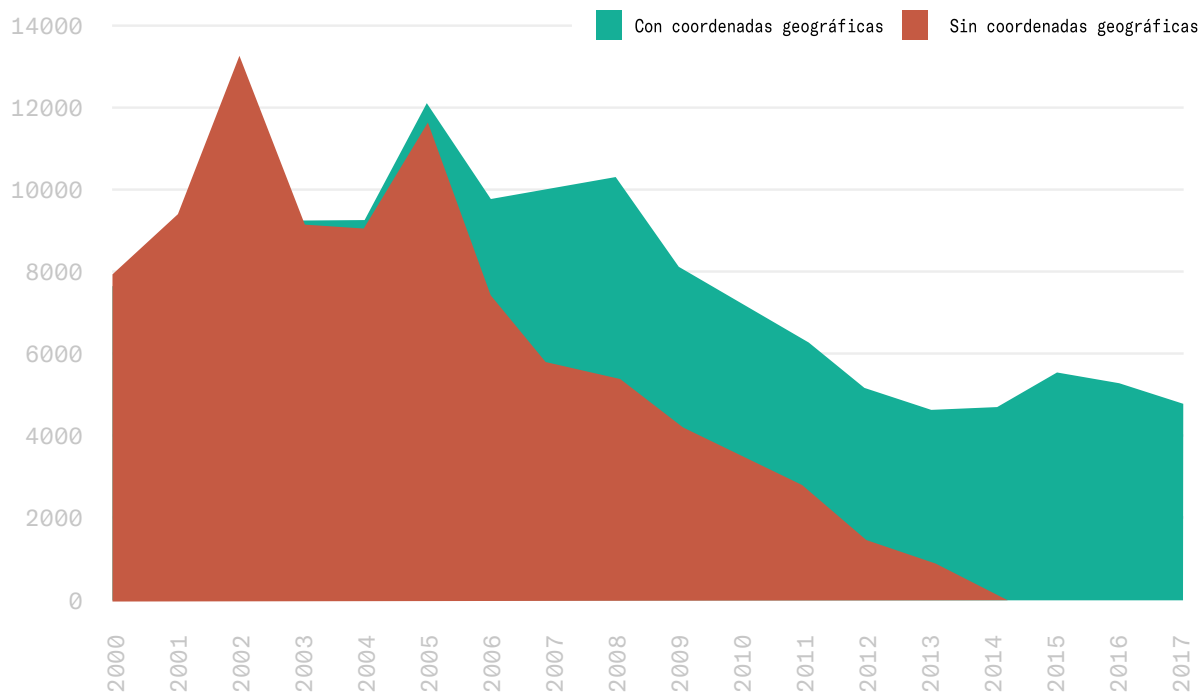


Figura 5. Multas IBAMA, 2000-2017

IBAMA = Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Instituto Brasileño del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables)

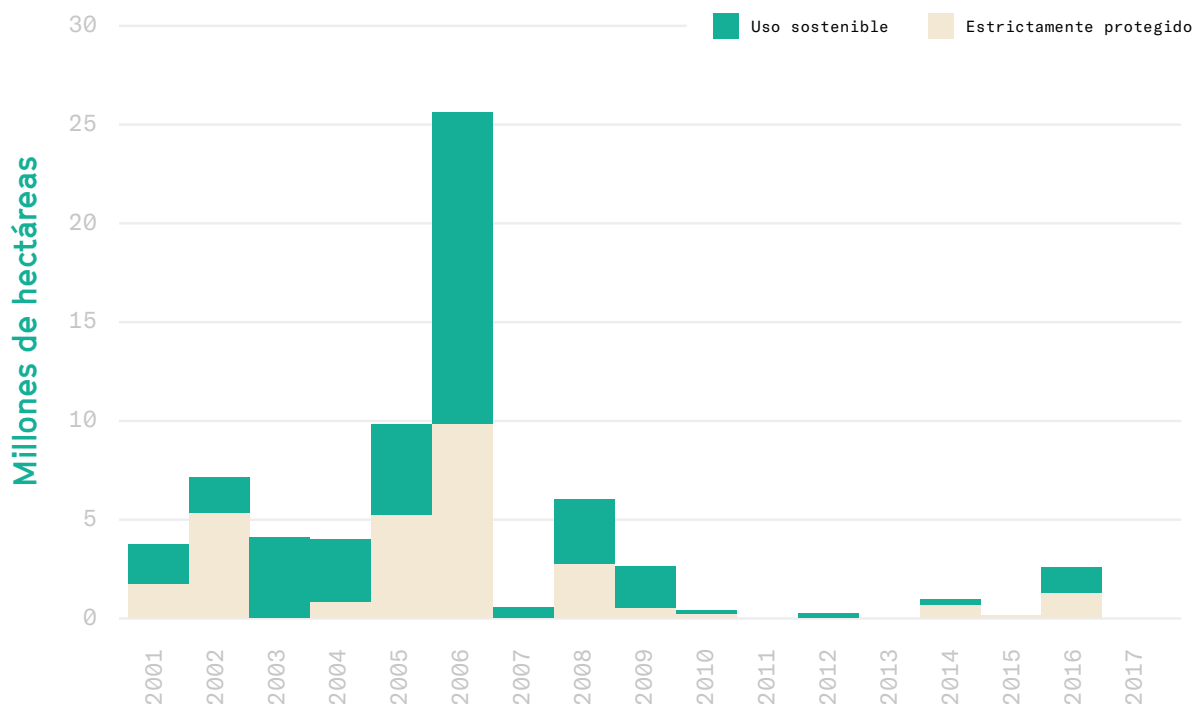


Figura 6. Creación de Áreas Protegidas en Brasil, 2001-2017

A finales de la década de 2000, Brasil enmarcó formalmente los programas de conservación forestal como parte de las políticas climáticas del país. Durante las negociaciones internacionales sobre el clima en 2009, Brasil se comprometió voluntariamente a reducir las emisiones de gases de efecto invernadero entre un 36 y un 39 por ciento por debajo de las proyecciones habituales para 2020 (Viola y Franchini 2014). Este compromiso fue la base de la Política Nacional de Cambio Climático de Brasil, instituida por la Ley 12.187/2009 y regulada por el Decreto 7.390/2010. Para lograr estas reducciones, la política instituyó planes sectoriales, dos de los cuales están dirigidos específicamente a reducir la deforestación en los biomas del Cerrado y Amazonas.

En 2014, el vínculo entre el clima y las políticas de conservación forestal se consolidó aún más en la contribución determinada a nivel nacional de Brasil a los objetivos de mitigación climática del Acuerdo de París. Para cumplir con su compromiso—de reducir las emisiones de GEI en un 37 por ciento para el año 2025 (y 43 por ciento para el año 2030) en relación con el año 2005—Brasil ha centrado la mayoría de sus acciones en el sector forestal, incluyendo la restauración de 12 millones de hectáreas y el compromiso de poner fin a la deforestación ilegal. Desde 2000, la regeneración de bosques secundarios en la Cuenca del Amazonas ha experimentado un aumento sustancial, de alrededor del 23 por ciento de las áreas deforestadas (EMBRAPA e INPE 2018). Sin embargo, no está claro si esto se debe a incentivos políticos o simplemente al abandono de áreas marginales.

Brasil también ha participado activamente en el desarrollo de REDD+ a través del establecimiento del Fondo Amazonía en 2008 y la adopción de la Estrategia Nacional de REDD+ (ENREDD+) en 2015. A través de iniciativas de REDD+, el gobierno brasi-

leño ha recibido \$1.200 millones en donaciones, principalmente de Noruega y Alemania, y la transferencia de otros \$96 millones a través del Fondo Verde para el Clima.

Sin embargo, la tendencia de fortalecimiento de la gobernanza ambiental del país no duró mucho. El grupo rural en el congreso nacional pasó de 116 miembros antes de las elecciones de 2010 a 142 en el primer mandato de la presidenta Rousseff (2011-2014). Debido a su creciente número en el Congreso y la posición cada vez más delicada del Partido de los Trabajadores (PT) tras el escándalo de corrupción del “Mensalão”, el grupo rural en el Congreso logró cambiar el Código Forestal en 2012. Si bien mantuvo la mayoría de las protecciones ambientales para los bosques en pie, la nueva ley proporcionó una amnistía que eximió el 58 por ciento del área de todos los bosques talados ilegalmente antes de 2008, lo que indica que el gobierno podría proporcionar un beneficio similar en el futuro (Sauer y França 2012; Soares -Filho et al. 2014).

Los efectos de las restricciones ambientales más flexibles se vieron exacerbados por las crisis económicas y políticas durante el gobierno de la presidenta Rousseff. Las persistentes crisis políticas y económicas llevaron a la destitución de la presidenta Rousseff en mayo de 2016 y la toma de posesión del presidente Temer (2016-2018). El propio presidente Temer fue acusado de corrupción y tuvo que negociar los votos de los miembros del Congreso contra su destitución, lo que le dio más poder al grupo rural. Las negociaciones ambientales, por ejemplo, incluyeron propuestas para reducir los requisitos de licencias ambientales, suspender la ratificación de tierras indígenas, reducir el tamaño de las áreas protegidas en la Cuenca del Amazonas y legalizar áreas deforestadas ilegalmente de hasta 2.500 hectáreas por finca en la selva amazónica. Aunque algunos de estos acuerdos fueron cancelados posteriormente debido a la indignación nacional e internacional, nuevamente enviaron una clara señal de que el clima político era favorable para los deforestadores ilegales.

La corrupción, la crisis económica y el deterioro de la seguridad pública han alimentado la indignación y la ira de la gente hacia las autoridades públicas en todos los niveles de gobierno. Este sentimiento culminó con la elección del presidente Bolsonaro en 2018. Solo en los primeros meses de su gobierno, quedó claro que las preocupaciones ambientales ocupaban un lugar bajo en la agenda política. Los ejemplos de la gestión del medio ambiente en deterioro incluyen el cierre de la división de cambio climático del Ministerio de Medio Ambiente, la transferencia del Servicio Forestal Brasileño (responsable de implementar el Código Forestal) al Ministerio de Agricultura, y el anuncio de grandes proyectos de infraestructura que se sabe que son importantes factores generadores de la deforestación. Tampoco está claro qué le espera a REDD+ en Brasil, ya que el Fondo Amazonía está en el centro de una crisis diplomática: los países donantes (Alemania y Noruega) se han negado a permitir que el gobierno brasileño altere la estructura de gobernanza del fondo. Aunque el reciente acuerdo comercial entre el Mercosur y la Unión Europea puede generar una demanda de cadenas de suministro libres de deforestación, no está claro si eso será suficiente para revertir la tendencia en las políticas ambientales de Brasil.

Costa Rica: Tendencias en la Cobertura Forestal

Los bosques, la conservación de los bosques y la política ambiental en Costa Rica se han vuelto estrechamente interdependientes con los problemas del cambio climático y las políticas de mitigación y adaptación. La acción climática incluye el pionero Plan de Descarbonización, que busca descarbonizar la economía del país para el año 2050 (discutido más adelante). La vulnerabilidad actual de Costa Rica al cambio climático, su capacidad de adaptación y su contribución potencial a la mitigación del cambio climático se pueden comprender mejor al observar la dinámica de la cobertura forestal del siglo XX.

Las tasas de deforestación en Costa Rica fueron altas entre 1960 y 1986 y se consideraba que estaban entre las más altas del mundo en la década de 1970 (por ejemplo, Sader y Joyce 1988; Sánchez-Azofeifa et al. 2001; Stan y Sanchez-Azofeifa 2019). Sánchez-Azofeifa (2013) mostró que durante 1960-1986, la cobertura forestal disminuyó del 60 al 41 por ciento y luego se recuperó al 51 por ciento en 2010.

La mayor parte del área reforestada es bosque secundario en tierras agrícolas abandonadas, principalmente pastos y, por lo tanto, en propiedad privada. Stan y Sánchez-Azofeifa (2019) muestran que el 56 por ciento de la regeneración total del bosque secundario se ha producido en áreas estacionalmente secas de la vertiente del Pacífico, y menos del 20 por ciento en las áreas húmedas del Caribe. El secuestro de carbono por los bosques secundarios puede ser rápido, pero el almacenamiento a largo plazo es menos probable. Sin embargo, los bosques secundarios que se han regenerado durante los últimos 50 años pueden estar mejor adaptados a las condiciones climáticas actuales y esperadas que los bosques maduros.

La mayor parte del bosque maduro restante se encuentra en las 169 áreas protegidas (AP) del país, ubicadas en regiones inaccesibles con una baja probabilidad de conversión (Sánchez-Azofeifa 2013). La Figura 7 muestra la ubicación de las AP (verde) y los corredores biológicos que las conectan. Los corredores biológicos están ubicados en terrenos privados, principalmente agrícolas, y varían ampliamente en altitud. Los corredores de tierras bajas (gris) brindan conectividad horizontal para los movimientos de animales del bosque; los corredores en elevaciones más altas proporcionan la conectividad altitudinal esencial para la adaptación al cambio climático.

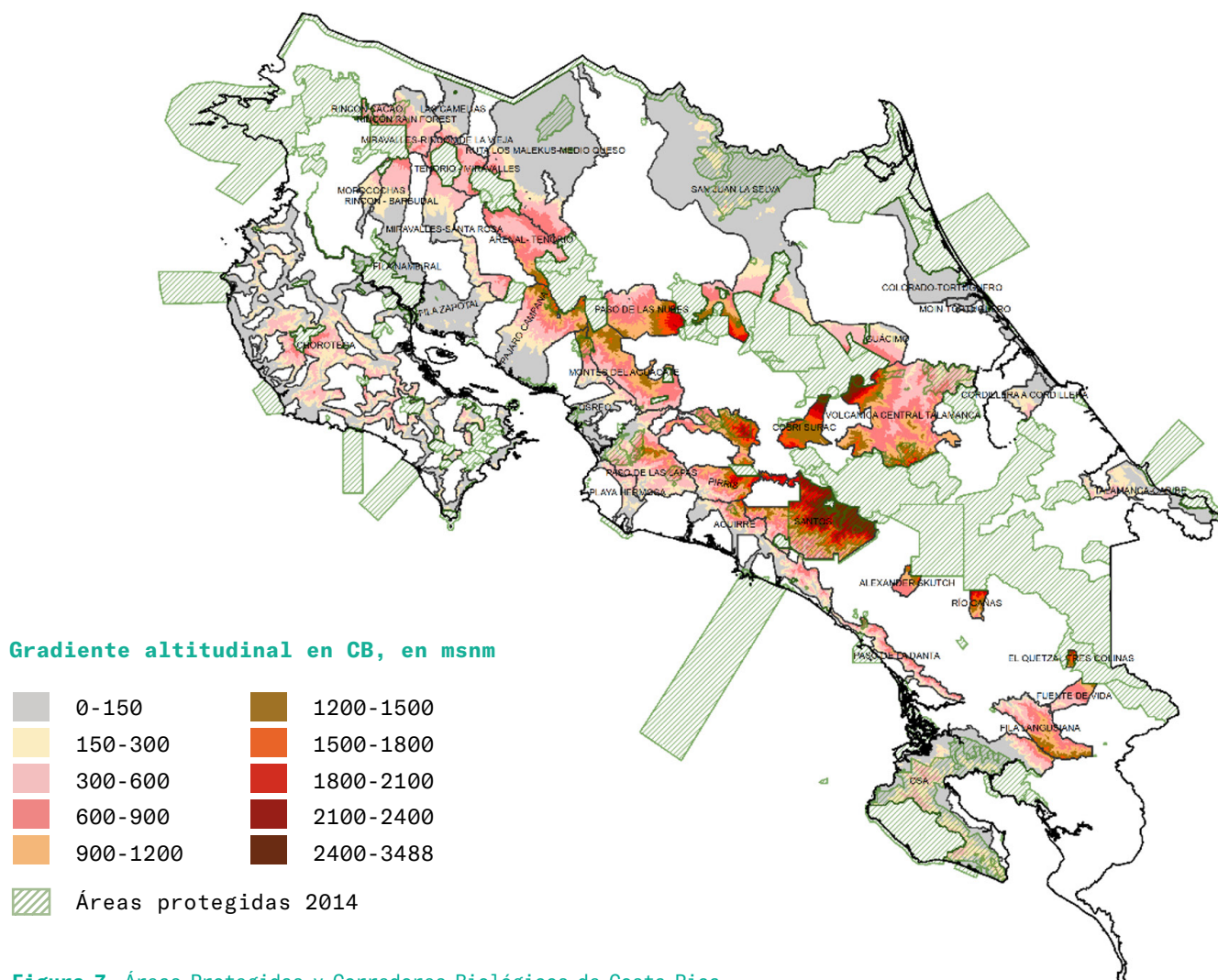


Figura 7. Áreas Protegidas y Corredores Biológicos de Costa Rica, 2014. Excluyendo la Isla del Coco

CB = corredor biológico

El potencial de Costa Rica para contribuir a la mitigación del cambio climático a través de la conservación y restauración de los bosques se muestra en los resultados del reciente Inventario Nacional Forestal (INF). El grado de vulnerabilidad de los bosques al cambio climático está menos establecido. La cobertura forestal se estimó en el 52 por ciento del territorio nacional, principalmente (47,8 por ciento) en AP (Hernández Sánchez 2017; SINAC 2015). Si el pasto con árboles se clasifica como bosque, la cobertura forestal aumentaría al 75,5 por ciento (Programa REDD/CCAD-GIZ - SINAC 2015). El INF identificó el 24 por ciento de la cobertura forestal total, incluidos los pastizales, y el 36 por ciento de la cobertura forestal excluyéndolos, como bosque secundario.

Fragmentación Forestal

La fragmentación forestal y la tala convencional degradan los bosques, reduciendo su contribución a los objetivos de mitigación del cambio climático y posiblemente reduciendo su resiliencia. La cobertura forestal en Costa Rica está muy fragmentada (Sánchez-Azofeifa et al. 2003), y el Programa Nacional de Corredores Biológicos busca reducir el aislamiento de áreas protegidas. La conectividad del paisaje, que es fundamental para la resiliencia de la biodiversidad y la adaptación al cambio climático, ha aumentado con la expansión del bosque secundario en algunas áreas, se ha mantenido bastante constante en otras (Arroyo-Mora et al. 2005; Morse et al. 2009), y se ha visto comprometida por la intensificación agrícola en algunos lugares (Shaver et al. 2015). El área de tierra cultivada para palma aceitera, por ejemplo, creció de 52.600 hectáreas en 2008 a 77.750 hectáreas en 2014, con efectos fuertes sobre la biodiversidad (Alonso-Rodríguez et al. 2017).

Gran parte de los bosques fuera de las AP del país clasificados como maduros en los análisis de cambios en la cobertura terrestre probablemente se hayan talado al menos una vez. Desde 1996, el Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC) no ha apoyado la extracción de madera en bosques naturales, y ahora se autorizan volúmenes relativamente pequeños de madera para la extracción legal (Hernández Sánchez 2017). No obstante, continúa la tala ilegal, a menudo de especies maderables de alto valor como *Dalbergia* spp. La tala suele ser de baja intensidad (p. ej., Finegan y Camacho 1999), con poco efecto sobre la biodiversidad o las reservas de carbono (Finegan et al. 2001; Rincon et al. 1999).

Cobertura de Bosque Secundario

Los bosques secundarios en tierras agrícolas abandonadas son ecológicamente muy diferentes del bosque original de un sitio (Gei et al. 2018; Poorter et al. 2016; Rozendaal et al. 2019). También son valorados de manera diferente por los propietarios de tierras, el sector forestal y otros actores. Estas diferencias y sus implicaciones para la recuperación de los servicios ambientales en Costa Rica se han analizado en muchos estudios (por ejemplo, Finegan 1992; Janzen 1988; Kalacska et al. 2004; Poorter et al. 2019).

Entre las numerosas amenazas a la cobertura forestal de Costa Rica, su contribución a las metas de mitigación y su resiliencia está la vulnerabilidad del bosque secundario a la regeneración (Fagan et al. 2013; Morse et al. 2009; Reid et al. 2019; Shaver et al. 2015). Los incendios de la estación seca se han vuelto comunes en los bosques secundarios del noroeste del Pacífico y no se comprende bien la degradación que provocan, junto con la incertidumbre de los procesos sucesionales y las consecuencias de estos factores para el secuestro y almacenamiento de carbono.

Efectos del Cambio Climático

Los ecosistemas forestales maduros y secundarios de Costa Rica se ven afectados por el cambio climático gradual y por la variabilidad y los extremos climáticos. El llamado corredor seco de Centroamérica, incluyendo el noroeste de Costa Rica, está, en particular, altamente expuesto y vulnerable (Quesada-Hernández et al. 2019).

Las amenazas actuales y futuras a los bosques costarricenses son evaluadas y gestionadas a través de varias iniciativas gubernamentales que definen, directa o indirectamente, cómo los bosques contribuirán a la mitigación y su vulnerabilidad al cambio climático. En la Lista Roja de Ecosistemas del país (Herrera-F et al. 2015), nueve de los 41 ecosistemas naturales de Costa Rica se consideraron críticamente amenazados, tres en peligro de extinción y cuatro vulnerables. Los ecosistemas amenazados—aquellos vulnerables al cambio climático debido a la degradación, el aislamiento y la reducción del área—han almacenado carbono que está en peligro de ser liberado a la atmósfera.

El SINAC (2013) ha analizado la vulnerabilidad de las AP al cambio climático. El impacto potencial del cambio climático en los bosques se evaluó utilizando simulaciones del modelo MAPPS (Imbach et al. 2010), y se evaluó la capacidad de adaptación de las personas y sus organizaciones para las poblaciones humanas locales que viven en corredores biológicos y en AP o cerca de ellas. El SINAC (2013) encontró que del 40 al 52 por ciento de la vegetación forestal potencial experimentaría un cambio ecológico significativo, con una probabilidad potencialmente muy alta de cambio en el 47 por ciento del territorio nacional. El modelado de posibles distribuciones futuras de unidades fitogeográficas para el año 2050 (Fung et al. 2017) y un análisis de vulnerabilidad para AP de montaña (Delgado et al. 2016) complementan este trabajo. La gran diversidad de especies de árboles ecológicamente sensibles en las AP de Costa Rica es un gran desafío para la adaptación (Veintimilla et al. 2019).

Algunos estudios han llamado la atención sobre los efectos observados de la variabilidad y el cambio climático en los bosques costarricenses y las especies que los componen (ver “Dinámica Forestal y Biodiversidad”, más arriba).

Una gran proporción del territorio nacional de Costa Rica es montañoso, y gran parte del bosque maduro conservado en las AP es bosque de montaña, a elevaciones superiores a 300 msnm (Veintimilla et al. 2019). Estos bosques son muy vulnerables a los efectos del aumento de las temperaturas y sus flujos de carbono cambiarán (Esquivel-Muelbert et al. 2019). Muchos estudios sugieren que las migraciones de especies de árboles se retrasarán con respecto a las temperaturas cambiantes (p. ej., Bertrand et al. 2011). Sin embargo, un trabajo reciente en selvas tropicales sobre gradientes altitudinales en los Andes y en Costa Rica sugiere que el crecimiento y la mortalidad diferenciales—“termofilización”—están ocurriendo: en cualquier momento dado, la composición de especies está, en efecto, cambiando hacia una mayor importancia ecológica de las especies mejor

adaptadas a elevaciones más bajas y cálidas (Feeley et al. 2013; Fadrique et al. 2018). Tales cambios indican la resiliencia natural de estos ecosistemas a los aumentos de temperatura observados hasta la fecha.

Iniciativas Gubernamentales de Conservación Forestal

El gobierno de Costa Rica ha utilizado principalmente dos herramientas de política para reducir directamente la deforestación: áreas protegidas y pagos por servicios ambientales (PSA). Estas herramientas de política también se han aplicado en Bolivia (Ferraro et al. 2013), Brasil (Herrera et al. 2019; Pfaff et al. 2015, 2014), Chile (Arriagada et al. 2016), Colombia (Bonilla-Mejía y Higuera-Mendieta 2019), Ecuador (Van Der Hoek 2017), México (Blackman et al. 2015; Sims y Alix-García 2017) y Perú (Vuohelainen et al., 2012), con efectos mayoritariamente positivos. En Costa Rica, la alta deforestación durante la década de 1970 llevó al objetivo de proteger el 50 por ciento del territorio nacional. La expansión de las AP continuó durante la década de 1990 y en 1994 se estableció el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (Ley de Biodiversidad 7788, <http://www.sinac.go.cr/EN-US/asp/Pages/default.aspx>). Las AP ahora cubren el 25 por ciento del país y el 44 por ciento del área boscosa.

Si bien las AP se reservaron para reducir la extracción de recursos naturales y prevenir la expansión de la agricultura y el desarrollo (Robalino et al., 2017), la mayoría están ubicadas en áreas remotas con bajo riesgo de deforestación (Pfaff et al., 2009). En muchos casos, esto significa que las AP no reducen las tasas de deforestación, pero han sido efectivas en Costa Rica (Andam et al., 2008; Pfaff et al., 2009) porque también se cubren áreas con un riesgo de deforestación potencialmente alto (Robalino et al. 2017).

Las evaluaciones de la efectividad de las AP deben considerar las fugas, que ocurren cuando las reducciones en la deforestación causadas por el establecimiento de AP son total o parcialmente anuladas por una mayor deforestación en áreas fuera de la AP (definición basada en Aukland et al. 2003). Las fugas cerca de las AP se produjeron en Costa Rica durante 1986-1997, pero fueron detenidas por la Ley Forestal 7575 de 1996 (Robalino et al. 2015).

Los pagos a los propietarios de tierras para conservar los bosques se han implementado, por ejemplo, en Colombia (Zapata et al. 2015), México (Costedoat et al. 2015; Sims y Alix-García 2017), Ecuador (Cuenca et al. 2018) y Perú (Montoya-Zumaeta et al. 2019). El programa de PSA de Costa Rica, una de las primeras iniciativas de conservación de este tipo en un país en desarrollo, tiene como objetivo crear un incentivo

económico para la protección forestal por parte de propietarios privados. Se financia con un impuesto a los combustibles y hasta 2018 había firmado 17.776 contratos que abarcan más de 1 millón de hectáreas. A algunos propietarios se les paga por conservar los bosques, a otros por permitir que los bosques se regeneren en sus tierras y a otros por reforestar activamente con plantaciones. Los montos y el momento de los pagos dependen del enfoque de gestión.

Al igual que con las AP, los beneficios del programa de PSA dependen del riesgo de deforestación de la tierra. Inicialmente, los contratos de conservación, regeneración y reforestación de bosques atrajeron a muchos propietarios con bajos costos de oportunidad y, por lo tanto, bajo riesgo de deforestación, lo que generó poca adicionalidad. Alrededor del 99 por ciento de la tierra inscrita en este momento no habría sido deforestada (Robalino y Pfaff 2013). Posteriormente, el programa priorizó áreas con base en la prestación de servicios ambientales, seleccionando indirectamente tierras con mayor riesgo de deforestación y aumentando la adicionalidad (Pfaff et al. 2008). Es estadísticamente muy probable que el programa, por lo tanto, logre un aumento en la prestación de servicios ambientales (Robalino y Villalobos 2015). La gama actual de seis contratos de PSA para bosques y sistemas agroforestales podría potencialmente aumentar la prestación de servicios ambientales y reducir los costos económicos de conservación.

El gobierno se ha comprometido a descarbonizar su economía para el año 2050, un objetivo que incluye aumentar la cobertura forestal al 60 por ciento para el año 2030. No está claro cómo se lograrán los objetivos, pero generar adicionalidad es fundamental. Será necesaria la protección formal de nuevas áreas amenazadas por la deforestación y el aumento de la reforestación, al igual que los sistemas agroforestales. La transformación de la ganadería mediante tecnologías bajas en carbono en más del 60 por ciento del área de pastos es vital, y el programa de PSA debe crear incentivos para los sistemas silvopastoriles. También se emprenderá el enverdecimiento del área metropolitana—un desafío dado el alto costo de la tierra.

El plan de descarbonización aún está en desarrollo y discusión. Se esperan debates sobre políticas a nivel nacional y posibles modificaciones de las herramientas de políticas.



Conclusión

En todo el mundo, se han realizado esfuerzos en las últimas tres décadas para vincular las políticas de conservación de los bosques y mitigación del clima. Este informe resalta el papel principal de los bosques naturales en América Latina y el Caribe en la regulación del clima a través de procesos biogeoquímicos (ciclos del carbono) y biogeofísicos (p. ej., efecto de enfriamiento, reciclaje de agua) y en la prestación de servicios ambientales (p. ej., suministro de bienes, reducción del riesgo de desastres) esenciales para que las personas se adapten a los cambios ambientales. Los países de ALC son responsables de alrededor del 12,4 por ciento (3,9 Gt) de las emisiones de gases de efecto invernadero del mundo (~39,4 GtCO₂-eq). Estos países almacenan casi la mitad (49 por ciento) del carbono total aéreo en los trópicos y eliminan grandes cantidades de dióxido de carbono de la atmósfera (1,2 ± 0,4 Pg C por año).

Los cambios climáticos observados y proyectados en ALC resaltan la urgente necesidad de acciones inmediatas para evitar o adaptarse al escenario catastrófico previsto para la región. Las regiones de ALC se han calentado en un promedio de 1 grado C desde 1900, y para muchas regiones de ALC la estación seca se ha vuelto más larga y los extremos climáticos más frecuentes. Las proyecciones climáticas para 2100 indican una intensificación del cambio climático observado para ALC, en parte debido a la pérdida de bosques. Todos estos cambios han provocado cambios en la dinámica y la biodiversidad del bosque, reduciendo su capacidad de recuperación y productividad y culminando en una muerte regresiva de bosques a gran escala. Incluso considerando los posibles efectos positivos de la elevada concentración de CO₂ en la atmósfera, los efectos del cambio climático global, la deforestación regional y el aumento de los incendios forestales presentan una combinación perversa que se espera que provoque la desaparición de hasta el 60 por ciento de la selva amazónica—el bosque continuo más grande de ALC—para el año 2050. Los daños a la sociedad pueden ser igualmente catastróficos, con proyecciones de que unos 17 millones de personas en ALC se verán obligadas a migrar en los próximos 30 años debido al empeoramiento de la salud y la inseguridad alimentaria y del agua.

Los fondos internacionales (por ejemplo, el Fondo Amazonía) y los tratados (por ejemplo, el Acuerdo de París) han estado apoyando políticas y acciones para abordar la deforestación y la reducción de emisiones, utilizando pagos basados en resultados (por ejemplo, REDD+) a nivel nacional y subnacional, como un mecanismo para reducir los riesgos históricos y actuales de disrupción política. A pesar de los avances que han logrado las políticas climáticas forestales, la región de ALC todavía requiere acciones gubernamentales y no gubernamentales, así como incentivos económicos, para abordar la deforestación, la minería, la exploración de petróleo y gas, la infraestructura gris a gran escala y la conversión de bosque a pastos y tierras de cultivo para productos agrícolas.

Los desafíos climáticos para ALC en las próximas décadas exigirán políticas climáticas mixtas basadas en la restauración y protección de los bosques, nuevas tecnologías para la agricultura sostenible, infraestructura verde para la reducción de riesgos y una mejor comunicación entre científicos y grupos de interés.

Referencias

- Abel, G. J., M., Brottrager, J., Crespo Cuaresma, and R. Muttarak. 2019. Climate, conflict and forced migration. *Global Environmental Change* 54: 239–49. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.12.003>
- Achard, F., R. Beuchle, P. Mayaux, H. J. Stibig, C. Bodart, C., et al. 2014. Determination of tropical deforestation rates and related carbon losses from 1990 to 2010. *Global Change Biology* 20: 2540–54. <https://doi.org/10.1111/gcb.12605>
- Adams, H.D., M. Guardiola-Claramonte, G. A. Barron-Gafford, J. C. Villegas, D. D. Breshears, et al. 2009. Temperature sensitivity of drought-induced tree mortality portends increased regional die-off under global-change-type drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 106: 7063–66. <https://doi.org/10.1073/pnas.0901438106>.
- Agudelo, J., P. A. Arias, S. C. Vieira, and J. A. Martínez. 2019. Influence of longer dry seasons in the Southern Amazon on patterns of water vapor transport over northern South America and the Caribbean. *Climate Dynamics* 52: 2647–65. <https://doi.org/10.1007/s00382-018-4285-1>.
- Aguilar-Lome, J., R. Espinoza-Villar, J.-C. Espinoza, J. Rojas-Acuña, B. L. Willems, and W.-M. Leyva-Molina. 2019. Elevation-dependent warming of land surface temperatures in the Andes assessed using MODIS LST time series (2000–2017). *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 77: 119–28. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.12.013>.
- Ahima, R. S. 2020. Global warming threatens human thermoregulation and survival. *Journal of Clinical Investigation*. <https://doi.org/10.1172/JCI135006>.
- Ahmed, S. E., C. M. Souza, J. Riberio, and R. M. Ewers. 2013. Temporal patterns of road network development in the Brazilian Amazon. *Regional Environmental Change* 13: 927–37. <https://doi.org/10.1007/s10113-012-0397-z>.
- Allen, C. D., A. K. Macalady, H. Chenchouni, D. Bachelet, N. McDowell, et al. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259: 660–84. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2009.09.001>.
- Alonso-Rodríguez, A. M., B. Finegan, and K. Fiedler. 2017. Neotropical moth assemblages degrade due to oil palm expansion. *Biodiversity and Conservation* 26: 2295–326. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1357-1>.
- Andam, K. S., P. J. Ferraro, A. Pfaff, G. A. Sanchez-Azofeifa, and J. A. Robalino. 2008. Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 105: 16089–94. <https://doi.org/10.1073/pnas.0800437105>.
- Anderson-Teixeira, K. J., P. K. Snyder, T. E. Twine, S. V. Cuadra, M. H. Costa, and E. H. DeLucia. 2012. Climate-regulation services of natural and agricultural ecoregions of the Americas. *Nature Climate Change* 2: 177–81. <https://doi.org/10.1038/nclimate1346>
- Anderson, E. P., T. Osborne, J. A. Maldonado-Ocampo, M. Mills-Novoa, L. Castello, et al. 2019. Energy development reveals blind spots for ecosystem conservation in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment* 17: 521–29. <https://doi.org/10.1002/fee.2114>.
- Andrade-Núñez, M. J., and T. M. Aide., 2020. The socio-economic and environmental variables associated with hotspots of infrastructure expansion in South America. *Remote Sensing* 12: 116. <https://doi.org/10.3390/rs12010116>.
- Angelsen, A., M. Brockhaus, W. D. Sunderlin, and L. Verchot (eds.). 2012. *Analysing REDD+: Challenges and choices*. Jakarta: Center for International Forestry Research (CIFOR). <https://doi.org/10.17528/cifor/003805>.
- Aragão, L. E. O. C., L. O. Anderson, M. G. Fonseca, T. M. Rosan, L. B. Vedovato, et al. 2018. 21st century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. *Nature Communications* 9: 536. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02771-y>.

- Arias, M. E., E. Lee, F. Farinosi, F. F. Pereira, and P. R. Moorcroft. 2018. Decoupling the effects of deforestation and climate variability in the Tapajós river basin in the Brazilian Amazon. *Hydrological Processes* 32: 1648–63. <https://doi.org/10.1002/hyp.11517>.
- Armenteras, D., J. M. Espelta, N. Rodríguez, and J. Retana. 2017. Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: Three decades of studies (1980–2010). *Global Environmental Change* 46: 139–47. <https://doi.org/10.1016/J.GLOENVCHA.2017.09.002>.
- Armenteras, D., T. M. González, J. Retana, and J. M. Espelta. 2016. Degradación de bosques en Latinoamérica. Síntesis conceptual, metodologías de evaluación y casos de estudio nacionales, Red Ibero REDD+. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2272.7449>.
- Armenteras, D., N. Rodríguez, and J. Retana. 2009. Are conservation strategies effective in avoiding the deforestation of the Colombian Guyana Shield? *Biological Conservation* 142: 1411–19. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.002>.
- Arraut, J. M., C. Nobre, H. M. J. Barbosa, G. Obregon, J. Marengo, et al. 2012. Aerial rivers and lakes: Looking at large-scale moisture transport and its relation to Amazonia and to subtropical rainfall in South America. *Journal of Climate* 25: 543–56. <https://doi.org/10.1175/2011JCLI4189.1>.
- Arriagada, R. A., C. M. Echeverria, and D. E. Moya. 2016. Creating protected areas on public lands: Is there room for additional conservation? *PLoS One* 11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0148094>.
- Arroyo-Mora, J. P., G. A. Sánchez-Azofeifa, B. Rivard, J. C. Calvo, and D. H. Janzen. 2005. Dynamics in landscape structure and composition for the Chorotega region, Costa Rica from 1960 to 2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 106: 27–39. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.07.002>.
- Arruda-Neto, J. D. T., M. C. Bittencourt-Oliveira, A. C. Castro, T. E. Rodrigues, J. Harari, et al. 2012. Global warming and the power-laws of ecology. *Atmospheric and Climate Sciences* 02: 8–13. <https://doi.org/10.4236/acs.2012.21002>.
- Assunção, J., C. Gandour, and R. Rocha. 2015. Deforestation slowdown in the Brazilian Amazon: Prices or policies? *Environment and Development Economics* 20: 697–722. <https://doi.org/10.1017/S1355770X15000078>.
- Aubry-Kientz, M., V. Rossi, G. Cornu, F. Wagner, and B. Hérault. 2019. Temperature rising would slow down tropical forest dynamic in the Guiana Shield. *Scientific Reports* 9: 10235. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46597-8>.
- Aukland, L., P. Moura Costa, and S. Brown. 2003. A conceptual framework and its application for addressing leakage: The case of avoided deforestation. *Climate Policy* 3:123–136.
- Baccini, A., S. J. Goetz, W. S. Walker, N. T. Laporte, M. Sun, et al. 2012. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature Climate Change* 2: 182–85. <https://doi.org/10.1038/nclimate1354>.
- Baker, J. C. A., and D. V. Spracklen. 2019. Climate benefits of intact Amazon forests and the biophysical consequences of disturbance. *Frontiers in Forests and Global Change* 2. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00047>.
- Balaguru, K., G. R. Foltz, and L. R. Leung. 2018. Increasing magnitude of hurricane rapid intensification in the central and eastern tropical Atlantic. *Geophysical Research Letters* 45: 4238–47. <https://doi.org/10.1029/2018GL077597>.
- Barber, C. P., M. A. Cochrane, C. M. Souza, and W. F. Laurance. 2014. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biological Conservation* 177: 203–209. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.004>.
- Barbieri, A. F., E. Domingues, B. L. Queiroz, R. M. Ruiz, J. I. Rigotti, et al. 2010. Climate change and population migration in Brazil's Northeast: Scenarios for 2025–2050. *Population and Environment* 31: 344–370. <https://doi.org/10.2307/40666603>.
- Barbosa, A. F., B. Soares-Filho, D. F. Merry, de O. H. Azevedo, L. S. W. Costa, et al. 2015. Cenários para a pecuária de corte amazônica Autores. Belo Horizonte.

- Barker, T., I. Bashmakov, L. Bernstein, J. Bogner, P. Bosch, et al. 2007. Summary for policymakers. In B. Metz, O. Davidson, P. Bosch, R. Dave, L. Meyer (eds) *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom.
- Barkhordarian, A., S. S. Saatchi, A. Behrangi, P. C. Loikith, and C. R. Mechoso. 2019. A recent systematic increase in vapor pressure deficit over tropical South America. *Scientific Reports* 9. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-51857-8>.
- Barlow, J., F. França, T. A. Gardner, C. C. Hicks, G. D. Lennox, et al. 2018. The future of hyperdiverse tropical ecosystems. *Nature* 559: 517–26. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0301-1>.
- Berenguer, E., Y. Malhi, P. Brando, A. C. N. Cordeiro, J. Ferreira, et al. 2018. Tree growth and stem carbon accumulation in human-modified Amazonian forests following drought and fire. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 373. <https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0308>.
- Bernard, E., L. Penna, and E. Araújo. Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil. *Conservation Biology* 28(4): 939–50.
- Bertrand, R., J. Lenoir, C. Piedallu, G. R. Dillon, P. De Ruffray, et al. 2011. Changes in plant community composition lag behind climate warming in lowland forests. *Nature* 479: 517–20. <https://doi.org/10.1038/nature10548>.
- Binsted, M., G. Iyer, J. Edmonds, H. C. McJeon, F. Miralles-Wilhelm, et al. 2018. Implications of the Paris Agreement for stranded assets in Latin America and the Caribbean. AGUFG 2018, PA33A-07.
- Blackman, A., A. Pfaff, and J. Robalino. 2015. Paper park performance: Mexico's natural protected areas in the 1990s. *Global Environmental Change* 31: 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.12.004>.
- Bland, L.M., D. A. Keith, R. M. Miller, N. J. Murray, and J. P. Rodríguez, J.P. (eds). 2017. Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria. Gland, Switzerland.
- Blankespoor, B., S. Dasgupta, and D. Wheeler. 2014. Protected areas and deforestation: New results from high resolution panel data. *Natural Resources Forum* 41(1):55–68.
- Bonilla-Mejía, L., and I. Higuera-Mendieta. 2019. Protected areas under weak institutions: Evidence from Colombia. *World Development* 122: 585–96. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2019.06.019>.
- Borchers Arriagada, N., D. M. J. S. Bowman, A. J. Palmer, and F. H. Johnston. 2020. Climate change, wildfires, heatwaves and health impacts in Australia. In [name of editor?] (ed.), *Extreme weather events and human health*. Springer International, 99–116. https://doi.org/10.1007/978-3-030-23773-8_8.
- Börner, J., E. Marinho, and S. Wunder. 2015. Mixing carrots and sticks to conserve forests in the Brazilian Amazon: A spatial probabilistic modeling approach. *PLoS One* 10. e0116846. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0116846>.
- Bounoua, L., R. S. DeFries, M. L. Imhoff, and M. K. Steininger. 2004. Land use and local climate: A case study near Santa Cruz, Bolivia. *Meteorology and Atmospheric Physics* 86: 73–85. <https://doi.org/10.1007/s00703-003-0616-8>.
- Brancalion, P. H. S., A. Niamir, E. Broadbent, R. Crouzeilles, F. S. M. Barros, et al. 2019. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. *Science Advances* 5. eaav3223. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav3223>.
- Brando, P. M., D. C. Nepstad, J. K. Balch, B. Bolker, M. C. Christman, et al. 2012. Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: The roles of bark traits, tree size, wood density and fire behavior. *Global Change Biology* 18: 630–41. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02533.x>.
- Brando, P. M., D. C. Nepstad, E. A. Davidson, S. E. Trumbore, D. Ray, and P. Camargo. 2008. Drought effects on litterfall, wood production and belowground carbon cycling in an Amazon forest: Results of a throughfall reduction experiment. *Philosophical Transactions of the Royal Society*

- B. *Biological Sciences* 363: 1839–48. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.0031>.
- Brando, P. M., B. Soares-Filho, L. Rodrigues, A. Assunção, D. Morton, et al. 2020. The gathering firestorm in southern Amazonia. *Science Advances* 6: eaay1632. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aay1632>.
- Brienen, R. J. W., O. L. Phillips, T. R. Feldpausch, E. Gloor, T. R. Baker, et al. 2015. Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature* 519, 344–48. <https://doi.org/10.1038/nature14283>.
- Bustamante, M. M. C., I. Roitman, T. M. Aide, A. Alencar, L. O. Anderson, et al. 2016. Toward an integrated monitoring framework to assess the effects of tropical forest degradation and recovery on carbon stocks and biodiversity. *Global Change Biology* 22: 92–109. <https://doi.org/10.1111/gcb.13087>.
- Caballero Espejo, J., M. Messinger, F. Román-Dañobeytia, C. Ascorra, L. Fernandez, et al. 2018. Deforestation and forest degradation due to gold mining in the Peruvian Amazon: A 34-year perspective. *Remote Sensing* 10: 1903. <https://doi.org/10.3390/rs10121903>.
- CAIT (Climate Data Explorer). 2017. Available at: <http://cait.wri.org/>
- Carr, D. 2009. Population and deforestation: Why rural migration matters. *Progress in Human Geography* 33(3): 355–378. <https://doi.org/10.1177/0309132508096031>.
- Casagrande, E., F. Recanati, and P. Melià, P. 2018. Assessing the influence of vegetation on the water budget of tropical areas. *IFAC-PapersOnLine* 51: 1–6. <https://doi.org/10.1016/J.IFACOL.2018.06.190>.
- Castello, L., and M. N. Macedo. 2016. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Global Change Biology* 22: 990–1007. <https://doi.org/10.1111/gcb.13173>.
- Ceballos, G., P. R. Ehrlich, A. D. Barnosky, A. García, R. M. Pringle, and T. M. Palmer. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances* 1: e1400253. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>.
- Chazdon, R. L., A. R. Brenes, and B. V. Alvarado. 2005. Effects of climate and stand age on annual tree dynamics in tropical second-growth rain forests. *Ecology* 86(7): 1808–1815. <https://doi.org/10.2307/3450624>.
- Clark, D. A., D. B. Clark, and S. F. Oberbauer. 2013. Field-quantified responses of tropical rainforest aboveground productivity to increasing CO₂ and climatic stress, 1997–2009. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 118: 783–94. <https://doi.org/10.1002/jgrg.20067>.
- Coe, M. T., P. M. Brando, L. A. Deegan, M. N. Macedo, C. Neill, and D. V. Silvério. 2017. The forests of the Amazon and Cerrado moderate regional climate and are the key to the future. *Tropical Conservation Science* 10: 194008291772067. <https://doi.org/10.1177/1940082917720671>.
- Collins, M., R. Knutti, J. Arblaster, J.-L. Dufresne, T. Fichet, et al. 2013. Long-term climate change: Projections, commitments and irreversibility. In T. F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, et al. (eds.), *Climate change 2013: The physical science basis*. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 1029–136. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.024>.
- Colorado-Ruiz, G., T. Cavazos, J. A. Salinas, P. De Grau, and R. Ayala. 2018. Climate change projections from Coupled Model Intercomparison Project phase 5 multi-model weighted ensembles for Mexico, the North American monsoon, and the mid-summer drought region. *International Journal of Climatology* 38: 5699–716. <https://doi.org/10.1002/joc.5773>.
- Condit, R., S. P. Hubbell, and R. B. Foster. 1995. Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. *Ecological Monographs* 65: 419–39. <https://doi.org/10.2307/2963497>.
- Coppus, R., J. Romijn, M. Méndez-Toribio, C. Murcia, E. Thomas, et al. 2019. What is out there? A typology of land restoration projects in Latin America and the Caribbean. *Environmental Research Communications* 1: 041004. <https://doi.org/10.1088/2515-7620/ab2102>.

- Correa, J., R. Van der Hoff, and R. Rajão. 2019. Amazon fund 10 years later: Lessons from the world's largest REDD+ program. *Forests* 10. <https://doi.org/10.3390/f10030272>.
- Costa, M. H., M. C. Biajoli, L. Sanches, A. C. M. Malhado, L. R. Hutyrá, et al. 2010. Atmospheric versus vegetation controls of Amazonian tropical rain forest evapotranspiration: Are the wet and seasonally dry rain forests any different? *Journal of Geophysical Research* 115: G04021. <https://doi.org/10.1029/2009JG001179>.
- Costedoat, S., E. Corbera, D. Ezzine-de-Blas, J. Honey-Rosés, K. Baylis, and M. A. Castillo-Santiago. 2015. How effective are biodiversity conservation payments in Mexico? *PLoS One* 10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119881>.
- Cuenca, P., J. Robalino, R. Arriagada, and C. Echeverría. 2018. Are government incentives effective for avoided deforestation in the tropical Andean forest? *PLoS One* 13. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0203545>.
- Cunha, F. A. F. de S., J. Börner, S. Wunder, C. A. N. Cosenza, and A. F. P. Lucena. 2016. The implementation costs of forest conservation policies in Brazil. *Ecological Economics* 130: 209–20. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2016.07.007>.
- Curtis, P. G., C. M. Slay, N. L. Harris, A. Tyukavina, and M. C. Hansen. 2018. Classifying drivers of global forest loss. *Science* (80-) 361: 1108–11.
- Cusack, D. F., J. Karpman, D. Ashdown, Q. Cao, M. Ciochina, et al. 2016. Global change effects on humid tropical forests: Evidence for biogeochemical and biodiversity shifts at an ecosystem scale. *Reviews of Geophysics* 54: 523–610. <https://doi.org/10.1002/2015RG000510>.
- Da Silva, P. E., C. M. Santos e Silva, M. H. C. Spyrides, and L. de M. B. Andrade. 2019. Precipitation and air temperature extremes in the Amazon and northeast Brazil. *International Journal of Climatology* 39: 579–95. <https://doi.org/10.1002/joc.5829>.
- Dambrós, C. 2019. Historical and institutional context in the demarcation of indigenous lands in Brazil. *NERA* 22: 174–89.
- Davidson, E. A., A. C. De Araújo, P. Artaxo, J. K. Balch, I. F. Brown, et al. 2012. The Amazon basin in transition. *Nature* 481: 321–28. <https://doi.org/10.1038/nature10717>.
- Delgado Assad, E., C. Costa, S. Martins, M. Calmon, R. Feltran-Barbieri, et al. 2019. Papel do Plano ABC e do Planaveg na Adaptação da Agricultura e da Pecuária às Mudanças Climáticas.
- Delgado, D., B. Finegan, M. Martin, M. Acosta, F. Carrillo, et al. 2016. Análisis de la vulnerabilidad al cambio climático de bosques de montaña en Latinoamérica: un punto de partida para su gestión adaptativa. Turrialba, Costa Rica.
- Doughty, C. E., and M. L. Goulden. 2008. Are tropical forests near a high temperature threshold? *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 113. <https://doi.org/10.1029/2007JG000632>.
- Doughty, C. E., D. B. Metcalfe, C. A. J. Girardin, F. F. Amézquita, D. G. Cabrera, et al. 2015. Drought impact on forest carbon dynamics and fluxes in Amazonia. *Nature* 519: 78–82. <https://doi.org/10.1038/nature14213>.
- Ellison, D., C. E. Morris, B. Locatelli, D. Sheil, J. Cohen, et al. 2017. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change* 43: 51–61. <https://doi.org/10.1016/J.GLOENVCHA.2017.01.002>.
- EMBRAPA and INPE. 2018. Levantamento de informações de uso e cobertura da terra na Amazônia [WWW Document]. Levant. informações uso e Cober. da terra na Amaz. URL <https://www.terra-class.gov.br> (accessed 6.6.18).
- Empresa de Pesquisa Energética and International Energy Agency. 2020. Atlas da Eficiência Energética Brasil/2019.
- Esquivel-Muelbert, A., T. R. Baker, K. G. Dexter, S. L. Lewis, H. ter Steege, et al. 2017. Seasonal drought limits tree species across the Neotropics. *Ecography* 40: 618–29. <https://doi.org/10.1111/ecog.01904>.

- Esquivel-Muelbert, A., T. R. Baker, K. G. Dexter, S. L. Lewis, R. J. W. Brienen, et al. 2019. Compositional response of Amazon forests to climate change. *Global Change Biology* 25: 39–56. <https://doi.org/10.1111/gcb.14413>.
- Eva, H. D., A. S. Belward, E. E. De Miranda, C. M. Di Bella, V. Gond, et al. 2004. A land cover map of South America. *Global Change Biology* 10: 731–44. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00774.x>.
- Explorer, C. C. D. 2017. Country greenhouse gas emissions [online document]. World Resources Institute. <http://cait.wri.org> (accessed 9.13.19).
- Fadrique, B., S. Báez, Á. Duque, A. Malizia, C. Blundo, et al. 2018. Widespread but heterogeneous responses of Andean forests to climate change. *Nature* 564: 207–12. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0715-9>.
- Fagan, M. E., R. S. DeFries, S. E. Sesnie, J. P. Arroyo, W. Walker, et al. 2013. Land cover dynamics following a deforestation ban in northern Costa Rica. *Environmental Research Letters* 8: 034017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/3/034017>.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2015. Global forest resources assessment 2015: How have the world's forests changed? Rome.
- . 2017. Opportunities and challenges of biofuel production for food security and the environment in Latin America and the Caribbean. Document LARC/8/4 for the 30th Session of the FAO Regional Conference for Latin America and the Caribbean, Brasilia, Brazil, 14–18. Rome: Food and Agriculture Organization.
- Fearnside, P. M. 2018. Challenges for sustainable development in Brazilian Amazonia. *Sustainable Development* 26: 141–49. <https://doi.org/10.1002/sd.1725>.
- Feeley, K. J., S. Joseph Wright, S., M. N. Nur Supardi, A. R. Kassim, and D. J. Davies. 2007. Decelerating growth in tropical forest trees. *Ecological Letters* 10: 461–69. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01033.x>.
- Fehlenberg, V., M. Baumann, N. I. Gasparri, M. Piquer-Rodríguez, G. Gavier-Pizarro, and T. Kuemmerle. 2017. The role of soybean production as an underlying driver of deforestation in the South American Chaco. *Global Environmental Change* 45: 24–34. <https://doi.org/10.1016/J.GLOENVCHA.2017.05.001>.
- Feng, S., A. B. Krueger, and M. Oppenheimer. 2010. Linkages among climate change, crop yields and Mexico-US cross-border migration. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 107: 14257–62. <https://doi.org/10.1073/pnas.1002632107>.
- Feron, S., R. R. Cordero, A. Damiani, P. J. Llanillo, J. Jorquera, et al. 2019. Observations and projections of heat waves in South America. *Science Reports* 9: 8173. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44614-4>.
- Ferraro, P. J., M. M. Hanauer, D. A. Miteva, G. J. Canavire-Bacarreza, S. K. Pattanayak, and K. R. E. Sims. 2013. More strictly protected areas are not necessarily more protective: Evidence from Bolivia, Costa Rica, Indonesia, and Thailand. *Environmental Research Letters* 8. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/2/025011>.
- Finegan, B. 1992. The management potential of neotropical secondary lowland rain forest. *Forest Ecology and Management* 47: 295–321. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(92\)90281-D](https://doi.org/10.1016/0378-1127(92)90281-D).
- Finegan, B., and M. Camacho. 1999. Stand dynamics in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest, 1988–1996. *Forest Ecology and Management* 121: 177–89. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00550-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00550-7).
- Finegan, B., D. Delgado, M. Camacho, and N. Zamora. 2001. Timber production and plant biodiversity conservation in a Costa Rican rain forest: An experimental study and its lessons for adaptive sustainability assessment. In R. Prabhu, C. Colfer and G. Shepherd (eds.), *Criteria and indicators for sustainable forest management at the forest management unit level*. Nancy, France: Overseas Development Institute.

- Finer, M., C. N. Jenkins, S. L. Pimm, B. Keane, and C. Ross. 2008. Oil and gas projects in the western Amazon: Threats to wilderness, biodiversity, and indigenous peoples. *PLoS One* 3: e2932. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0002932>.
- Fontes, C. G., T. E. Dawson, K. Jardine, N. McDowell, B. O. Gimenez, et al. 2018. Dry and hot: The hydraulic consequences of a climate change-type drought for Amazonian trees. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 373: 20180209. <https://doi.org/10.1098/rstb.2018.0209>.
- Freeman, B. G., M. N. Scholer, V. Ruiz-Gutierrez, and J. W. Fitzpatrick. 2018. Climate change causes upslope shifts and mountaintop extirpations in a tropical bird community. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 115: 11982–87. <https://doi.org/10.1073/pnas.1804224115>.
- Fung, E., P. Imbach, L. Corrales, S. Vilchez, N. Zamora, et al. 2017. Mapping conservation priorities and connectivity pathways under climate change for tropical ecosystems. *Climate Change* 141: 77–92. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1789-8>.
- Galeano, A., L. E. Urrego, V. Botero, and G. Bernal. 2017. Mangrove resilience to climate extreme events in a Colombian Caribbean Island. *Wetlands Ecology and Management* 25: 743–60. <https://doi.org/10.1007/s11273-017-9548-9>.
- Gasparri, N. I., and Y. le P. de Waroux. 2015. The coupling of South American soybean and cattle production frontiers: New challenges for conservation policy and land change science. *Conservation Letters* 8: 290–98. <https://doi.org/10.1111/conl.12121>.
- Gatti, L. V., M. Gloor, J. B. Miller, C. E. Doughty, Y. Malhi, et al. 2014. Drought sensitivity of Amazonian carbon balance revealed by atmospheric measurements. *Nature* 506: 76–80. <https://doi.org/10.1038/nature12957>.
- Gei, M., M. A. Rozendaal, L. Poorter, F. Bongers, J. J. Sprent, et al. 2018. Legume abundance along successional and rainfall gradients in Neotropical forests. *Nature Ecology & Evolution* 2: 1104–1111. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0559-6>.
- Geirinhas, J. L., R. M. Trigo, R. Libonati, C. A. S. Coelho, and A. C. Palmeira. 2018. Climatic and synoptic characterization of heat waves in Brazil. *International Journal of Climatology* 38: 1760–1776. <https://doi.org/10.1002/joc.5294>.
- Ghazoul, J., Z. Burivalova, J. Garcia-Ulloa, and L. A. King. 2015. Conceptualizing forest degradation. *Trends in Ecology & Evolution* 30: 622–632. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.001>.
- Gibbs, H. K., S. Brown, J. O. Niles, and J. A. Foley. 2007. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: Making REDD a reality. *Environmental Research Letters* 2: 045023. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/2/4/045023>.
- Gibbs, H. K., J. Munger, J. L'Roë, P. Barreto, R. Pereira, et al. 2016. Did ranchers and slaughterhouses respond to zero-deforestation agreements in the Brazilian Amazon? *Conservation Letters* 9: 32–42. <https://doi.org/10.1111/conl.12175>.
- Gibbs, H. K., L. Rausch, J. Munger, I. Schelly, D. C. Morton, et al. 2015. Brazil's soy moratorium: Supply-chain governance is needed to avoid deforestation. *Science* (80-). 347: 377–78. <https://doi.org/10.1126/science.aaa0181>.
- Gomes, V. H. F., I. C. G. Vieira, R. P. Salomão, and H. ter Steege. 2019. Amazonian tree species threatened by deforestation and climate change. *Nature Climate Change* 9: 547–53. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0500-2>.
- Gouveia, N. A., D. F. M. Gherardi, and L. E. O. C. Aragão. 2019. The role of the Amazon River plume on the intensification of the hydrological cycle. *Geophysical Research Letters* 2019GL084302. <https://doi.org/10.1029/2019GL084302>.
- Graesser, J., T. M. Aide, H. R. Grau, and N. Ramankutty. 2015. Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters* 10: 034017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/3/034017>.
- Grillet, M. E., J. V. Hernández-Villena, M. S. Llewellyn, A. E. Paniz-Mondolfi, A. Tami, et al. 2019.

- Venezuela's humanitarian crisis, resurgence of vector-borne diseases, and implications for spillover in the region. *Lancet Infectious Diseases* 19(5):e149–e161. doi:10.1016/S1473-3099(18)30757-6. [https://doi.org/10.1016/S1473-3099\(18\)30757-6](https://doi.org/10.1016/S1473-3099(18)30757-6).
- Guevara, M., G. F. Olmedo, E. Stell, Y. Yigini, Y. Aguilar Duarte, et al. 2018. No silver bullet for digital soil mapping: Country-specific soil organic carbon estimates across Latin America. *Soil* 4: 173–93. <https://doi.org/10.5194/soil-4-173-2018>.
- Gusso, A., J. R. Ducati, M. R. Veronez, V. Sommer, and L. G. Da Silveira Jr. 2014. Monitoring heat waves and their impacts on summer crop development in southern Brazil. *Environmental Earth Sciences* 5: 353–64. <https://doi.org/10.4236/as.2014.54037>.
- Hansen, M. C., P. V. Potapov, R. Moore, M. Hancher, S. A. Turubanova, et al. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* (80-) 342: 846–50. <https://doi.org/10.1126/science.1239552>.
- Hansen, M. C., S. V. Stehman, and P. V. Potapov. 2010. Quantification of global gross forest cover loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 107: 8650–55. <https://doi.org/10.1073/pnas.0912668107>.
- Hanson, G. H. 2010. International migration and the developing world. *Handbook of Development Economics* vol. 5, 4363–414. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52944-2.00004-5>.
- Hauer, M. E., E. Fussell, V. Mueller, M. Burkett, M. Call, et al. 2019. Sea-level rise and human migration. *Nature Reviews Earth & Environment* 1, 28–39. <https://doi.org/10.1038/s43017-019-0002-9>.
- Haylock, M. R., T. C. Peterson, L. M. Alves, T. Ambrizzi, Y. M. T. Anunciação, et al. 2006. Trends in total and extreme South American rainfall in 1960–2000 and links with sea surface temperature. *Journal of Climate* 19: 1490–512. <https://doi.org/10.1175/JCLI3695.1>.
- Heidinger, H., L. Carvalho, C. Jones, A. Posadas, and R. Quiroz. 2018. A new assessment in total and extreme rainfall trends over central and southern Peruvian Andes during 1965–2010. *International Journal of Climatology* 38: e998–e1015. <https://doi.org/10.1002/joc.5427>.
- Heller, N. E., and E. S. Zavaleta. 2009. Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation* 1: 14–32. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.006>.
- Hernández Sánchez, G. A., et al. 2017. Gestión de los recursos forestales en Costa Rica. San José: Estado de la Nación.
- Herrera-F, B., N. Zamora, and O. Chacón. 2015. Lista roja de los ecosistemas terrestres de Costa Rica. Informe final de proyecto.
- Herrera, D., A. Pfaff, and J. Robalino, J. 2019. Impacts of protected areas vary with the level of government: Comparing avoided deforestation across agencies in the Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 116: 14916–25. <https://doi.org/10.1073/pnas.1802877116>.
- Hoegh-Guldberg, O., D. Jacob, M. Taylor, M. Bindi, S. Brown, et al. 2018. Impacts of 1.5°C global warming on natural and human systems. IPCC.
- Hoffman, M., and A. I. Grigera. 2013. Climate change, migration, and conflict in the amazon and the Andes: Rising tensions and policy options in South America. Associated Press / Lulz VASCOOnCELOS. February 26.
- Houghton, R. A. 2012. Carbon emissions and the drivers of deforestation and forest degradation in the tropics. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4: 597–603. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.06.006>.
- Houghton, R. A., J. I. House, J. Pongratz, G. R. van der Werf, R. S. DeFries, et al. 2012. Carbon emissions from land use and land-cover change. *Biogeosciences* 9: 5125–42. <https://doi.org/10.5194/bg-9-5125-2012>.

- Hsiang, S. M., and A. H. Sobel. 2016. Potentially extreme population displacement and concentration in the tropics under non-extreme warming. *Science Reports* 6. <https://doi.org/10.1038/srep25697>.
- Hulme, M. 2020. Is it too late (to stop dangerous climate change)? An editorial. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change* 11. <https://doi.org/10.1002/wcc.619>.
- Hyde, J. L., S. A. Bohlman, and D. Valle. 2018. Transmission lines are an under-acknowledged conservation threat to the Brazilian Amazon. *Biological Conservation* 228: 343–56. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.10.027>.
- IADB (Inter-American Development Bank) and IDB Invest. 2018. What is sustainable infrastructure? A framework to guide sustainability across the project cycle. IDB technical note 1388. Washington, DC.
- IDMC (Internal Displacement Monitoring Centre). 2019. Global report on internal displacement. Geneva: Internal Displacement Monitoring Center.
- Imbach, P., L. Molina, B. Locatelli, and L. Corrales. 2010. Vulnerabilidad de los servicios ecosistémicos hidrológicos al cambio climático en Mesoamérica. In *Adaptación Al Cambio Climático y Servicios Ecosistémicos En América Latina*, 32–43. Turrialba: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.
- Infante, R. 2018. Climate change indicators for the Caribbean region: General trends in temperature and precipitation (1900–2009). *Current Journal of Applied Science and Technology* 26: 1–8. <https://doi.org/10.9734/CJAST/2018/39951>.
- INPE. 2018. Monitoramento da floresta Amazônica Brasileira por satélite [online document]. Monit. da floresta Amaz. Bras. por satélite. <http://www.obt.inpe.br> (accessed 10.15.18).
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2019. Climate change and land: An IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. In P. R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.- O. Pörtner, et al. (eds.), *Summary for policymakers*. WMO, UNEP.
- IPCC. 2014. Climate change 2014: Synthesis report. In R. K. Pachauri and L. A. Meyer (eds.), *Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Geneva.
- IUCN. 2016. Missing ref.
- IUCN Red List of Threatened Species. No date. [online document] <https://www.iucnredlist.org/> (accessed 2.18.20).
- Janzen, D. H. 1988. Management of habitat fragments in a tropical dry forest: Growth. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75: 105. <https://doi.org/10.2307/2399468>.
- Kaimowitz, D., and A. Angelsen. 2008. Will livestock intensification help save Latin America's tropical forests? *Journal of Sustainable Forestry* 27: 6–24. <https://doi.org/10.1080/10549810802225168>.
- Kalacska, M., G. A. Sanchez-Azofeifa, J. C. Calvo-Alvarado, M. Quesada, B. Rivard, and D. H. Janzen. 2004. Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest. *Forest Ecology and Management* 200: 227–47. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.001>.
- Kalamandeen, M., E. Gloor, E. Mitchard, D. Quincey, G. Ziv, et al. 2018. Pervasive rise of small-scale deforestation in Amazonia. *Science Reports* 8. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-19358-2>.
- Karmalkar, A. V., M. A. Taylor, J. Campbell, T. Stephenson, M. New, et al. 2013. A review of observed and projected changes in climate for the islands in the Caribbean. *Atmósfera* 26: 283–309. [https://doi.org/10.1016/S0187-6236\(13\)71076-2](https://doi.org/10.1016/S0187-6236(13)71076-2).

- Kniveton, D. 2017. Sea-level-rise impacts: Questioning inevitable migration. *Nature Climate Change* 7: 548–549. <https://doi.org/10.1038/nclimate3346>.
- Kroner, R. E., S. Golden Qin, C. N. Cook, R. Krithivasan, S. M. Pack, et al. 2019. The uncertain future of protected lands and waters. *Science* (80-) 364: 881–86. <https://doi.org/10.1126/science.aau5525>.
- Langenbrunner, B., M. S. Pritchard, G. J. Kooperman, and J. T. Randerson. 2019. Why does Amazon precipitation decrease when tropical forests respond to increasing CO₂? *Earth's Future* 7: 450–68. <https://doi.org/10.1029/2018EF001026>.
- Lapola, D. M., L. A. Martinelli, C. A. Peres, J. P. H. B. Ometto, M. E. Ferreira, et al. 2014. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nature Climate Change* 4: 27–35. <https://doi.org/10.1038/nclimate2056>.
- Laurance, W. 2019. The thin green line: Scientists must do more to limit the toll of burgeoning infrastructure on nature and society. *Ecological Citizen* 3.
- Lawton, G. 2018. Road kill. *New Scientist* 36–39. [https://doi.org/10.1016/S0262-4079\(18\)31575-6](https://doi.org/10.1016/S0262-4079(18)31575-6).
- le Polain de Waroux, Y., R. D. Garrett, J. Graesser, C. Nolte, C. White, and E. F. Lambin. 2019. The restructuring of South American soy and beef production and trade under changing environmental regulations. *World Development* 121: 188–202. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.05.034>.
- Lees, A. C., C. A. Peres, P. M. Fearnside, M. Schneider, and J. A. S. Zuanon. 2016. Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodiversity Conservation* 25: 451–66. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1072-3>.
- Leite-Filho, A. T., V. Y. Sousa Pontes, and M. H. Costa. 2019. Effects of deforestation on the onset of the rainy season and the duration of dry spells in southern Amazonia. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 124: 5268–81. <https://doi.org/10.1029/2018JD029537>.
- Levy, K., G. Daily, and S. S. Myers. 2012. Human health as an ecosystem service: A conceptual framework. In J. Carter Ingram, F. DeClerck, C. Rumbaitis del Rio (eds.), *Integrating ecology and poverty reduction*. New York: Springer, 231–51. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-0633-5_14.
- Li, Y., M. Zhao, S. Motesharrei, Q. Mu, E. Kalnay, and S. Li. 2015. Local cooling and warming effects of forests based on satellite observations. *Nature Communications* 6: 6603. <https://doi.org/10.1038/ncomms7603>.
- Liang, J., T. W. Crowther, N. Picard, S. Wiser, M. Zhou, et al. 2016. Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. *Science* 354, aaf8957. <https://doi.org/10.1126/science.aaf8957>.
- Llopart, M., M. Reboita, E. Coppola, G. Giorgi, R. da Rocha, et al. 2018. Land use change over the Amazon forest and its impact on the local climate. *Water* 10: 149. <https://doi.org/10.3390/w10020149>.
- Lovejoy, T. E., and C. Nobre. 2018. Amazon tipping point. *Science Advances* 4, eaat2340. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat2340>.
- Lugo, A. E. 2000. Effects and outcomes of Caribbean hurricanes in a climate change scenario. *Science of the Total Environment* 262: 243–51. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00526-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00526-X).
- Lyra, A. de A., S. C. Chou, and G. de O. Sampaio. 2016. Sensibilidade da floresta amazônica a projeções de mudanças climáticas de alta resolução. *Acta Amazonica* 46: 175–88. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201502225>.
- Macedo, M. N., R. S. DeFries, D. C. Morton, C. M. Stickler, G. L. Galford, and Y. E. Shimabukuro. 2012. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 109: 1341–46. <https://doi.org/10.1073/pnas.1111374109>.

- Magrin, G., C. G. García, D. C. Choque, J. C. Giménez, A. R. Moreno, et al. 2007. Latin America, climate change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. In M. L. Parry, O. F. Canziani, J. P. Palutikof, P. J. van der Lindent and C.E. Hanson (eds.), *Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK, 581–615.
- Magrin, G.O., J. A. Marengo, J.-P. Boulanger, M. S. Buckeridge, E. Castellanos, et al. 2014. Central and South America. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects*. In: Barros, V.R., C.B. Field, D.J. Dokken, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L.White (eds.) *Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press: 1499-1566.
- Malhi, Y., D. Wood, T. R. Baker, J. Wright, O. L. Phillips, et al. 2006. The regional variation of above-ground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Global Change Biology* 12: 1107–38. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01120.x>.
- Marengo, J. A., et al. 2007. Caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do Século XXI. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Brasília.
- Marengo, J. A., S. C. Chou, G. Kay, L. M. Alves, J. F. Pesquero, et al. 2012a. Development of regional future climate change scenarios in South America using the Eta CPTec/HadCM3 climate change projections: Climatology and regional analyses for the Amazon, São Francisco and the Paraná River basins. *Climate Dynamics* 38: 1829–48. <https://doi.org/10.1007/s00382-011-1155-5>.
- Marengo, J. A., J. Tomasella, W. R. Soares, L. M. Alves, and C. A. Nobre. 2012b. Extreme climatic events in the Amazon basin. *Theoretical and Applied Climatology* 107: 73–85. <https://doi.org/10.1007/s00704-011-0465-1>.
- Martin, T. G., and J. E. M. Watson. 2016. Intact ecosystems provide best defence against climate change. *Nature Climate Change* 6: 122–124. <https://doi.org/10.1038/nclimate2918>.
- Mascia, M. B., S. Pailler, R. Krithivasan, V. Roshchanka, D. Burns, et al. 2014. Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADD) in Africa, Asia, and Latin America and the Caribbean, 1900–2010. *Biological Conservation* 169: 355–61. <https://doi.org/10.1016/j.BIOCON.2013.11.021>.
- Maxwell, S. L., T. Evans, J. E. M. Watson, A. Morel, H. Grantham, et al. 2019. Degradation and forgone removals increase the carbon impact of intact forest loss by 626%. *Science Advances* 5. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax2546>.
- Maxwell, S. L., R. A. Fuller, T. M. Brooks, and J. E. M. Watson. 2016. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature* 536: 143–45. <https://doi.org/10.1038/536143a>.
- Mazzone, A. 2019. Energy transitions in rural Amazonia: The implications of energy availability for income diversification and gender relation. Doctoral Thesis King's College, London.
- McDowell, N., W. T. Pockman, C. D. Allen, D. D. Breshears, N. Cobb, et al. 2008. Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? *New Phytologist* 178: 719–39. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02436.x>.
- McDowell, N. G., D. J. Beerling, D. D. Breshears, R. A. Fisher, K. F. Raffa, and M. Stitt. 2011. The interdependence of mechanisms underlying climate-driven vegetation mortality. *Trends in Ecology & Evolution* 26: 523–32. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.06.003>.
- McKenney, B.A., L. I. Krueger, J. M. Kiesecker, and J. F. Thompson. 2016. Blueprints for a greener footprint sustainable development at a landscape scale. Geneva: World Economic Forum.
- Meigs, G. W., and W. S. Keeton. 2018. Intermediate-severity wind disturbance in mature temperate forests: legacy structure, carbon storage, and stand dynamics. *Ecological Applications* 28: 798–815. <https://doi.org/10.1002/eap.1691>.

- Melde, S., F. Laczko, and F. Gemenne. 2017. Making mobility work for adaptation to environmental changes: Results from the MECLEP global research | Environmental Migration Portal. Geneva: International Organization for Migration.
- Merry, F., and B. Soares-Filho. 2017. Will intensification of beef production deliver conservation outcomes in the Brazilian Amazon? *Elementa: Science of the Anthropocene* 5: 24. <https://doi.org/10.1525/elementa.224>.
- Mesquita, A. R. de. 2000. Sea-level variations along the Brazilian coast: A short review. *Journal of Coastal Research* 21–31. <https://doi.org/10.2307/40928745>.
- Mestas-Nuñez, A. M., and A. J. Miller. 2006. Interdecadal variability and climate change in the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography* 69: 267–84. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2006.03.011>.
- Miles, L., A. Grainger, and O. Phillips. 2004. The impact of global climate change on tropical forest biodiversity in Amazonia. *Global Ecology and Biogeography* 13: 553–65. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2004.00105.x>.
- Mittermeier, R. A., G. Robles, M. Hoffmann, J. Pilgrim, T. Brooks, C. Mittermeier, et al. 2004. Hotspots Revisited. Mexico City, Mexico: CEMEX.
- Moffette, F., and H. Gibbs. 2018. Agricultural displacement and deforestation leakage in the Brazilian legal Amazon. Nelson Institute for Environmental Studies, Center for Sustainability and the Global Environment (SAGE), University of Wisconsin-Madison.
- Montoya-Zumaeta, J., E. Rojas, and S. Wunder. 2019. Adding rewards to regulation: The impacts of watershed conservation on land cover and household wellbeing in Moyobamba, Peru. *PLoS One* 14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0225367>.
- Morán-Tejeda, E., J. Bazo, J. I. López-Moreno, E. Aguilar, C. Azorín-Molina et al. 2016. Climate trends and variability in Ecuador (1966–2011). *International Journal of Climatology* 36: 3839–3855. <https://doi.org/10.1002/joc.4597>.
- Moran, E. F. 2016. Roads and dams: Infrastructure-driven transformations in the Brazilian Amazon. *Ambiente & Sociedade* 19: 207–20. <https://doi.org/10.1590/1809-4422ASOC256V1922016>.
- Moran, E. F., M. C. Lopez, N. Moore, N. Müller, and D. W. Hyndman. 2018. Sustainable hydropower in the 21st century. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 115: 11891–98. <https://doi.org/10.1073/pnas.1809426115>.
- Morris, R. J. 2010. Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: A network structure and ecosystem functioning perspective. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365: 3709–18. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0273>.
- Morse, W. C., J. L. Schedlbauer, S. E. Sesnie, B. Finegan, C. A. Harvey, et al. 2009. Consequences of environmental service payments for forest retention and recruitment in a Costa Rican biological corridor. *Ecology and Society* 14. <https://doi.org/10.5751/ES-02688-140123>.
- Moser, S. C. 2020. The work after “It’s too late” (to prevent dangerous climate change). *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change* 11. <https://doi.org/10.1002/wcc.606>.
- Müller, R., D. Müller, F. Schierhorn, G. Gerold, and P. Pacheco. 2012. Proximate causes of deforestation in the Bolivian lowlands: An analysis of spatial dynamics. *Regional Environmental Change* 12: 445–59. <https://doi.org/10.1007/s10113-011-0259-0>.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. Da Fonseca, and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853.
- Neelin, J. D., M. Münnich, H. Su, J. E. Meyerson, and C. E. Holloway. 2006. Tropical drying trends in global warming models and observations. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 103: 6110–15. <https://doi.org/10.1073/PNAS.0601798103>.
- Nepstad, D. C., I. M. Tohver, D. Ray, P. Moutinho, and G. Cardinot. 2007. Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an Amazon forest. *Ecology* 88: 2259–69. <https://doi.org/10.1890/06-1046.1>.

- Nobre, C. A. 2019. To save Brazil's rainforest, boost its science. *Nature* 574: 455. <https://doi.org/10.1038/d41586-019-03169-0>.
- Nobre, C. A., and L. D. S. Borma. 2009. 'Tipping points' for the Amazon forest. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 1: 28–36. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2009.07.003>.
- Nobre, C. A., G. Sampaio, L. S. Borma, J. C. Castilla-Rubio, J. S. Silva, and M. Cardoso. 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 U.S.A.* 113: 10759–68. <https://doi.org/10.1073/pnas.1605516113>.
- Nobre, I., and C. Nobre. 2019. The Amazonia third way initiative: The role of technology to unveil the potential of a novel tropical biodiversity-based economy. In Luis Loures (ed), *Land use: Assessing the past, envisioning the future*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.80413>.
- Norby, R. J., J. M. Warren, C. M. Iversen, B. E. Medlyn, and R. E. McMurtrie. 2010. CO2 enhancement of forest productivity constrained by limited nitrogen availability. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 107: 19368–73. <https://doi.org/10.1073/pnas.1006463107>.
- Olivares, I., J.-C. Svenning, P. M. van Bodegom, and H. Balslev. 2015. Effects of warming and drought on the vegetation and plant diversity in the Amazon Basin. *Botanical Review* 81: 42–69. <https://doi.org/10.1007/s12229-014-9149-8>.
- Oliveira, A. I. T. de, T. S. Mahmoud, G. N. L. do Nascimento, J. F. M. da Silva, R. S. Pimenta, and P. B. de Moraes. 2016. Chemical composition and antimicrobial potential of palm leaf extracts from babaçu (*Attalea speciosa*), buriti (*Mauritia flexuosa*), and macaúba (*Acrocomia aculeata*). *Scientific World Journal* 2016: 9734181. <https://doi.org/10.1155/2016/9734181>.
- Pabón, J. D. 2003. El aumento del nivel del mar en las costas y área insular de Colombia. In N. C. Castillo Murillejo and D. N. Alvis Palma (eds.), *El Mundo Marino de Colombia : Investigación y Desarrollo de Territorios Olvidados*. Universidad Nacional de Colombia, Red de Estudios del Mundo Marino, 372.
- Pan, Y., et al. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333, 988–993.
- Patricola, C. M., and M. F. Wehner. 2018. Anthropogenic influences on major tropical cyclone events. *Nature* 563: 339–46. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0673-2>.
- Pavão, V. M., D. C. Stenner Nassarden, L. L. Pavão, N. Gomes Machado, and M. S. Biudes. 2017. Impacto da Conversão da Cobertura Natural em Pastagem e Área Urbana sobre Variáveis Biofísicas no Sul do Amazonas (Impact of the conversion of natural coverage in pasture and urban area on biophysical variables in the southern Amazonas). *Revista Brasileira de Meteorologia* 32: 343–51. <https://doi.org/10.1590/0102-77863230002>.
- Pearson, T. R. H., S. Brown, L. Murray, and G. Sidman. 2017. Greenhouse gas emissions from tropical forest degradation: an underestimated source. *Carbon Balance Management* 12: 3. <https://doi.org/10.1186/s13021-017-0072-2>.
- Perch-Nielsen, S. L., M. B. Bättig, and D. Imboden. 2008. Exploring the link between climate change and migration. *Climate Change* 91: 375–93. <https://doi.org/10.1007/s10584-008-9416-y>.
- Pereira, E., F. R. Martins, A. Gonçalves, R. Costa, F. Lima, et al. 2017. Atlas Brasileiro de Energia Solar. [place: publisher?]
- Pfaff, A., and J. Robalino, J. 2012. Protecting forests, biodiversity, and the climate: Predicting policy impact to improve policy choice. *Oxford Review of Economic Policy* 28(1):164–179. <https://doi.org/10.1093/oxrep/grs012>.
- Pfaff, A., J. Robalino, D. Herrera, and C. Sandoval. 2015. Protected areas? Impacts on Brazilian Amazon deforestation: Examining conservation–Development interactions to inform planning. *PLoS One* 10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0129460>.
- Pfaff, A., J. Robalino, E. Lima, C. Sandoval, and L. D. Herrera, L.D. 2014. Governance, location and avoided deforestation from protected areas: Greater restrictions can have lower impact, due to differences in location. *World Development* 55: 7–20. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2013.01.011>.

- Pfaff, A., J. Robalino, E. J. Reis, R. Walker, S. Perz, et al. 2018. Roads and SDGs, tradeoffs and synergies: Learning from Brazil's Amazon in distinguishing frontiers. *Economics* 12: 1–26. <https://doi.org/10.5018/economics-ejournal.ja.2018-11>.
- Pfaff, A., J. Robalino, G. A. Sanchez-Azofeifa, K. S. Andam, and P. J. Ferraro. 2009. Park location affects forest protection: Land characteristics cause differences in park impacts across costa rica. *B.E. Journal of Economic Analysis & Policy* 9: <https://doi.org/10.2202/1935-1682.1990>.
- Pfaff, A., J. A. Robalino, and G. Arturo Sanchez-Azofeifa. 2008. Payments for environmental services: Empirical analysis for Costa Rica. Durham, USA: Terry Sanford Institute.
- Phillips, O. L., L. E. O. C. Aragão, S. L. Lewis, J. B. Fisher, J. Lloyd, et al. 2009. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. *Science* 323: 1344–47. <https://doi.org/10.1126/science.1164033>.
- Poorter, H., Ü. Niinemets, N. Ntagkas, A. Siebenkäs, M. Mäenpää, S. Matsubara, and T. L. Pons. 2019. A meta-analysis of plant responses to light intensity for 70 traits ranging from molecules to whole plant performance. *New Phytologist* 23(3): 1073–1094. <https://doi.org/10.1111/nph.15754>.
- Poorter, L., F. Bongers, T. M. Aide, A. M. Almeyda Zambrano, P. Balvanera, et al. 2016. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature* 530: 211–14. <https://doi.org/10.1038/nature16512>.
- Porter, J., L. Xie, A. Challinor, K. Cochrane, S. Howden, et al. 2014. Food security and food production systems. In Barros, V.R., C.B. Field, D.J. Dokken, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L.White (eds.) *Climate change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. Part A: Global and sectoral aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* Cambridge University Press, 485–533.
- Portillo-Quintero, C., A. Sanchez-Azofeifa, J. Calvo-Alvarado, M. Quesada, and M. M. do Espirito Santo. 2015. The role of tropical dry forests for biodiversity, carbon and water conservation in the neotropics: Lessons learned and opportunities for its sustainable management. *Regional Environmental Change* 15: 1039–49. <https://doi.org/10.1007/s10113-014-0689-6>.
- Portillo-Quintero, C. A., and G. A. Sánchez-Azofeifa. 2010. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation* 143: 144–55. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.020>.
- Prieto-Torres, D. A., A. G. Navarro-Sigüenza, D. Santiago-Alarcon, and O. R. Rojas-Soto. 2016. Response of the endangered tropical dry forests to climate change and the role of Mexican protected areas for their conservation. *Global Change Biology* 22: 364–79. <https://doi.org/10.1111/gcb.13090>.
- Putz, F. E., P. A. Zuidema, T. Synnott, M. Peña-Claros, M. A. Pinard, et al. 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: The attained and the attainable. *Conservation Letters* 5: 296–303. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00242.x>.
- Quesada-Hernández, L. E., O. D. Calvo-Solano, H. G. Hidalgo, P. M. Pérez-Briceño and E. J. Alfaro. 2019. Dynamical delimitation of the Central American Dry Corridor (CADC) using drought indices and aridity values. *Progress in Physical Geography* 43(5):627–642 <https://doi.org/10.1177/0309133319860224>
- RAISG, R.A. de I.S.G. 2012. Amazonía bajo presión. <https://www.amazoniasocioambiental.org/en/publication/amazonia-under-pressure/>
- Rajão, R., and T. Vurdubakis. 2013. On the pragmatics of inscription: Detecting deforestation in the Brazilian Amazon. *Theory, Culture & Society* 30: 151–77. <https://doi.org/10.1177/0263276413486203>.
- Reboita, M. S., R. P. da Rocha, C. G. Dias, and R. Y. Ynoue. 2014. Climate projections for South America: RegCM3 Driven by HadCM3 and ECHAM5. *Advances in Meteorology* 2014: 1–17. <https://doi.org/10.1155/2014/376738>.
- Redo, D. J., H. R. Grau, T. M. Aide, and M. L. Clark, M.L. 2012. Asymmetric forest transition driven by the interaction of socioeconomic development and environmental heterogeneity in Central

- America. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 109: 8839–44. <https://doi.org/10.1073/pnas.1201664109>.
- Reid, H., A. Bourne, H. Muller, K. Podvin, S. Scorgie, and V. Orindi. 2018. A framework for assessing the effectiveness of ecosystem-based approaches to adaptation. in Z. Zommers and K. Alverson (eds.) *Resilience*, pp. 207–16. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811891-7.00016-5>.
- Reid, J. L., M. E. Fagan, J. Lucas, J. Slaughter, and R. A. Zahawi. 2019. The ephemerality of secondary forests in southern Costa Rica. *Conservation Letters*. <https://doi.org/10.1111/conl.12607>.
- Renaud, F., J. Bogardi, O. Dun, and K. Warner. 2007. Control, adapt or flee: How to face environmental migration. InterSecTions, 5. Bonn: United Nations University.
- Reyer, C. P. O., S. Adams, T. Albrecht, F. Baarsch, A. Boit, et al. 2017. Climate change impacts in Latin America and the Caribbean and their implications for development. *Regional Environmental Change* 17: 1601–21. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0854-6>.
- Rigaud, K. K., A. de Sherbinin, B. Jones, J. Bergmann, V. Clement, et al. 2018. Groundswell: Preparing for internal climate migration. Washington, DC: World Bank.
- Rincon, M., D. W. Roubik, B. Finegan, D. Delgado, and N. Zamora. 1999. Understory bees and floral resources in logged and silviculturally treated Costa Rican rainforest plots. *Journal of the Kansas Entomological Society* 72: 379–93. <https://doi.org/10.2307/25085926>.
- Robalino, J., and A. Pfaff. 2013. Ecopayments and deforestation in Costa Rica: A nationwide analysis of PSA's initial years. *Land Economics* 89: 432–48. <https://doi.org/10.3368/le.89.3.432>.
- Robalino, J., A. Pfaff, and L. Villalobos. 2017. Heterogeneous local spillovers from protected areas in Costa Rica. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists* 4: 795–820. <https://doi.org/10.1086/692089>.
- Robalino, J., C. Sandoval, D. N. Barton, A. Chacon, and A. Pfaff. 2015. Evaluating interactions of forest conservation policies on avoided deforestation. *PLoS One* 10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0124910>.
- Robalino, J., and L. Villalobos. 2015. Protected areas and economic welfare: An impact evaluation of national parks on local workers' wages in Costa Rica. *Environment and Development Economics* 20: 283–310. <https://doi.org/10.1017/S1355770X14000461>.
- Rochedo, P. R. R., B. Soares-Filho, R. Schaeffer, E. Viola, A. Szklo, et al. 2018. The threat of political bargaining to climate mitigation in Brazil. *Nature Climate Change* 8: 695–98. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0213-y>.
- Rolim, S. G., R. M. Jesus, H. E. M. Nascimento, H. T. Z. do Couto, and J. Q. Chambers. 2005. Biomass change in an Atlantic tropical moist forest: The ENSO effect in permanent sample plots over a 22-year period. *Oecologia* 142: 238–46. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1717-x>.
- Romero-Lankao, P., J. B. Smith, D. J. Davidson, N. S. Diffenbaugh, P. L. Kinney, et al. (eds.). 2014. Climate change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. Part B: Regional aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 1439–98.
- Romijn, E., R. Coppus, V. De Sy, M. Herold, R. M. Roman-Cuesta, et al. 2019. Land restoration in Latin America and the Caribbean: An overview of recent, ongoing and planned restoration initiatives and their potential for climate change mitigation. *Forests* 10: 510. <https://doi.org/10.3390/f10060510>.
- Rozendaal, D. M. A., F. Bongers, R. M. Aide, E. Alvarez-Dávila, N. Ascarrunz, et al. 2019. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. *Science Advances* 5: eaau3114. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau3114>.
- Rusticucci, M. 2012. Observed and simulated variability of extreme temperature events over South America. *Atmospheric Research* 106: 1–17. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2011.11.001>.
- Saatchi, S. S., N. L. Harris, S. Brown, M. Lefsky, E. T. A. Mitchard, et al. 2011. Benchmark map of forest

- carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 108: 9899–9904. <https://doi.org/10.1073/PNAS.1019576108>.
- Sader, S. A., and A. T. Joyce. 1988. Deforestation rates and trends in Costa Rica, 1940 to 1983. *Biotropica* 20: 11. <https://doi.org/10.2307/2388421>.
- Salazar, A., G. Baldi, M. Hirota, J. Syktus, and C. McAlpine. 2015. Land use and land cover change impacts on the regional climate of non-Amazonian South America: A review. *Global and Planetary Change* 128: 103–19. <https://doi.org/10.1016/J.GLOPLACHA.2015.02.009>.
- Salazar, L. F., C. A. Nobre, and M. D. Oyama. 2007. Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America. *Geophysical Research Letters* 34. <https://doi.org/10.1029/2007GL029695>.
- Sampaio, G., C. Nobre, M. H. Costa, P. Satyamurty, B. S. Soares-Filho, and M. Cardoso. 2007. Regional climate change over eastern Amazonia caused by pasture and soybean cropland expansion. *Geophysical Research Letters* 34: L17709. <https://doi.org/10.1029/2007GL030612>.
- Sánchez-Azofeifa, A. 2013. Análisis de la cobertura forestal de Costa Rica entre 1960 y 2013. *Ambientico* 253: 4–11.
- Sánchez-Azofeifa, A. G., G. C. Daily, A. S. P. Pfaff, and C. Busch. 2003. Integrity and isolation of Costa Rica's national parks and biological reserves: Examining the dynamics of land-cover change. *Biological Conservation* 109: 123–35. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00145-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00145-3).
- Sanchez-Azofeifa, G. A., R. C. Harriss, and D. L. Skole. 2001. Deforestation in Costa Rica: A quantitative analysis using remote sensing imagery. *Biotropica* 33: 378–84. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2001.tb00192.x>.
- Santos Da Silva, S. R., F. Miralles-Wilhelm, R. Muñoz-Castillo, L. E. Clarke, C. J. Braun, et al. 2019. The Paris pledges and the energy-water-land nexus in Latin America: Exploring implications of greenhouse gas emission reductions. *PLoS One* 14. e0215013. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215013>.
- Sasaki, N., and F. E. Putz. 2009. Critical need for new definitions of “forest” and “forest degradation” in global climate change agreements. *Conservation Letters* 2: 226–32. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263x.2009.00067.x>.
- Sauer, S., and F. C. de França. 2012. Código Florestal, função socioambiental da terra e soberania alimentar. *Caderno CRH* 25: 285–307. <https://doi.org/10.1590/S0103-49792012000200007>.
- Sayre, R. et al. 2014. A new map of global ecological land units—An ecophysiographic stratification approach. Association of American Geographers. <https://pubs.er.usgs.gov/publication/70187380>
- Scheffers, B. R., L. De Meester, T. C. L. Bridge, A. A. Hoffmann, J. M. Pandolfi, et al. 2016. The broad footprint of climate change from genes to biomes to people. *Science* 354(6313). <https://doi.org/10.1126/science.aaf7671>.
- Scheffers, B. R., D. P. Edwards, S. L. Macdonald, R. A. Senior, L. R. Andriamahohatra, et al.. 2017. Extreme thermal heterogeneity in structurally complex tropical rain forests. *Biotropica* 49: 35–44. <https://doi.org/10.1111/btp.12355>.
- SEEG (Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa). 2016. SEEG [online document]. URL <http://seeg.eco.br/>.
- Seidel, D. J., Q. Fu, W. J. Randel, and T. J. Reichler. 2008. Widening of the tropical belt in a changing climate. *Nature Geoscience* 1: 21–24. <https://doi.org/10.1038/ngeo.2007.38>.
- Seiler, C., R. W. A. Hutjes, and P. Kabat. 2013. Climate variability and trends in Bolivia. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* [volume:?] 130–46. <https://doi.org/10.1175/JAMC-D-12-0105.1>.
- Seiler, C., R. W. A. Hutjes, B. Kruijt, and T. Hickler. 2015. The sensitivity of wet and dry tropical forests to climate change in Bolivia. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 120: 399–413. <https://doi.org/10.1002/2014JG002749>.

- Shaver, I., A. Chain-Guadarrama, K. A. Cleary, A. Sanfiorenzo, R. J. Santiago-García, et al. 2015. Coupled social and ecological outcomes of agricultural intensification in Costa Rica and the future of biodiversity conservation in tropical agricultural regions. *Global Environmental Change* 32: 74–86. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.02.006>.
- Silva Dias, M. A. F., J. Dias, L. M. V. Carvalho, E. D. Freitas, and P. L. Silva Dias. 2013. Changes in extreme daily rainfall for São Paulo, Brazil. *Climate Change* 116: 705–22. <https://doi.org/10.1007/s10584-012-0504-7>.
- Silvério, D. V., P. M. Brando, M. M. C. Bustamante, F. E. Putz, D. M. Marra, et al. 2019. Fire, fragmentation, and windstorms: A recipe for tropical forest degradation. *Journal of Ecology* 107: 656–67. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13076>.
- Silvério, D. V., P. M. Brando, M. N. Macedo, P. S. A. Beck, M. Bustamante, and M. T. Coe. 2015. Agricultural expansion dominates climate changes in southeastern Amazonia: The overlooked non-GHG forcing. *Environmental Research Letters* 10: 104015. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/10/104015>.
- Sims, K. R. E., and J. M. Alix-García. 2017. Parks versus PES: Evaluating direct and incentive-based land conservation in Mexico. *Journal of Environmental Economics and Management* 86: 8–28. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2016.11.010>.
- SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación). 2013. Análisis de vulnerabilidad al cambio climático de las áreas silvestres protegidas terrestres. Costa Rica.
- . 2015. Programa REDD/CCAD-GIZ. Inventario Nacional Forestal de Costa Rica 2014–2015. Resultados y Caracterización de los Recursos Forestales. In P. Emanuelli, F. Milla, E. Duarte, J. Emanuelli, y A. Jiménez (eds.), Programa Reducción de Emisiones Por Deforestación y Degradación Forestal En Centroamérica y La República Dominicana (REDD/CCAD/GIZ) y Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC) Costa Rica. San José, Costa Rica.
- Slot, M., and K. Kitajima. 2015. General patterns of acclimation of leaf respiration to elevated temperatures across biomes and plant types. *Oecologia* 177: 885–900. <https://doi.org/10.1007/s00442-014-3159-4>.
- Soares-Filho, B., and R. Rajão. 2018. Traditional conservation strategies still the best option. *Nature Sustainability* 1(11): 608–610 <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0179-9>.
- Soares-Filho, B., P. Moutinho, D. Nepstad, A. Anderson, H. Rodrigues, et al. 2010. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 107(24): 10821–10826. <https://doi.org/10.1073/pnas.0913048107>.
- Soares-Filho, B., R. Rajão, M. Macedo, A. Carneiro, W. Costa, et al. 2014. Cracking Brazil's Forest Code. *Science* (80-.) 344: 363–64. <https://doi.org/10.1126/science.1246663>.
- Soares-Filho, B., R. Rajão, F. Merry, H. Rodrigues, J. Davis, et al. 2016. Brazil's market for trading forest certificates. *PLoS ONE* 11(4): e0152311. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0152311>.
- Staal, A., O. A. Tuinenburg, J. H. C. Bosmans, M. Holmgren, E. H. Van Nes, et al. 2018. Forest-rainfall cascades buffer against drought across the Amazon. *Nature Climate Change* 8: 539–543. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0177-y>.
- Stan, K., and A. Sanchez-Azofeifa. 2019. Deforestation and secondary growth in Costa Rica along the path of development. *Regional Environmental Change* 19: 587–97. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1432-5>.
- Steidinger, B. S., T. W. Crowther, J. Liang, M. E. Van Nuland, G. D. A. Werner, et al. 2019. Climatic controls of decomposition drive the global biogeography of forest-tree symbioses. *Nature* 569: 404–408. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1128-0>.
- Stern, N. H.. 2007. The economics of climate change: The Stern review. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Streck, C., A. Howard, R. Rajão, A. Dahl-Jørgensen, P. Bodnar, et al. 2017. Options for enhancing REDD+ collaboration in the context of Article 6 of the Paris Agreement, options for the EU to generate adequate, predictable, sustainable long-term financing for REDD+ payments for verified emission reductions. Washington, DC: Meridian Institute.

- Stuart, S. N., J. S. Chanson, N. A. Cox, B. E. Young, A. S. L. Rodrigues, et al. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306: 1783–86. <https://doi.org/10.1126/science.1103538>.
- Thomas, C. D., A. Cameron, R. E. Green, M. Bakkenes, L. J. Beaumont, et al. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145–48. <https://doi.org/10.1038/nature02121>.
- UNEP, 2010. State of Biodiversity in Latin America and the Caribbean. Panama and Nairobi.
- UNEP-WCMC. 2019. Protected area profile for Latin America and Caribbean from the World Database of Protected Areas [online document].
- UNFCCC (UN Framework Convention on Climate Change). 2012. Non-Annex I national communications [online document]. <https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/national-communications-and-biennial-update-reports-non-annex-i-parties-national-communication-submissions-from-non-annex-i-parties> (accessed 8.7.19).
- UNFCCC. 2020. Nationally determined contributions (NDCs) [online document]. <https://unfccc.int/process-and-meetings/the-paris-agreement/nationally-determined-contributions-ndcs> (accessed 2.18.20).
- Van Der Hoek, Y. 2017. The potential of protected areas to halt deforestation in Ecuador. *Environmental Conservation* 44: 124–30. <https://doi.org/10.1017/S037689291700011X>.
- van der Hoff, R., R. Rajão, P. Leroy, and D. Boezeman. 2015. The parallel materialization of REDD + implementation discourses in Brazil. *Forest Policy and Economics* 55: 37–45. <https://doi.org/10.1016/J.FORPOL.2015.03.005>.
- van der Werf, G., Morton, D., DeFries, R. et al. 2009. CO2 emissions from forest loss. *Nature Geoscience* 2, 737–738. <https://doi.org/10.1038/ngeo671>
- Veintimilla, D., M. A. Ngo Bieng, D. Delgado, S. Vilchez-Mendoza, N. Zamora, and B. Finegan. 2019. Drivers of tropical rainforest composition and alpha diversity patterns over a 2,520 m altitudinal gradient. *Ecology and Evolution* 9: 5720–30. <https://doi.org/10.1002/ece3.5155>.
- Vicente-Serrano, S. M., J. I. López-Moreno, K. Correa, G. Avalos, J. Bazo, et al. 2017. Recent changes in monthly surface air temperature over Peru, 1964–2014. *International Journal of Climatology* 38: 283–306. <https://doi.org/10.1002/joc.5176>.
- Viola, E., and M. Franchini. 2014. Brazilian climate politics 2005–2012: Ambivalence and paradox. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change* 5: 677–88. <https://doi.org/10.1002/wcc.289>.
- Vourlitis, G. L., A. Zappia, O. Borges Pinto, P. H. Zanella de Arruda, F. B. Santanna, et al. 2019. Spatial and temporal variations in aboveground woody carbon storage for cerrado forests and woodlands of Mato Grosso, Brazil. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 124: 3252–68. <https://doi.org/10.1029/2019JG005201>.
- Vuohelainen, A. J., L. Coad, T. R. Marthews, Y. Malhi, and T. J. Killeen. 2012. The effectiveness of contrasting protected areas in preventing deforestation in Madre de Dios, Peru. *Environmental Management* 50: 645–63. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9901-y>.
- Walker, W. S., S. R. Gorelik, A. Baccini, J. Aragon-Osejo, C. Josse, and C. Meyer. 2019. The role of forest conversion, degradation, and disturbance in the carbon dynamics of Amazon indigenous territories and protected areas. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 117: 1–11. <https://doi.org/10.1073/pnas.1913321117>.
- Wiens, J. J. 2016. Climate-related local extinctions are already widespread among plant and animal species. *PLOS Biology* 14: e2001104. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2001104>
- Williamson, G. B., W. F. Laurance, A. A. Oliveira, P. Delamonica, C. Gascon, et al. 2000. Amazonian tree mortality during the 1997 El Niño drought. *Conservation Biology* 14: 1538–42. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99298.x>.
- Wilson, E. O., and F. M. Peter (eds.). 1988. *Biodiversity*. Washington, DC: National Academy Press.
- World Bank. 2008. World development indicators 2008. Washington, DC. <https://doi.org/10.1596/978-0-8213-7386-6>.
- Zapata, C., J. Robalino, and A. Solarte,. 2015. Influencia del Pago por Servicios Ambientales y otras variables biofísicas y socioeconómicas en la adopción de sistemas silvopastoriles a nivel de finca. *Livestock Research for Rural Development* 27(4). <http://www.lrrd.org/lrrd27/4/zapa27063.html>

3.

Gestión Forestal y Comercio de Productos Forestales

Brent Sohngen

Índice

123 Análisis de Tendencias

- Mercados y Precios de la Madera en Rollo Industrial
- Nuevos Mercados para la Energía de Biomasa
- Certificación Forestal Sostenible
- Tala Ilegal
- Derechos de Propiedad, Gestión Comunitaria y Cambio de Uso de la Tierra
- Productos Forestales no Madereros
- Cambio Climático y Carbono

149 Futuro Potencial de Suministro de Madera

- Modelo Global de Madera
- Escenarios
- Resultados

158 Conclusión

161 Referencias



Gestión Forestal y Comercio de Productos Forestales

Durante los últimos 60 años, la producción de madera en América Latina y el Caribe (ALC) ha crecido sustancialmente a medida que la región se ha convertido en un centro importante en el mercado mundial de la madera. Este crecimiento proviene de la extracción de madera tropical, el desarrollo de la gestión forestal en un área cada vez mayor de bosques de segundo y tercer crecimiento y el establecimiento de plantaciones de madera exótica de rápido crecimiento establecidas únicamente para la producción de madera. Los datos de tendencias históricas sugieren que la producción agregada ha seguido creciendo año tras año, pero el crecimiento futuro depende de muchos factores, incluyendo las tendencias económicas y sociales que influyen en la demanda de productos de madera, cambios de política que alteran los métodos que las personas y las industrias pueden utilizar para gestionar la tierra y el cambio climático y las políticas destinadas a abordarlo.

Además, existe una fuerte interacción entre los productos forestales y los resultados ambientales, en particular aquellos relacionados con el hábitat forestal, la biodiversidad y el gran sumidero de carbono en ALC. Se han probado numerosas políticas en un esfuerzo por preservar o proteger los hábitats boscosos y los sumideros de carbono de la región, y muchas de estas políticas han interactuado con los mercados de madera. Este capítulo examina varios de estos temas de políticas—gestión forestal sostenible, tala ilegal, energía de biomasa, política de carbono y el papel de los productos forestales no maderables—para comprender mejor cómo pueden influir en la producción de madera y la gestión forestal.

El capítulo comienza presentando datos sobre las principales tendencias y sus implicaciones para la gestión forestal y el comercio en la región. Luego, el Modelo Global de Madera (Daigneault et al. 2008; Sohngen et al. 1999; Tian et al. 2018) proporciona un análisis de políticas, evaluando cómo los cambios en las tendencias podrían afectar la gestión forestal y la producción de madera en la región. Finalmente, el trabajo recomienda varias líneas de acción.

El análisis ilustra que la producción de madera en ALC ha aumentado más rápidamente que el promedio mundial en los últimos 50 años, y el aumento ha sido más pronunciado en tres países—Brasil, Chile y Uruguay—principalmente debido a su expansión en plantaciones de madera de rápido crecimiento desde la década de 1970. No solo ha aumentado el área de plantaciones, sino que las inversiones han permitido que también aumente el rendimiento de las plantaciones. Sin embargo, el crecimiento de los precios de la madera se ha moderado a nivel mundial, lo que ha ejercido presión económica sobre estas plantaciones. Para seguir creciendo, el sector de plantaciones de ALC debe identificar formas de reducir los costos de establecimiento y gestión.

Un nuevo mercado que podría influir en los precios futuros de la madera es el de la bioenergía, dado que la energía de biomasa a base de madera se considera neutra en carbono.

El análisis discute algunas de las tendencias en energía renovable en ALC y, en particular, en países con importantes recursos de plantaciones. Aunque existe un mercado creciente para la bioenergía renovable en la Unión Europea, Estados Unidos ha proporcionado una gran parte de este recurso y es un competidor importante para este mercado. Sin embargo, las plantaciones de bosques de ALC tienen oportunidades de competir en este mercado tanto a nivel nacional como en Europa y Asia.

Una tendencia importante en la gestión forestal en los últimos 30 años ha sido el surgimiento y expansión de la gestión forestal sostenible a nivel mundial. El análisis concluye que, si bien la gestión forestal sostenible se ha expandido sustancialmente en todo el mundo, representando ahora el 36 por ciento de la extracción de madera a nivel mundial, cubre una cantidad relativamente modesta de tierra en ALC y representa una pequeña proporción de la extracción. Los costos de obtener la certificación en relación con el mercado o los beneficios financieros probablemente tengan una expansión limitada en esta región, pero la distribución de los derechos de propiedad en la región es otro factor probable. El área de tierras forestales certificadas es actualmente pequeña, pero los esfuerzos para frenar el cambio climático podrían fomentar la expansión en el futuro.

Se ha expresado una preocupación considerable sobre el papel de la tala ilegal en el comercio de madera y la deforestación. Potencialmente equivale al 80 por ciento de la madera extraída en algunos países de ALC, pero la mayor parte de esta madera ingresa a los mercados y brinda beneficios a los consumidores. Las principales pérdidas de eficiencia son las externalidades que pueden exacerbarse cuando la tala se produce ilegalmente: por ejemplo, cuando se desmonta un terreno para otro propósito o cuando especies, como la caoba, se cosechan y exportan ilegalmente. Pueden producirse ineficiencias adicionales si los precios de la madera se reducen por la tala ilegal, desincentivando así la tala legal.

Las tendencias recientes han ampliado los derechos de propiedad sobre las tierras forestales en toda la región. Evidencia considerable de muchos estudios diferentes sugiere que los derechos de propiedad combinados con la gestión forestal comunitaria pueden ayudar a reducir la deforestación y aumentar las reservas forestales. Sin embargo, es menos seguro que los derechos de propiedad y la gestión forestal comunitaria aumenten los ingresos, aunque algunos estudios individuales han encontrado efectos positivos. La gestión comunitaria combinada con los derechos de propiedad parece brindar opciones para una extracción más generalizada de productos forestales no maderables, además de madera.

Los productos forestales no maderables contribuyen a los medios de subsistencia, los estilos de vida y las comunidades en toda América Latina y el Caribe. La literatura sugiere que la extracción de productos forestales no maderables es sostenible, pero falta evidencia de que estos reducen la pobreza o aumentan significativamente los ingresos cuando no están vinculados a la producción de madera de los mismos bosques. Existen datos sobre la producción de productos forestales no maderables para algunas categorías, pero los datos anuales sobre la producción, así como la información del inventario, aclararían las tendencias, oportunidades y desafíos para la sostenibilidad económica y ambiental.

El cambio climático presenta tanto amenazas como oportunidades para los bosques y los silvicultores de ALC. Una amenaza es el secado potencial en partes de la cuenca del Amazonas, combinado con un aumento de los incendios forestales naturales. Los estu-

La producción de madera industrial ha aumentado del 3 por ciento de la producción total mundial en la década de 1960 a casi el 13 por ciento en 2017.

(FAOSTAT 2019). La mayor parte de este aumento se produjo en tres países: Brasil, Chile y Uruguay.

dios económicos que han combinado modelos dinámicos de vegetación global con modelos económicos han demostrado que la producción de madera de ALC probablemente aumentará durante los próximos 30 a 80 años como resultado del cambio climático, con factores que mejoran el crecimiento que superan a los que aumentan la actividad de los incendios. Esto sugiere que, si los gobiernos de la región desarrollan políticas para aumentar el carbono forestal con fines de mitigación, estos bosques estarán bien preparados para proporcionar servicios de carbono en el futuro previsible. Sin embargo, el aumento del potencial de muerte regresiva en el este de la Cuenca del Amazonas presenta cierto riesgo para las proyecciones de secuestro de carbono.

Análisis de Tendencias

Mercados y Precios de la Madera en Rollo Industrial

Esta sección se centra en el estado actual de la producción industrial de madera en América Latina y el Caribe y los efectos de diversos factores de oferta y demanda en la producción. Actualmente, la región produce alrededor de 240 millones de metros cúbicos de los 1.907 millones de metros cúbicos del producto total de madera industrial del mundo, en 880 millones de hectáreas de tierras forestales (Tabla 1). Estos bosques generan alrededor de \$23.000 millones por año en rentas forestales, lo que equivale al 0,4 por ciento del producto interno bruto (PIB) total de la región, y alrededor de \$27 por hectárea de bosque. La producción de madera industrial ha aumentado del 3 por ciento de la producción total mundial en la década de 1960 a casi el 13 por ciento en 2017 (FAOSTAT 2019). La mayor parte de este aumento se produjo en tres países: Brasil, Chile y Uruguay.

	Producción¹ (1000 m³)	Renta² (porcentaje del PIB)	Renta		Superficie total¹ de bosque (1000 ha)	Área de bosque plantado¹ (1000 ha)
			Millones \$	(\$/ha)		
El Caribe						
Aruba	-	0.00	\$0.1	\$216	0.4	0.0
Bahamas	17	0.02	\$1.6	\$3	515.0	0.0
Barbados	6	0.01	\$0.6	\$102	6.3	0.0
Cuba	611	0.09	\$65.1	\$20	3,200.0	556.0
República Dominicana	55	0.06	\$43.9	\$22	1,983.0	119.0
Haití	239	1.24	\$98.9	\$1,019	97.0	32.0
Jamaica	151	0.23	\$32.0	\$96	335.2	6.9
Trinidad y Tobago	167	0.06	\$12.6	\$54	234.5	11.2
Subtotal, Caribe	1,246	0.12	\$254.9	\$40	6,371.4	725.2
América Central						
Belice	41	0.43	\$6.8	\$5	1,366.3	2.4
Costa Rica	1,223	1.18	\$568.7	\$206	2,756.0	17.6
El Salvador	682	0.94	\$206.8	\$780	265.0	16.2
Guatemala	654	1.23	\$647.3	\$183	3,540.0	185.0
Honduras	493	1.62	\$331.8	\$72	4,592.0	0.0
México	7,955	0.16	\$2,062.1	\$31	66,040.0	87.0
Nicaragua	118	2.01	\$250.9	\$81	3,114.0	48.0
Panamá	267	0.10	\$46.9	\$10	4,617.0	80.4
Subtotal, América Central	11,432	0.28	\$4,121.3	\$48	86,290.3	436.6
América del Sur						
Argentina	12,682	0.08	\$376.4	\$14	27,112.0	1,202.0
Bolivia	953	0.47	\$130.1	\$2	54,764.0	26.0
Brasil	145,102	0.62	\$14,056.3	\$28	493,538.0	7,736.0
Chile	45,987	0.56	\$1,521.3	\$86	17,735.0	3,044.0
Colombia	2,729	0.18	\$678.8	\$12	58,501.7	70.9
Ecuador	2,440	0.36	\$316.1	\$25	12,547.9	55.2
Guyana Francesa	84	--	\$0.0	\$0	8,130.0	0.7
Guyana	401	7.22	\$215.6	\$13	16,526.0	0.0
Paraguay	4,044	1.55	\$559.6	\$37	15,323.0	98.0
Perú	1,076	0.19	\$370.8	\$5	73,973.0	1,157.0
Surinam	860	1.73	\$78.5	\$5	15,332.0	13.0
Uruguay	13,330	1.60	\$792.7	\$430	1,845.0	1,062.0
Venezuela	1,317	--	\$0.0	--	46,683.0	0.0
Subtotal, América del Sur	231,004	0.50	\$19,096.1	\$23	842,010.6	14,464.8
Total América Latina	243,683	0.43	\$23,472.3	\$25	934,672.3	15,626.6

Tabla 1. Producción Reciente de Madera Industrial, Rentas Forestales, Superficie Forestal Total y Superficie Forestal Plantada, por País

¹Datos de la FAO (2015). ² Datos del Banco Mundial (2019).

La región produce madera industrial para la exportación y los mercados nacionales y representa el 13 por ciento del mercado total de madera industrial del mundo (FAOSTAT 2019). La extracción de especies no coníferas representa la mayor parte de la producción total (62 por ciento) en la región. Una región competidora importante para la madera tropical no conífera es el sudeste asiático (Figura 1). La producción total de madera industrial ha crecido más rápidamente en ALC que en el sudeste asiático desde la década de 1960, pero la ventaja competitiva de la que disfrutó ALC desde la década de 1970 hasta principios de la de 2000 parece haberse erosionado en los últimos 15 a 20 años (Figura 1). Este cambio puede estar relacionado con la creciente demanda de recursos de China después de que el país ingresó a la Organización Mundial del Comercio (OMC) en 2001 y su proximidad al sudeste asiático.

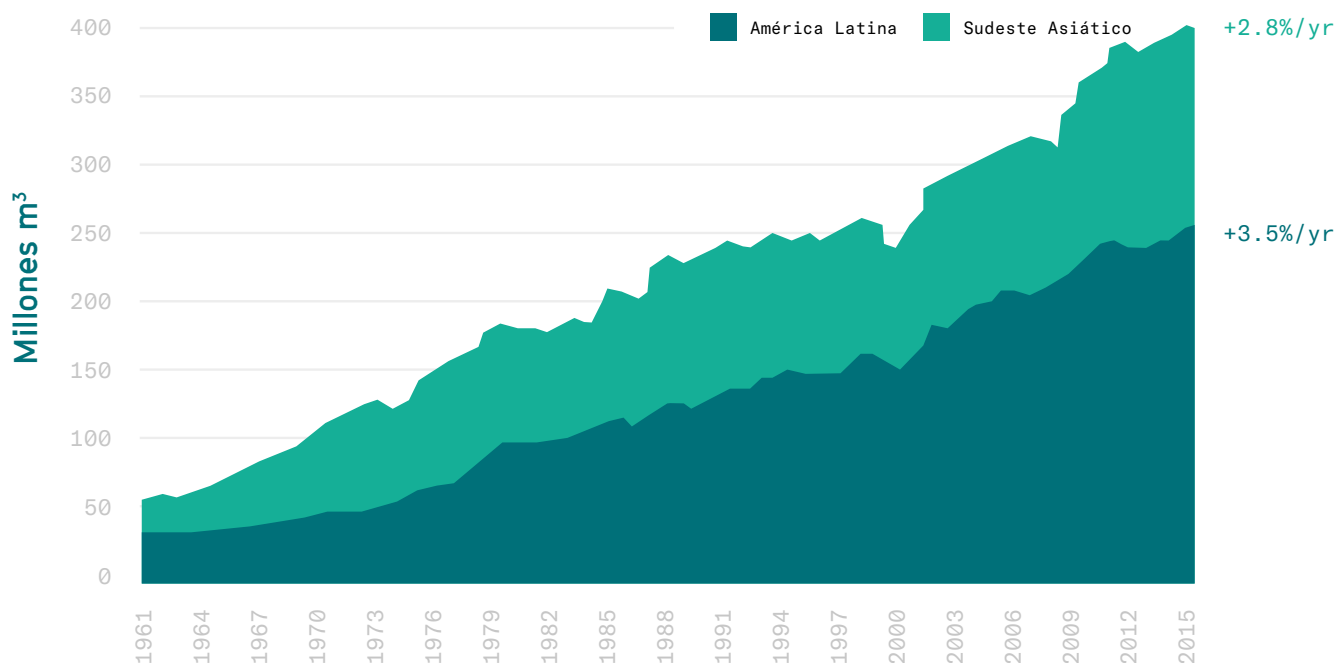


Figura 1. Producción de Madera Industrial en ALC y el Sudeste Asiático, 1961-2015

Source: FAOSTAT (2019).

Brasil ha experimentado el mayor aumento absoluto en la producción de madera industrial de cualquier país de la región durante los últimos 50 años (Figura 2), con los mayores avances en madera no conífera. La producción de madera industrial aumentó en un 3,8 por ciento anual entre 1960 y 2018, solo un poco más lentamente que el aumento del 3,9 por ciento anual del PIB de Brasil durante el mismo período (Banco Mundial 2019). El crecimiento económico de Brasil, la economía más grande de la región, ha influido en el crecimiento de la gestión forestal y, sin duda, ha tenido efectos similares en otros países de la región.

Chile y Uruguay también experimentaron grandes aumentos en la producción y los mayores aumentos proporcionales en la producción de madera industrial (Figura 2). El aumento de la producción de madera de Chile se inició en la década de 1980; Uruguay comenzó a expandir la producción de manera significativa a principios de la década de 2000. Mientras que la expansión de la producción en Brasil se debe al aumento de la extracción tanto en sitios intensivos (plantaciones) como extensivos (bosques naturales), el aumento de la producción en Chile y Uruguay se relaciona principalmente con la expansión de las plantaciones madereras (Figura 3). Uruguay aumentó su área de bosques plantados de 200.000 hectáreas a más de un millón de hectáreas entre 1990 y 2015, y Chile casi duplicó su área de plantaciones, de 1,7 millones de hectáreas a más de 3 millones de hectáreas, entre 1990 y 2015.¹

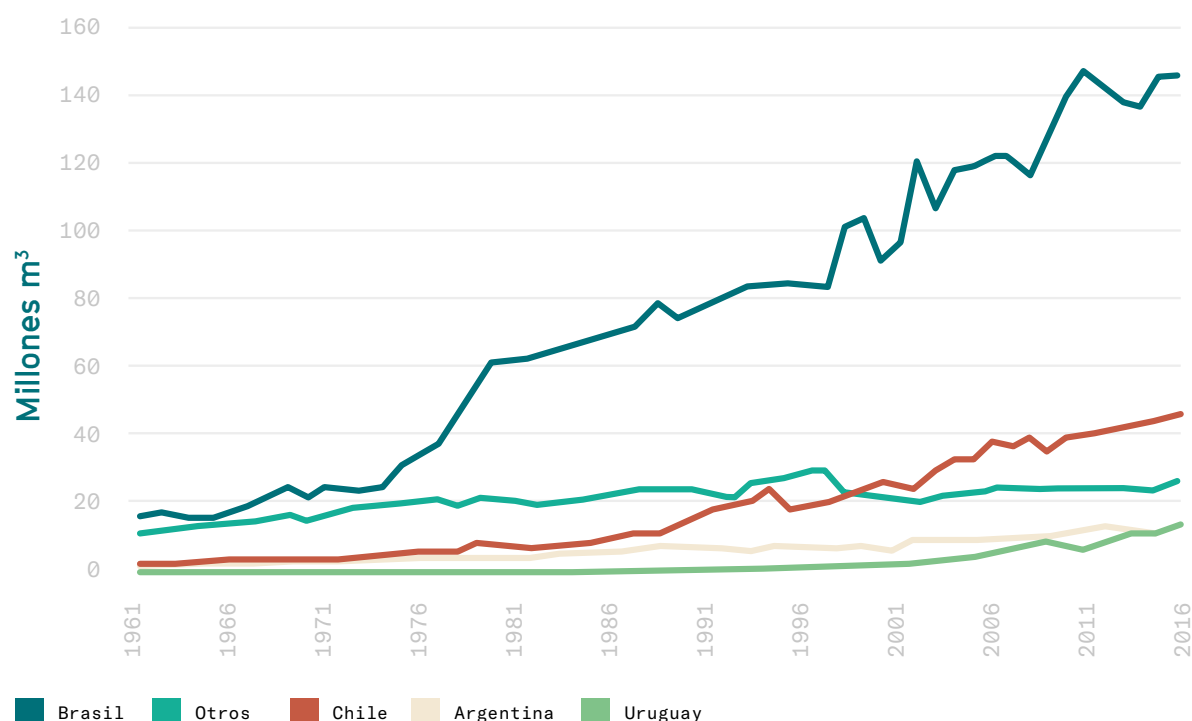


Figura 2. Producción de Madera Industrial en ALC, 1961-2016

Fuente: FAOSTAT (2019).

Esta sección se centra en los beneficios económicos de las plantaciones; sin embargo, se han planteado numerosas preocupaciones sobre las plantaciones, incluyendo la conversión de la tierra natural, el uso del agua y la biodiversidad. Véase Miranda et al. ⁽²⁰¹⁷⁾ y Putz y Romero ⁽²⁰¹⁴⁾ para una discusión de estos temas. El papel de las plantaciones en la captura de carbono forestal ha sido positivo durante el siglo pasado (Mendelsohn y Sohngen ²⁰¹⁹).

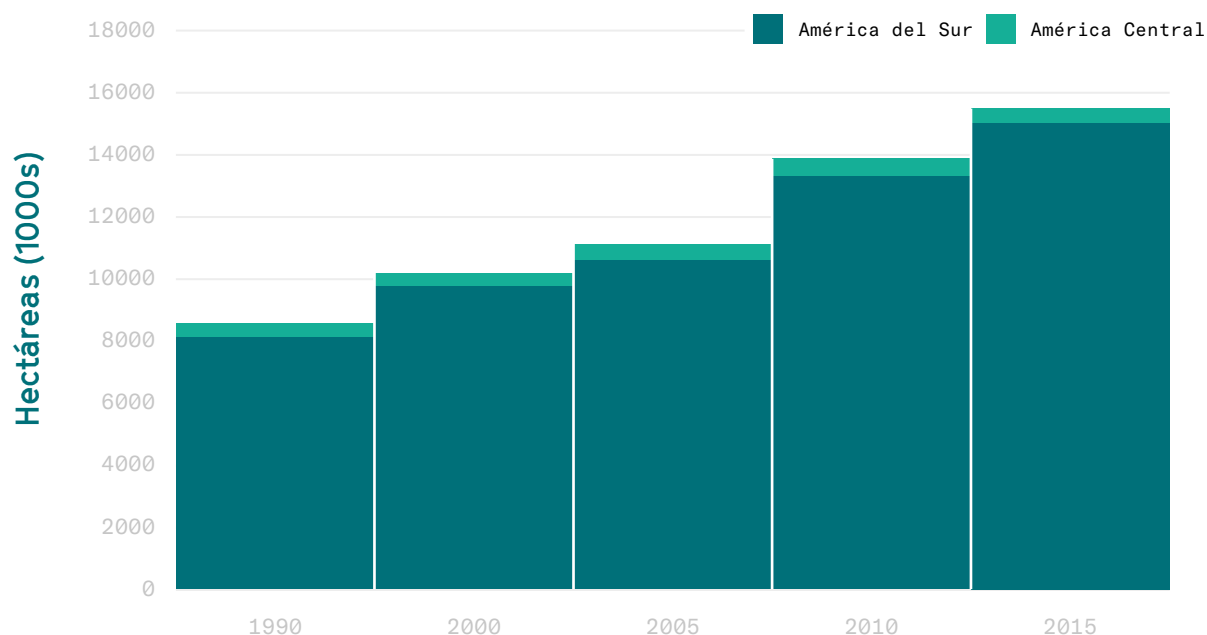


Figura 3. Área de Bosques Plantados en América Central y del Sur, 1990–2015.

Fuente: MacDicken et al. (2016).

Como resultado de las grandes inversiones en plantaciones en Uruguay y Chile,² la participación de estos países en la producción total de madera industrial de la región ha aumentado del 1% y 13% en 1965 al 5% y 20% en 2015, respectivamente. Al mismo tiempo, Brasil ha aumentado la producción de madera industrial y ahora representa casi dos tercios de toda la producción de madera en América del Sur. Curiosamente, a medida que el área de plantaciones se ha expandido en América del Sur, el área de plantación se ha contraído en América Central, según MacDicken et al. (2016). Aunque el área de plantaciones ha disminuido en América Central, las plantaciones de teca parecen seguir siendo rentables allí (Kollert y Cherubini 2012) y pueden haber incentivado un aumento en el valor de las exportaciones de productos de madera durante los últimos 10 a 20 años.

Uno de los factores generadores del aumento de las superficies de plantaciones ha sido el aumento a largo plazo de los precios de los productos madereros. La Figura 4 presenta dos series de precios a largo plazo para las maderas blandas y duras de EE.UU., los cuales experimentaron un largo período de presión alcista.³ Sin embargo, los precios de la madera blanda de EE.UU., se estabilizaron e incluso disminuyeron en términos reales. Los precios de exportación de madera en rollo para América Latina y el Caribe cayeron en términos reales desde la década de 1960 hasta principios de la década de 2000 y luego experimentaron un fuerte aumento. La Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO por

² Estas inversiones incluyeron subsidios de gobiernos cuyo objetivo era crear un sector de productos de madera más grande (véase, por ejemplo, Clapp 1995).

³ Los precios estadounidenses se utilizan a modo de comparación por tres razones. Primero, los datos a largo plazo están fácilmente disponibles y publicados. En segundo lugar, Estados Unidos representó una parte importante de la demanda mundial de madera industrial durante el período considerado. En tercer lugar, aunque el mercado de la madera es mundial, Estados Unidos es el centro de mayor demanda más cercano fuera de América Latina.

sus siglas en inglés) y la Organización Internacional de las Maderas Tropicales solo informaron precios diferenciales para los tipos de coníferas y no coníferas desde 1990, y los precios de las coníferas se muestran de 1990 a 2016. Han fluctuado sustancialmente durante este período de tiempo, sin una fuerte tendencia al alza o a la baja.

Un factor generador adicional del aumento en el área de plantación ha sido el retorno sobre la gestión (Cubbage et al. 2009; Sedjo 2015). Aunque las plantaciones requieren importantes inversiones iniciales, estas inversiones generalmente han dado sus frutos con el tiempo debido al crecimiento relativamente rápido de los árboles y la capacidad de los administradores para mejorar el valor de la producción. Las plantaciones también pueden ubicarse junto con las instalaciones de procesamiento, lo que ayuda a reducir los costos de transporte. El valor económico de las plantaciones fue descrito por Sedjo (2015) y más ilustrado en Cubbage et al. (2010). Sohngen y Tian (2016) utilizaron estos dos estudios para mostrar que los rendimientos de pino y eucalipto en las plantaciones de América del Sur aumentaron entre un 1,0 y un 2,1 por ciento por año durante un período de 20 años. Estas tasas de aumento de rendimiento superaron las tasas observadas en otros países o regiones.

Como resultado de esta inversión en plantaciones, la región ha aumentado la producción de pasta en un 7 por ciento anual, una tasa más rápida que el promedio mundial. Su producción de pasta aumentó del 2 al 3 por ciento de la producción mundial total de madera para pasta en la década de 1960 a casi el 20 por ciento en 2017. Gran parte de este aumento se ha producido a expensas de la producción en Estados Unidos y Europa, que representan una proporción menor de la producción mundial. El sudeste asiático ha aumentado la producción más rápidamente, pero está por detrás de ALC en términos de producción total.

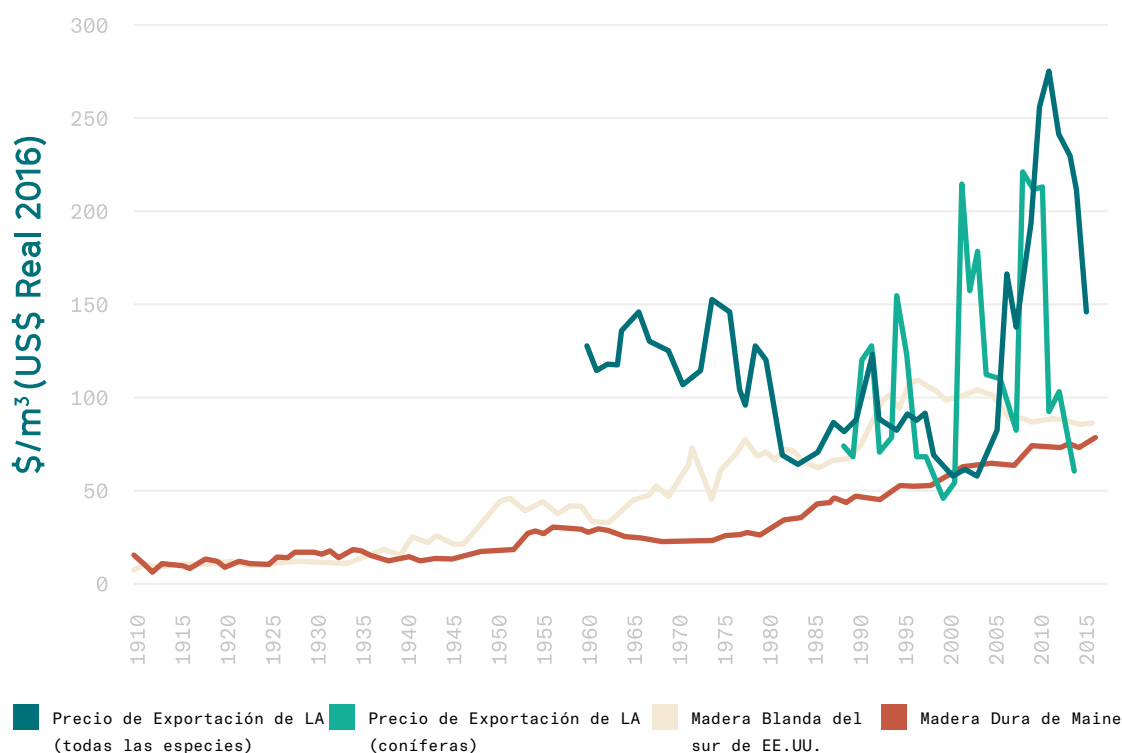


Figura 4. Precios para las Exportaciones de Madera de ALC, Derechos de Tala de Madera Blanda del Sur de EE.UU., y Derechos de Tala de Madera Dura de Maine, 1910-2015

Una parte cada vez mayor del valor comercial de ALC se ha trasladado recientemente a China (Figura 5). En Brasil, el valor nominal de los productos de madera exportados a China ha aumentado en un 17 por ciento anual desde finales de la década de 1990, mientras que el valor nominal de los productos de madera exportados a otras regiones aumentó sólo en un 4,8 por ciento anual. Chile experimentó cambios similares, donde el valor nominal de las exportaciones a China aumentó en un 11 por ciento anual, pero solo en un 5 por ciento anual para las exportaciones a otras regiones. China representa ahora el 30 por ciento del valor de los productos forestales exportados desde Brasil y Chile, subiendo desde un 3 por ciento en Brasil y un 11 por ciento en Chile en 1997 (FAOSTAT 2019).

En resumen, varios factores importantes del mercado han influido en los mercados de madera en rollo industrial en América Latina. En primer lugar, hay dos factores de demanda: el aumento de la demanda después de que China ingresó a la OMC en 2001, y la caída del mercado inmobiliario estadounidense después de 2006. En segundo lugar, las continuas inversiones en plantaciones de rápido crecimiento, como en Brasil, Chile y Uruguay, han ayudado a Chile y Uruguay en particular a aumentar su producción de madera en rollo industrial. A medida que la producción se ha expandido, las exportaciones se han trasladado de América del Norte y Europa a China.

Un factor que contribuyó a la expansión de las plantaciones en América Latina y el Caribe, así como a nivel mundial, ha sido el aumento a largo plazo de los precios de la madera, como resultado de la disminución del acceso a los recursos madereros de bosques primarios en muchas partes del mundo. Este aumento de los precios se ha moderado en los últimos 30 años, y las reservas renovables de plantaciones forestales ahora constituyen una parte cada vez mayor del suministro mundial de madera (Daigneault et al. 2008). Hemos entrado en un período en el que la producción industrial de madera es renovable a nivel mundial (Mendelsohn y Sohngen 2019).

Sin embargo, es posible que los aumentos históricos de los precios de la madera que han caracterizado gran parte del siglo pasado no continúen. Un crecimiento más lento de los precios afectaría la rentabilidad de las plantaciones madereras, donde el aumento de los precios ha fomentado la expansión. Esto sugiere que el crecimiento continuo de la producción de las plantaciones dependerá cada vez más de una mayor productividad—ya sea reduciendo los costos o aumentando la producción—para mantener su viabilidad económica. Los esfuerzos para reducir los costos y aumentar la producción podrían tener beneficios generalizados en la región, lo que podría estimular inversiones adicionales en países que aún no se han centrado en las plantaciones.

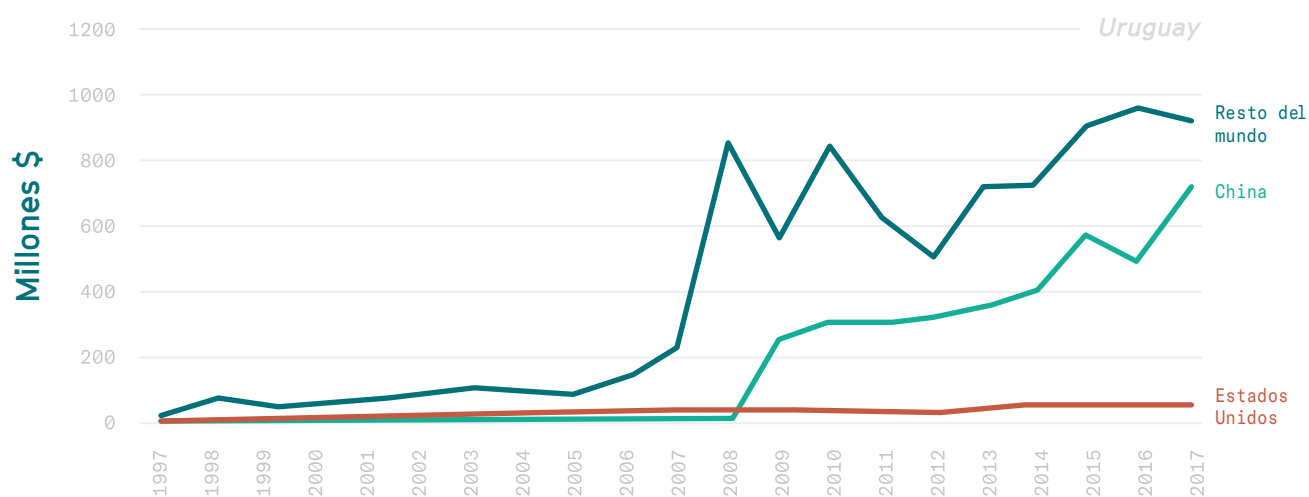
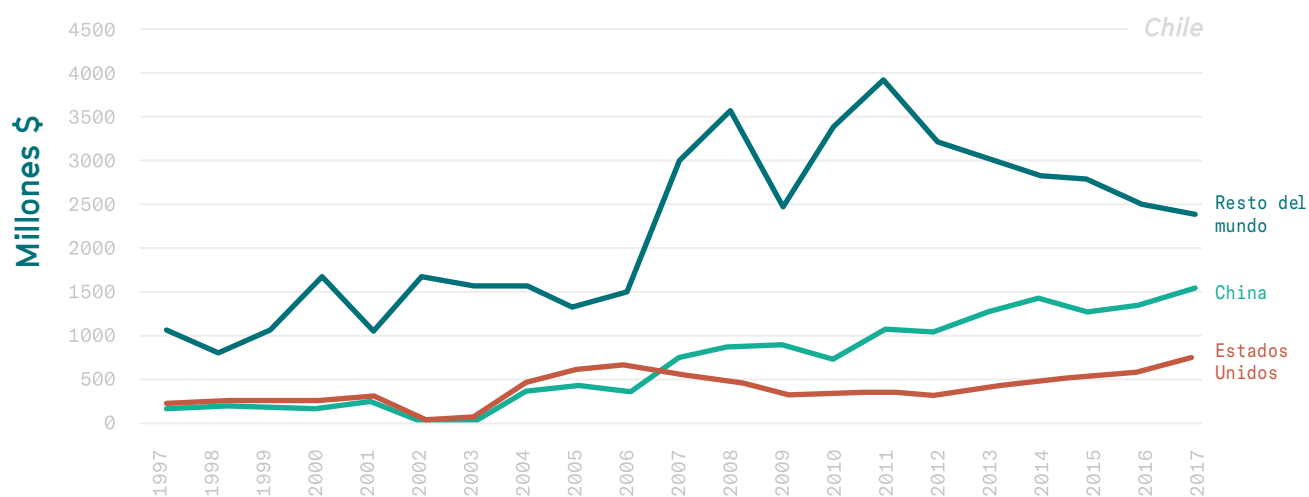
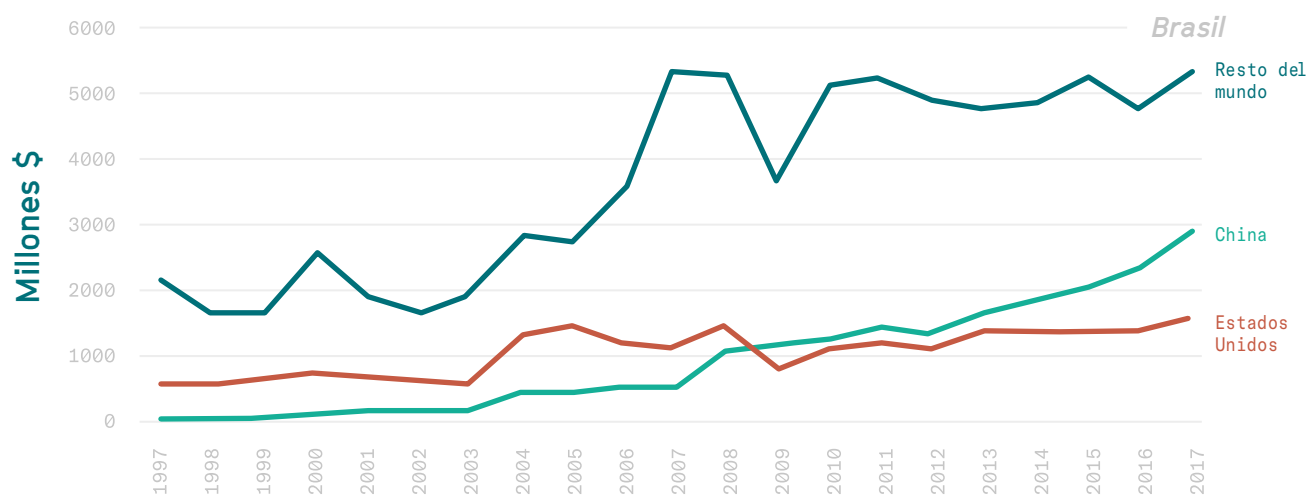


Figura 5a. Valor de las Exportaciones de Productos Forestales de Brasil, 1997–2017. Fuente: FAOSTAT (2019).

Figura 5b. Valor de las Exportaciones de Productos Forestales de Chile, 1997–2017. Fuente: FAOSTAT (2019).

Figura 5c. Valor de las Exportaciones de Productos Forestales de Uruguay, 1997–2017. Fuente: FAOSTAT (2019).

Nuevos Mercados para la Energía de Biomasa

La demanda de bioenergía, en forma de biocombustibles y leña, ha tenido una fuerte influencia en los activos relacionados con la tierra en los últimos años. Esto es especialmente cierto en los mercados de la madera, donde algunos países tienen directrices de políticas explícitas para el uso de productos de madera para satisfacer las necesidades energéticas, bajo el supuesto de que la madera es neutra en carbono. Es útil considerar cómo el uso ampliado de la madera como insumo en los mercados de energía podría afectar los mercados regionales de madera. La producción de energía de biomasa de ALC se concentra en tres países, Brasil, Uruguay y Chile, debido a sus inversiones históricas en plantaciones forestales, así como en la producción de madera para pasta. El licor negro, un subproducto del proceso de extracción de pasta de celulosa, se puede utilizar en la producción de energía. Muchas plantas de pasta de celulosa a gran escala tienen calderas y generadores en sus instalaciones que queman desechos de madera para generar energía. En los últimos años, se ha utilizado una variedad más amplia de insumos de madera para producir energía de biomasa en los mercados europeos. Este mercado está comenzando a crecer en Asia y, en particular, en Corea del Sur.

Brasil obtiene una gran parte de los combustibles para el transporte en forma de etanol, pero el uso de biomasa en el sector eléctrico se ha expandido y ahora proporciona alrededor del 9 por ciento de la producción de electricidad (BP 2019). Los insumos de combustible son en gran parte producto de desecho de la producción de etanol (bagazo, 17 por ciento de la producción nacional de energía) y producción de pasta de celulosa (licor negro, 6 por ciento), pero también incluye carbón vegetal y madera en uso directo (8 por ciento) (Oficina de Investigación de Energía 2018).

Otro gran productor de productos de madera, Uruguay, ha aumentado la producción de energía de biomasa desde principios de la década de 2000 al 18 por ciento de la producción de electricidad (MIEM 2017). La mayor parte de este aumento en el uso proviene de la nueva capacidad instalada de calderas para utilizar residuos de licor negro de la industria de la madera para pasta. La producción de madera para pasta ha aumentado en un 14 por ciento anual en Uruguay desde principios de la década de 2000, constituyendo una rica fuente de material de desecho para la producción de bioenergía. Como resultado, para el año 2017, Uruguay había eliminado efectivamente el uso de fueloil como fuente marginal de producción de electricidad (MIEM 2017). La leña y el carbón vegetal también siguen siendo fuentes relativamente importantes de entrada de energía, tanto para la industria como para los hogares. Sin embargo, los datos de energía de Uruguay indican una competencia cada vez mayor con una fuente de energía renovable, la energía eólica.

En los últimos años, Chile también ha experimentado un aumento en la producción de energía de biomasa, que ahora representa alrededor del 3 por ciento de la producción total de electricidad (Ministerio de Energía 2018; Rodríguez-Monroy et al. 2018). Al igual que en Uruguay, los principales insumos para la producción de electricidad con biomasa parecen ser los residuos de la producción de madera para pasta

La producción de energía con biomasa de ALC se centra en tres países, Brasil, Uruguay y Chile, debido a sus inversiones históricas en las plantaciones forestales, así como la producción de madera para pasta.

(Rodríguez-Monroy et al. 2018), aunque existe potencial para el uso directo de residuos forestales en la producción de energía de biomasa.

Una cuestión que impulsará el consumo interno de material de madera para la producción de electricidad es si la madera se considera neutra en carbono (véase revisión de Khanna et al. 2017)—un tema de considerable discusión internacional. El Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC) asume actualmente que la biomasa utilizada para la producción de electricidad es neutra en carbono y, por lo tanto, los países pueden utilizar la electricidad de biomasa para ayudar a cumplir sus contribuciones determinadas a nivel nacional al Acuerdo de París. Los tres países discutidos anteriormente informan que la electricidad producida con insumos de biomasa es renovable y, por lo tanto, neutra en carbono.

La demanda de energía de biomasa está aumentando tanto a nivel mundial como a nivel nacional (Irlanda 2018). Estados Unidos ha desarrollado un mercado de exportación de pellets de madera, y las exportaciones de pellets a la Unión Europea aumentaron más del 70 por ciento de 2013 a 2017 (Irlanda 2018). Las exportaciones mundiales han aumentado más del 50 por ciento durante el mismo período (Irlanda 2018), impulsadas en gran medida por la demanda en la Unión Europea, especialmente el Reino Unido, así como Dinamarca, Bélgica y Corea del Sur. América Latina y el Caribe no han participado de manera significativa en estos mercados hasta la fecha, sin grandes inversiones en plantas de pellets de madera. Sin embargo, como señala Schmid (2017), los países con inversiones significativas en plantaciones, Brasil en particular, tienen costos de producción de troncos de madera para pasta relativamente bajos y, por lo tanto, podrían estar en condiciones de atraer inversiones en esta área.

El avance de la energía de biomasa dependerá de cómo la Unión Europea, Asia y los Estados Unidos traten los suministros de energía de biomasa tanto nacionales como importados. La Unión Europea ha sido el mayor consumidor de pellets de madera para la producción de bioenergía y, aunque los países miembros pueden continuar promoviendo la biomasa como fuente de energía, también pueden permitir o no su importación. Corea del Sur también ha aumentado la demanda de energía de biomasa y está importando cantidades cada vez mayores; la política en Asia podría tener una influencia importante. Si la energía de biomasa se considera en última instancia neutra en carbono, un factor secundario será la competencia de otras fuentes renovables. Los costos de la energía eólica y solar se han reducido drásticamente en los últimos años, y estas fuentes de electricidad han crecido sustancialmente a nivel mundial. Por lo tanto, la evolución del costo nivelado de la energía para estas fuentes ayudará a determinar la demanda de dendroenergía.

La certificación forestal en América Latina y el Caribe ha quedado rezagada con respecto al resto del mundo. Con un 1.5 1,5 a un 1,6 por ciento del total de bosques, la proporción de la superficie forestal con certificación también está muy por detrás del 13 por ciento de la región de la extracción de madera industrial a nivel mundial.

Certificación Forestal Sostenible

La certificación para la gestión forestal sostenible implica desarrollar planes que reduzcan el impacto de la explotación en los ecosistemas forestales. Los principales grupos de certificación—iniciativas voluntarias y aquellas impulsadas en gran medida por los consumidores—se han expandido a nivel mundial, según la FAO (MacDicken et al. 2016), para cubrir más de 415 millones de hectáreas, o alrededor del 12 por ciento de la superficie forestal mundial. La FAO (2018) informa que 15 millones de hectáreas de bosques de ALC se encuentran bajo manejo forestal sostenible (Figura 6), lo que equivale al 1,5 por ciento del área forestal en América Central y al 1,6 por ciento del área forestal en América del Sur.

El crecimiento de la certificación forestal en ALC puede afectar la extracción de madera industrial y otros resultados forestales en la región. Dos organizaciones que llevan a cabo la certificación a nivel mundial son el Forest Stewardship Council (FSC) y el Program for the Endorsement of Forest Certification (PEFC - Programa para el Reconocimiento de Certificación Forestal). La FAO (2015) reporta datos por país, pero alrededor del 28 por ciento del área total certificada de la región está certificada por ambas organizaciones. Los datos a nivel de país se pueden obtener de las organizaciones individuales (FAO 2015) pero no se muestran aquí.

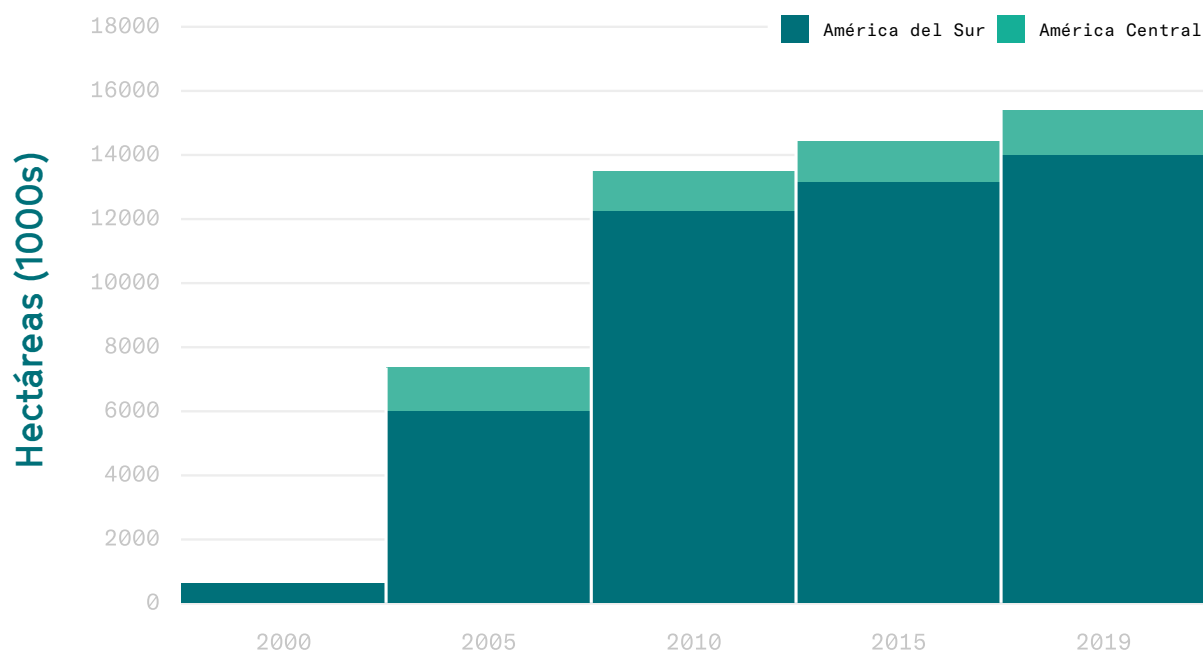


Figura 6. Área de bosques con certificación FSC o PEFC en América Latina y el Caribe, 2000–2019

Fuentes: FAO (2018); MacDicken et al. (2016).

Los programas de certificación forestal comenzaron como esfuerzos voluntarios para incentivar a los profesionales de la silvicultura de campo a adoptar prácticas de extracción menos dañinas. En algunos lugares, esto podría significar reducir el tamaño de la tala indiscriminada o eliminarla por completo; en otros lugares, podría significar reducir la cantidad de daños colaterales causados por la tala, como minimizar el tamaño de las pistas de arrastre y las áreas de descarga y depósito y realizar otras prácticas para reducir las pérdidas de biomasa. Para obtener la certificación, los propietarios de tierras deben desarrollar planes que cumplan con ciertos criterios, implementar estos planes de gestión y someterse a auditorías por parte de un grupo de certificación. La certificación implica costos de desarrollar los planes de gestión, cambiar las operaciones, documentar los resultados y contratar auditores. Cubbage et al. (2009) estimaron los costos en las Américas en \$6,40 a \$40 por hectárea por año para propiedades pequeñas y \$0,07 a \$ 0,50 por hectárea por año para propiedades más grandes.

No obstante, las empresas pueden buscar la certificación para recibir dos beneficios generales: acceso al mercado y primas en el precio (Rametsteiner y Simula 2003; Siry et al. 2005). La evidencia actual sugiere que el acceso al mercado es el beneficio más valioso (Cubbage et al. 2009). Con la certificación FSC, las empresas tienen acceso a una gama más amplia de clientes y mercados que de otro modo no tendrían. Los propietarios de tierras que pasan a formar parte de una cadena de suministro con protocolos de cadena de custodia, desde la materia prima hasta el procesamiento en productos forestales, pueden beneficiarse de la estabilidad de la demanda, especialmente si pueden convertirse en proveedores preferidos. Sin embargo, se ha descubierto que las primas en el precio de la madera certificada son bastante modestas para los propietarios de tierras. Los estudios de disposición a pagar han encontrado primas en el rango del 5 al 40 por ciento (Yamamoto et al. 2014), pero la evidencia empírica de los mercados sugiere que la prima real es menor, en el rango del 1 al 4 por ciento, al menos en la etapa de cálculo de los derechos de tala (Yamamoto et al. 2014). Un estudio anterior de Kollert y Lagan (2007) encontró que la madera tropical certificada exportada desde Malasia obtuvo ventajas de precio significativas, de hasta el 57 por ciento; sin embargo, una revisión de los estudios de Blackman y Rivera (2011) no encontró evidencia de grandes beneficios de la certificación forestal para los productores.

La certificación forestal en América Latina y el Caribe ha quedado rezagada con respecto al resto del mundo. Con un porcentaje del 1,5 al 1,6 por ciento del total de bosques, la proporción de la superficie forestal con certificación también está muy por debajo del 13 por ciento de la región de la extracción de madera industrial a nivel mundial. Las razones de esta diferencia incluyen la distribución de los derechos de propiedad sobre las tierras forestales y los costos y beneficios. Los esfuerzos para expandir los derechos de propiedad podrían aumentar el área de tierra con certificación en la próxima década. Por ejemplo, en la Reserva de la Biosfera Maya de Guatemala, las concesiones forestales deben estar certificadas por el FSC para obtener los derechos de gestión de bosques y mantener las concesiones. Este modelo puede ser bastante específico para el caso de las concesiones en la Reserva de la Biosfera Maya, pero los derechos son un precursor importante para las inversiones en certificación.

Un factor que puede contribuir a los esfuerzos de certificación adicionales es el cambio climático. Las prácticas de tala de impacto reducido reducen las emisiones de carbono causadas por el daño a áreas no taladas (Pearson et al. 2014). Debido a que la extracción de madera sostenible reduce las emisiones de carbono forestal de los sitios de tala en comparación con otras prácticas (por ejemplo, Griscom et al. 2014; Nasi et al. 2011; Putz et al. 2012; Roopsind et al. 2018), una implementación más generalizada de estas prácticas podría proporcionar beneficios a la atmósfera a largo plazo. El plan forestal nacional de Guyana 2018, por ejemplo, incluye explícitamente el objetivo de reducir las emisiones de carbono al exigir a los grandes concesionarios que utilicen la tala de impacto reducido y obtengan una verificación de terceros. Varios sistemas voluntarios de acreditación de carbono han aprobado métodos para contabilizar y verificar las ganancias de carbono asociadas con la tala de impacto reducido, lo que sugiere que, si el valor de la captura de carbono aumenta, o si los mercados de carbono se expanden, los países de ALC pueden ver más esfuerzos para expandir los programas de certificación que promueven la tala de impacto reducido. Aunque la certificación proporciona beneficios de carbono al reducir las emisiones de la extracción, la literatura no es concluyente sobre si la certificación aumenta las existencias de carbono al reducir la deforestación (véase Blackman et al. 2018; Blackman y Rivera 2011; Burivalova et al. 2019; Panlasigui et al. 2018).

A medida que ha aumentado el área de tierra dedicada a la certificación, también ha aumentado la cantidad de madera producida en tierras certificadas. El Estado de los Bosques del Mundo (FAO 2018) indica que, en 2018, los bosques con certificación FSC en todo el mundo representaron una extracción de 427 millones de metros cúbicos, y, en 2016, los bosques con certificación FSC y PEFC juntos representaron 689 millones de metros cúbicos, cuando se ajustan por doble contabilización. A pesar de las solicitudes de información, ninguno de los grupos proporcionaría estimaciones de la cantidad de extracciones en ALC. Los datos del Modelo Global de Madera (véase más abajo) sugieren que alrededor de 24 millones de metros cúbicos de madera se extraen por año de tierras con certificación FSC y PEFC en la región, o el 10 por ciento de su extracción total. Esto se basa en supuestos sobre la distribución de la tierra certificada entre plantaciones y bosques gestionados.

Los programas de certificación aparentemente no han tenido ningún efecto, positivo o negativo, en el suministro mundial de madera. Sohngen et al. (1999) examinaron si la eliminación de tierras para la producción de madera reduciría los suministros; la eliminación de hasta 46 millones de hectáreas de bosques gestionados de los mercados hizo que los precios subieran moderadamente. Aunque se eliminaron las extracciones en algunas hectáreas, debido a que una gran cantidad de hectáreas no se extraen en la actualidad y es poco probable que se extraigan en un futuro próximo, en su lugar se explotaron tierras forestales adicionales en otros lugares. Esto sugiere que incluso si los programas de certificación influyen en el aprovechamiento en tierras forestales certificadas, es probable que tengan pequeños efectos en el total de extracciones, en parte debido al deslizamiento o a las fugas. Como resultado, es poco probable que la implementación cada vez más generalizada de la certificación tenga grandes repercusiones en los precios de la madera.

Tala Ilegal

La tala ilegal—típicamente definida como la tala sin licencia o la tala que resulta de la conversión y explotación ilegal de tierras—sigue siendo una preocupación en el panorama de la política forestal. La tala ilegal puede tener varias consecuencias para la sociedad. Podría exacerbar el cambio de uso de la tierra si proporciona valor a los árboles en pie que, de otro modo, sería ilegal extraer. Alternativamente, en la medida en que la madera talada ilegalmente aumenta la oferta de madera, influye en los precios del mercado. Los precios de mercado más bajos pueden tener beneficios si mejoran el bienestar del consumidor, pero los precios más bajos también pueden hacerle daño a la sociedad si hacen que la conservación sea menos rentable y más difícil (por ejemplo, Putz et al. 2012). Por lo tanto, es importante examinar los datos y la literatura sobre la tala ilegal para determinar su escala potencial e implicaciones para los mercados de madera en América Latina y el Caribe.

Estudios recientes han sugerido que la tala ilegal constituye hasta el 50 por ciento de la extracción total de madera en algunas áreas (Hoare 2015). Kleinschmit et al. (2016) sitúan la tala ilegal en un 70 por ciento para Ecuador y en un 80 por ciento para Colombia, Bolivia y Perú. A nivel mundial, del 10 al 30 por ciento de la madera consumida puede ser talada ilegalmente (Hoare 2015; Kleinschmit et al. 2016; Nelleman 2012). Faltan estudios sobre tala ilegal en Centroamérica, pero evidencia reciente ha demostrado que hasta el 30 por ciento de la deforestación en Centroamérica es el resultado de esfuerzos para lavar dinero asociado con otras actividades ilegales, como el tráfico de drogas (Sesnie et al. 2017). Debido a que se trata de estimaciones puntuales, es difícil determinar la tendencia de la tala ilegal, aunque Hoare (2015) presenta datos que sugieren que la tendencia de las importaciones de troncos ilegales en muchos países disminuyó entre 2000 y 2013.

En 2006, Brasil comenzó a asignar concesiones de producción de madera en tierras de propiedad estatal. Según Azevedo-Ramos et al. (2015), entre 2006 y 2015, alrededor de 460.000 hectáreas se trasladaron a concesiones madereras, o alrededor del 3 por ciento de la tierra pública disponible. Una razón para permitir concesiones madereras fue otorgar derechos sobre la tierra a cambio de la concesión para talar árboles legalmente. A largo plazo, tales esfuerzos deberían ayudar a reducir la tala ilegal, siempre y cuando los concesionarios tengan los incentivos adecuados para proteger los recursos que están administrando. Sin embargo, se han planteado preocupaciones acerca de las interacciones entre la tala legal en concesiones y la tala ilegal en áreas que no están en concesión (por ejemplo, Merry y Amacher 2005). Estas preocupaciones parecen estar aumentando a medida que la evidencia sugiere que la madera extraída ilegalmente puede ingresar a los mercados a través de la extracción en concesiones madereras (Brancalion et al. 2018).

Para probar empíricamente los efectos de la regulación de la tala en los mercados, Chimeli y Boyd (2010) examinaron la prohibición de la caoba en Brasil a principios de la década de 2000. La prohibición tenía la intención de reducir la extracción de caoba haciéndola ilegal, pero Chimeli y Boyd (2010) encontraron el efecto contrario: aumentó la oferta de caoba y otras maderas tropicales. Sugirieron que los costos

pueden ser más bajos en los mercados ilegales porque se eliminan muchos pasos burocráticos y surgen economías de escala.

Chimeli y Boyd (2010) no hacen seguimiento explícito de los efectos de la tala ilegal en los precios del mercado o la deforestación, pero muestran las limitaciones de los enfoques de políticas para la regulación del mercado. Es decir, a pesar de que se establecieron instituciones legales para abordar la tala ilegal y proteger el recurso, la madera parece haberse extraído de todos modos. Este ejemplo también ilustra las complicaciones inherentes a los esfuerzos por ejercer derechos de propiedad sobre los recursos ambientales, como las reservas forestales en pie. La prohibición de la tala en Brasil, sin los esfuerzos concomitantes para regular otros elementos de la cadena de suministro, aparentemente no tuvo éxito.

Aunque la tala ilegal, como se definió anteriormente, probablemente ocurre a una escala relativamente grande en los países de ALC, según los diversos informes discutidos anteriormente, este estudio no pudo encontrar evidencia en la literatura de que tenga grandes consecuencias para los mercados o el cambio de uso de la tierra. Se necesitarían esfuerzos de control más amplios a lo largo de la cadena de suministro para influir en la recolección de especies de importancia ecológica en la región.

Derechos de Propiedad, Gestión Comunitaria y Cambio de Uso de la Tierra

En las últimas décadas, el cambio de uso de la tierra en algunas partes de América Latina y el Caribe se ha desacelerado (por ejemplo, Nepstad et al. 2014). Las numerosas explicaciones incluyen derechos de propiedad (por ejemplo, Alix-García 2007; Alix-García et al. 2005; Blackman 2015; Deininger y Minten 2002, 1999; Fortmann et al. 2017), establecimiento de parques, programas que proporcionan pagos por servicios ambientales (PSA) (p. ej., Alix-García et al. 2012; Robalino y Pfaff 2013; Sims y Alix-García 2017), una implementación más amplia de las regulaciones existentes y la gestión de la cadena de suministro forestal y agrícola (Nepstad et al. 2014). La reducción de la deforestación en Brasil entre 2004 y 2010, de más de 2 millones de hectáreas por año a alrededor de 0,5 millones de hectáreas, está asociada con acciones de política emprendidas por el gobierno, principalmente una aplicación de la ley más estricta, según estudios que utilizan métodos estadísticos (Arima et al. 2014; Assunção et al. 2019; Hargrave y Kis-Katos 2013).

Según la Iniciativa de Derechos y Recursos (RRI 2018 por sus siglas en inglés), de 2002 a 2017, el área de bosques de ALC bajo gestión comunitaria aumentó en 105 millones de hectáreas, con 291 millones de hectáreas bajo gestión comunitaria (de algún tipo) en 2017. Sin embargo, la tasa de aumento en el área de manejo comuni-

tario se desaceleró entre 2012 y 2017, de un ritmo de 8 millones de hectáreas por año a menos de 4 millones de hectáreas.

Un asunto importante es si la gestión comunitaria puede generar beneficios para la conservación y también para la comunidad. Las revisiones sistemáticas de los esfuerzos anteriores en los programas de gestión comunitaria en todo el mundo sugieren que este enfoque ha tenido éxito en la reducción de la deforestación o al menos en el aumento de la densidad forestal, aunque las revisiones también señalan que los enfoques anteriores fueron metodológicamente deficientes (Bowler et al. 2012; Pagdee et al. 2006; Samii et al. 2014). Asimismo, Robinson et al. (2014) encontraron que los derechos de propiedad tendían a reducir la deforestación y mejorar los resultados forestales. Una revisión sistemática más reciente de Ojanen et al. (2017) encuentra menos evidencia de que los derechos de propiedad comunitaria o privada sean mejores que el control estatal; sin embargo, ese estudio pasó por alto varias publicaciones influyentes de México y un análisis reciente realizado en Guatemala. Estos estudios han sugerido en gran medida que la gestión comunitaria ha logrado reducir la deforestación (p. ej., Alix-García 2007; Alix-García et al. 2005; Blackman 2015; Deininger y Minten 2002, 1999; Fortmann et al. 2017).

Otro asunto es el papel de la certificación en la distribución de los derechos de propiedad. En la Reserva de la Biosfera Maya en Guatemala, la certificación FSC y la gestión sostenible son prerequisites para el acceso de la comunidad a los bosques. No todas las comunidades han logrado mantener su estado de certificación y, por lo tanto, han perdido sus concesiones forestales, pero en la mayoría de las áreas en reserva donde los bosques están disponibles para la gestión comunitaria, las comunidades han aumentado sus ingresos y reducido la deforestación (por ejemplo, Blackman 2015; Bocci et al. 2018; Fortmann et al. 2017). En Guatemala, la producción de madera sigue siendo la principal fuente de ingresos para la mayoría de las comunidades; sin embargo, también se extraen productos forestales no maderables, como el xate (Bocci et al. 2018, Bocci 2019).

Las comunidades en Brasil, que tiene 111 millones de hectáreas dedicadas a la gestión comunitaria, extraen una amplia gama de productos forestales tanto maderables como no maderables (Piketty et al. 2015). Angelo et al. (2016) sugieren que la extracción de madera certificada puede mejorar la rentabilidad de las operaciones de gestión comunitaria y, potencialmente, incentivar a más comunidades a obtener la certificación. De manera similar, en Bolivia, Ecuador, Perú y Guyana, el papel de los bosques comunitarios ha aumentado, prestando atención a la extracción de productos forestales tanto maderables como no maderables (Gretzinger 2016).

La tendencia hacia una mayor propiedad comunitaria y/o gestión de los recursos forestales de ALC ha continuado en los últimos años, aunque los datos sugieren que el aumento anual de hectáreas bajo gestión comunitario se ha desacelerado. Existe una creciente evidencia de que la gestión comunitaria puede mejorar los resultados ambientales, sobre todo al reducir la deforestación o aumentar la densidad forestal. La evidencia, proveniente de una selección más pequeña de lugares, de que la gestión comunitaria mejora los medios de vida es más limitada. Ningún estudio parece

haber evaluado si la gestión forestal comunitaria aumenta o disminuye la producción de productos forestales maderables y no maderables.

Productos Forestales no Maderables

Los productos forestales no maderables representan un importante servicio del ecosistema. Estos productos potencialmente proporcionan un flujo de ingresos que puede sostener los bosques en pie, particularmente en América Latina y el Caribe (por ejemplo, Grimes et al. 1994; Peters et al. 1989), pero es menos seguro si los objetivos de desarrollo y conservación de la extracción de productos forestales no maderables pueden lograr resultados equitativos para el medio ambiente y para las personas (Arnold y Pérez 2001). Una revisión de Stanley et al. (2012) encuentra que la mayor parte de la extracción de productos forestales no maderables es en gran medida sostenible desde la perspectiva de la ecología—es decir, son pocos los ejemplos en los que dicha extracción haya degradado el recurso forestal; sin embargo, los productos forestales maderables y no maderables pueden no ser complementarios (Rist et al. 2012). Stanley et al. (2012) también encuentran que, en la mayoría de las áreas con extracción de productos forestales no maderables, los ingresos superan los umbrales de pobreza, pero los autores no encuentran que los productos forestales no maderables alivien la pobreza o mejoren los derechos de tenencia.

La FAO (2018) informa que los productos forestales no maderables de ALC representan aproximadamente \$3.600 millones en ingresos anuales. Sin embargo, este flujo de ingresos relativamente sólido no se ha documentado a lo largo del tiempo. Del mismo modo, no hay datos fácilmente disponibles que resuman la producción anual de productos forestales no maderables, comparables con los datos de la FAO sobre productos madereros industriales, por lo que también es difícil evaluar las tendencias en la producción. La FAO mantiene estadísticas sobre un importante producto forestal no maderable, el caucho, que se extrae en Brasil y Bolivia. Shackleton y Pandey (2014) señalan que la falta de información sobre productos forestales no maderables es un problema para el desarrollo y la sostenibilidad del mercado.

Bolivia es el mayor exportador de nuez de Brasil y las exportaciones han mostrado un crecimiento continuo desde 2005 (Figura 7a). Perú también ha aumentado las exportaciones en los últimos años, mientras que las exportaciones de Brasil han caído. Según el Consejo Internacional de los Frutos Secos (2019), la producción de nuez de Brasil en 2017-2018 se redujo significativamente debido a factores ambientales, aunque se recuperó en 2018-2019. Esta reducción en la extracción se debió en gran parte a las condiciones secas en la Cuenca del Amazonas. Los datos de la Figura 7a son anteriores a esta reducción.

Las exportaciones de follaje para arreglos florales de Guatemala disminuyeron después de 2007. Aunque los datos de las concesiones comunitarias en la Reserva de la Biosfera Maya sugieren que las extracciones disminuyeron modestamente después de 2009 (CONAP 2018), no disminuyeron lo suficiente como para explicar la gran reducción de las exportaciones en la Figura 7b. Las discusiones con expertos locales sugieren que después de que se emitieron nuevas regulaciones sobre el xate para la Reserva de la Biosfera Maya, la cantidad de xate ilegal importado de Belice disminuyó. Esto probablemente explica la reducción relativamente grande de las exportaciones de xate de Guatemala después de 2009, mientras que la producción se ha mantenido más alta.

Las estadísticas de comercio internacional están disponibles para categorías que cubren algunos productos forestales no maderables: HS 80122 (nueces de Brasil, frescas o secas, sin cáscara) y HS 604 (follaje, ramas y demás partes de plantas, sin flores ni capullos, y hierbas, musgos y líquenes, para ramos o adornos, frescos, secos, teñidos). Esta segunda categoría captura productos como el xate, que se usa ampliamente en arreglos florales y se cosecha en los bosques tropicales de América Central en particular. Las Figuras 7a y 7b ilustran las tendencias de las exportaciones de estas dos líneas de productos.

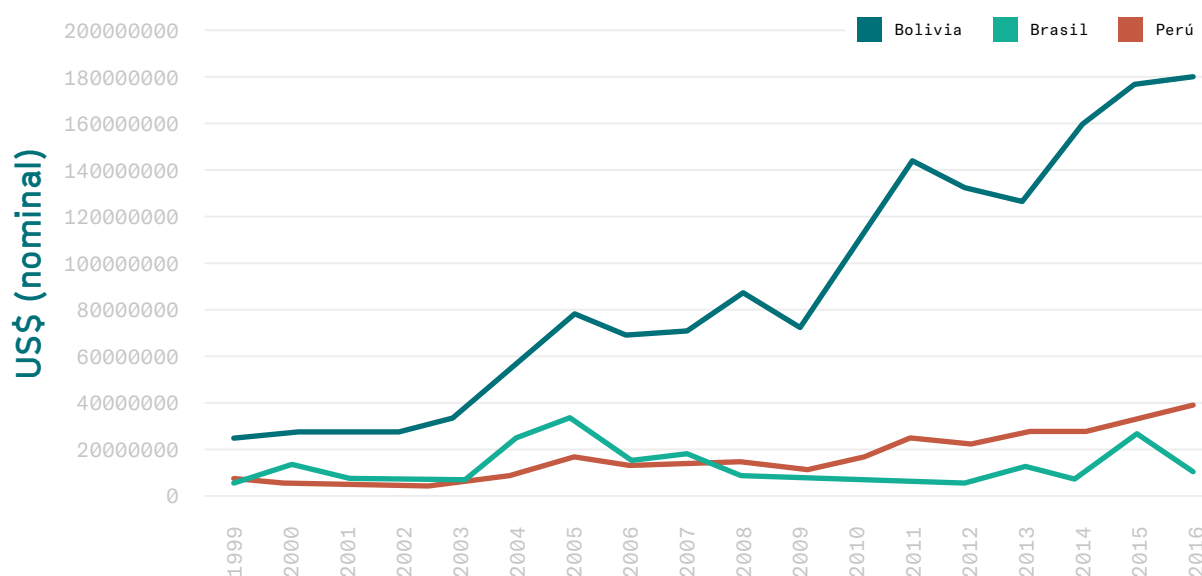


Figura 7a. Valor de las Exportaciones de Nueces de Brasil, 1999-2016

Fuente: Datos de la OMC.

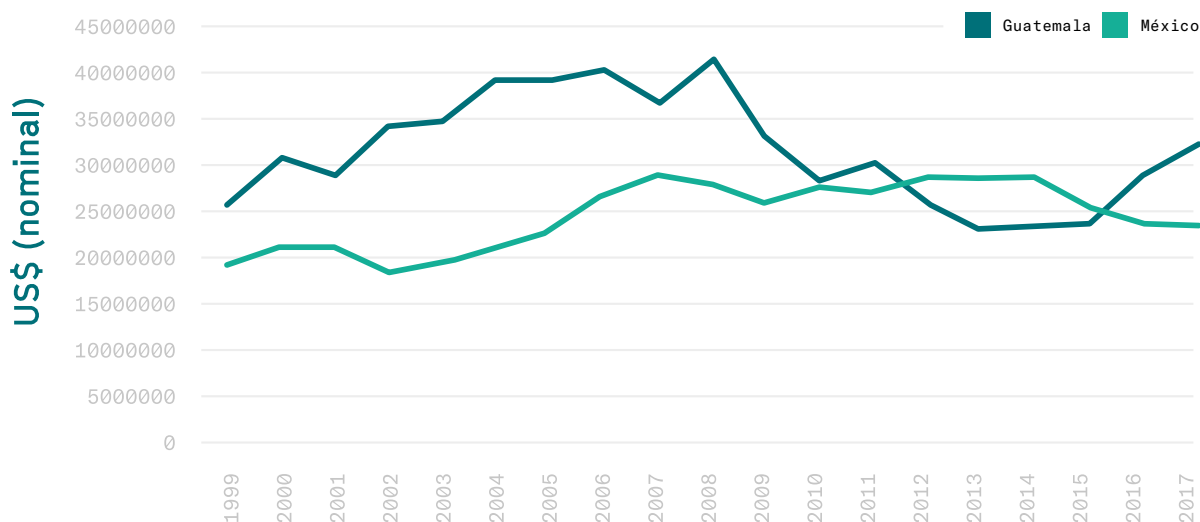


Figura 7b. Valor de las Exportaciones de Follaje para Arreglos Florales, 1999–2017

Fuente: Datos de la OMC.

El caucho natural se produce en América del Sur, principalmente en Brasil y Bolivia (Figura 8). Aunque el caucho natural fue un producto importante de Brasil a principios del siglo XX, particularmente a medida que crecía la industria automotriz, la producción brasileña disminuyó después de que un hongo infectó árboles más viejos, se desarrollaron fuentes sintéticas alternativas y se establecieron plantaciones en el sudeste asiático (Lieberei 2007). La producción de caucho ha aumentado en Brasil desde principios de la década de 1990, principalmente como una operación extensiva de extractores de caucho que trabajan en concesiones forestales, principalmente en el estado de Acre.

Gretzinger (2016) describe un acomodo generalizado para la recolección de productos forestales no maderables en concesiones y tierras de propiedad estatal en los trópicos americanos. Una conclusión de su análisis es que la extracción de productos forestales no maderables, aunque es importante, no es un factor generador económico suficientemente fuerte para proteger la tierra. Sostiene que, en los bosques cerrados, la extracción de madera sigue siendo un importante contribuyente a los ingresos. Los datos presentados en Stults (2018), Bocci et al. (2018) y Bocci (2019) para la Reserva de la Biosfera Maya sugieren que en Guatemala, el principal factor generador del crecimiento de los ingresos en las concesiones se relaciona con la extracción de madera, donde esta asciende al 67 por ciento de los ingresos en las concesiones habitadas desde hace un tiempo y más del 90 por ciento en concesiones deshabitadas. Sin embargo, Piketty et al. (2015) proporcionan datos sobre concesiones en Brasil que sugieren que la madera es solo una pequeña parte de los ingresos. Los datos de (Guariguata et al. 2017) sugieren una amplia gama de resultados en las comunidades o grupos involucrados en la cosecha de nueces de Brasil en Bolivia, Perú y Brasil. Algunos grupos obtienen hasta el 70 por ciento de sus ingresos forestales de las nueces de Brasil, mientras que otros grupos reciben sólo del 20 al 30 por ciento. Una explicación de las diferencias probablemente surja del acceso al mercado, ya que las concesiones en Guatemala tienen un mejor acceso al mercado para todos los productos, incluyendo la madera.

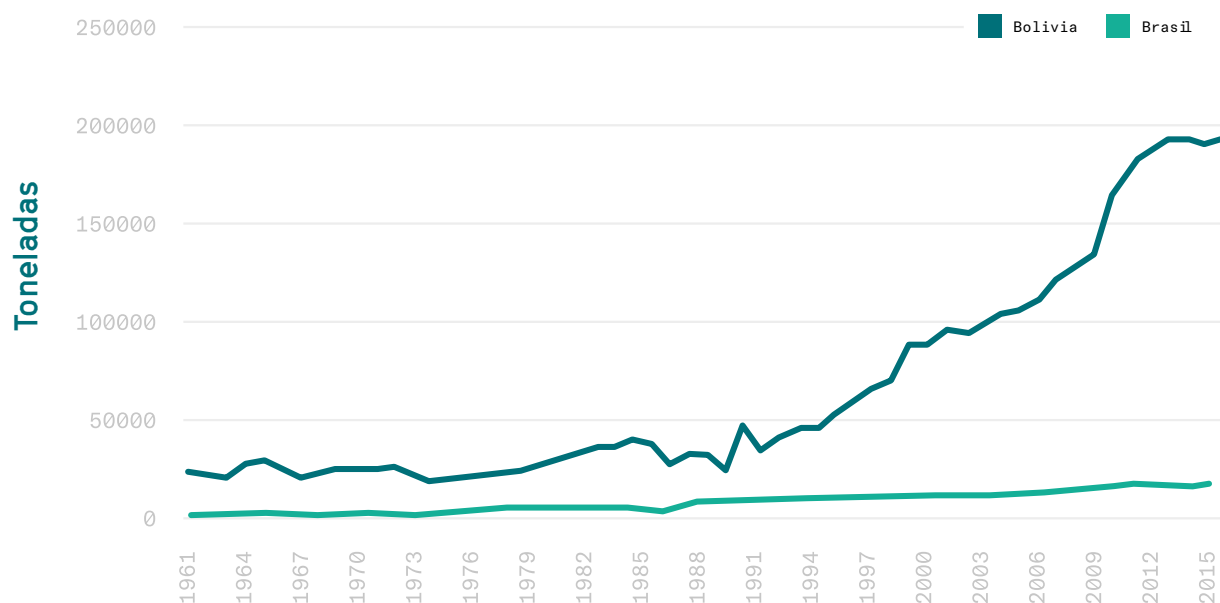


Figura 8. Producción de Caucho Natural, 1964-2017

Fuente: FAOSTAT (2019).

Peters et al. (1989) sugirieron que la producción de productos forestales no maderables elevó sustancialmente el valor de los bosques tropicales y que la atención a los mercados de productos forestales no maderables podría incrementar el valor de los bosques en pie y reducir su probabilidad de ser talados o deforestados. Desde que apareció esa investigación, se han realizado esfuerzos sustanciales para proteger los bosques de ALC, facilitando la recolección de productos forestales no maderables (véase Gretzinger 2016 y Guariguata et al. 2017). Los datos de la FAO sugieren que al menos un producto, el caucho, ha experimentado un aumento en la producción en Brasil. Otro producto, la nuez de Brasil, se ha promocionado como fuente de proteína, y ahora un grupo industrial monitorea la producción anual (Consejo Internacional de los Frutos Secos 2019). El xate es localmente importante en partes de Centroamérica y una importante fuente de ingresos para muchas comunidades que administran concesiones forestales.

Cambio Climático y Carbono

El cambio climático afecta a los bosques de América Latina y el Caribe de dos maneras. Primero, el cambio climático en sí afectará directamente los recursos forestales, los patrones cambiantes de crecimiento, la muerte regresiva de los bosques por incendios o infestaciones de plagas y quizás incluso los límites de los ecosistemas. En segundo lugar, la productividad de otras actividades de uso de la tierra, como la producción agrícola, podría causar una expansión o contracción en el área general de bosques y usos agrícolas; que eso signifique más o menos deforestación dependerá de los cambios relativos en la productividad. Estos cambios, por supuesto, podrían tener numerosas consecuencias secundarias para otros servicios ambientales que brindan los bosques, como los ciclos del agua, el hábitat de la vida silvestre y el almacenamiento de carbono. Aparte de los efectos directos e indirectos del cambio climático, el uso de los bosques como sumidero para almacenar carbono y, por lo tanto, secuestrarlo de la atmósfera, ha atraído el interés mundial. Más carbono en los bosques equivale a menos carbono en la atmósfera, y el gran sumidero de carbono existente en los países de ALC podría mantenerse o incluso aumentarse. En esta sección se examinan estos dos problemas y sus posibles implicaciones para los mercados de la madera industrial.

Entre las amenazas a los mercados de madera industrial, el cambio climático podría causar sequías y muerte regresiva a gran escala en la Cuenca del Amazonas. Aunque el informe del Grupo de Trabajo II de 2013 del IPCC sintetizó análisis y datos que sugieren que la probabilidad de que esto ocurra es pequeña durante este siglo (IPCC 2014), también previó un posible secado en la selva amazónica oriental, con incendios y otras afectaciones locales que podrían degradar bosques y reservas de carbono. La investigación desde entonces ha confirmado algunas de estas preocupaciones, en particular el papel del fuego (por ejemplo, Anderson et al. 2018; Le Page et al. 2017).

Dos estudios que utilizan un modelo global con representación regional de ALC han examinado el efecto del cambio climático en los mercados de madera (Favero et al. 2018a; Tian et al. 2016). Hallan que el cambio climático generalmente aumentará la producción de madera en los próximos 20 a 30 años, con efectos potencialmente pequeños o negativos a largo plazo (Tian et al. 2016). Aunque se prevé que la muerte regresiva y la afectación aumentarán en Brasil y otras partes de América del Sur y Central, la productividad primaria neta también aumenta, dando lugar a una mayor biomasa forestal general en la región y una mayor producción de madera. A más largo plazo, entre 100 y 200 años, Favero et al. (2018a) sugieren que la producción podría disminuir a medida que el área de bosques en la Cuenca del Amazonas disminuye debido al cambio climático y la silvicultura se vuelve más productiva en las regiones templadas y boreales.

Los efectos del cambio climático en los bosques tropicales y las especies de plantaciones deben considerarse por separado. Las plantaciones forestales son más susceptibles a los efectos de los precios que a los cambios en la productividad o la extinción. Estudios recientes que utilizan

los modelos dinámicos de vegetación mundial para simular los efectos sobre las reservas y el crecimiento de los bosques sugieren que es probable que aumente el crecimiento y las reservas de los bosques (Kim et al. 2017; Stocker et al. 2013), y las plantaciones forestales en los trópicos enfrentarán, por tanto, precios más bajos y una menor rentabilidad. Tian et al. (2016) muestran que esto conduce a una reducción en el área de plantaciones en América Central pero no a cambios en América del Sur. Sin embargo, la producción de las plantaciones aumenta dado que las especies de plantaciones son adecuadas para aprovechar la fertilización carbónica, las temperaturas más cálidas y las precipitaciones más altas. Los efectos determinados por Tian et al. (2016) son más positivos en Brasil; el resto de América del Sur y América Central experimenta ganancias menores.

Los países de América Latina tienen un papel importante en la mitigación climática, tanto por su contribución históricamente importante a las emisiones globales de carbono a través de la deforestación como por su liderazgo en la discusión internacional sobre la reducción de emisiones por deforestación y degradación (REDD+). Algunos países han identificado específicamente el papel de los bosques en sus contribuciones determinadas a nivel nacional al Acuerdo de París. Brasil, por ejemplo, tiene como objetivo reducir sus emisiones de dióxido de carbono (CO₂) de 2005 en un 37 por ciento para el año 2025 mediante reducciones en todos los sectores de la economía, incluyendo el uso de la tierra. En particular, Brasil reducirá el cambio de uso de la tierra y las pérdidas de carbono de la Cuenca del Amazonas al continuar implementando y haciendo cumplir las reglas y regulaciones que ya han reducido la deforestación desde 2004. Chile también se ha centrado en reducir la intensidad de carbono medida en toda la economía, pero también ha propuesto reforestar 100.000 hectáreas de bosque nativo. Uruguay propone mantener las áreas actuales de bosques naturales y de plantaciones y potencialmente aumentar los bosques naturales bajo sus medidas condicionales. Curiosamente, ninguno de los países menciona explícitamente el aumento del área de plantaciones exóticas (los tipos que han experimentado las mayores ganancias en los últimos años) para el almacenamiento de carbono.

No está claro cómo interactúan la producción industrial de madera en rollo y el secuestro de carbono en los bosques. Mendelsohn y Sohngen (2019), al evaluar la contribución histórica de los bosques a las emisiones globales de carbono, señalan que a pesar de las emisiones relativamente grandes de carbono debido a la deforestación entre 1900 y 2010 (130 Pg C), los bosques en realidad almacenaron más carbono en 2010 que en 1900. Sus resultados muestran que, aunque la fertilización carbónica es importante, casi la misma cantidad de esta ganancia de carbono se debe a la gestión forestal para los mercados de madera. A medida que la demanda de madera industrial creció a lo largo del siglo XX, la disminución de las existencias de bosques primarios y el aumento de los precios incentivaron las inversiones forestales que ayudaron a compensar una gran parte de las emisiones de carbono. A pesar de la pérdida de más de 800 millones de hectáreas de tierras forestales para otros usos, principalmente la agricultura, la existencia de carbono en los bosques se expandió. Estos resultados sugieren que los factores que fomentan la extracción de madera, y específicamente las inversiones en bosques, probablemente también aumenten el almacenamiento de carbono.

Las estimaciones del cambio en la extracción de madera industrial, la extracción de madera tropical y el área forestal para el año 2030 a partir de un análisis de Baker et al. (2019) se presentan en la Tabla 2 para un escenario que incluye los precios del carbono. Los mercados de carbono en este caso conducen a aumentos modestos en la extracción de madera en Brasil, en gran parte porque aumentan las inversiones en plantaciones de madera. Bajo este escenario, es económicamente ventajoso reducir la extracción de madera tropical y apartar esos bosques de la producción de madera a favor de pagos por secuestro de carbono. La superficie forestal aumenta en un 1,3 por ciento en Brasil, en un 6,5 por ciento en el resto de América del Sur y en un 3,1 por ciento en América Central. El escenario asume fuertes derechos de propiedad, la voluntad de los gobiernos de ejercer derechos de propiedad sobre el carbono almacenado en los bosques y la capacidad de los gobiernos de hacer pagos a las personas con tenencia para mantener las reservas de carbono.

Se asume que el precio del carbono era de \$36 por tonelada de CO₂ en 2015, con un aumento del 3 por ciento anual.

	Brasil	Resto de América del Sur	América Central
Extracción de madera industrial	+7,0%	-33%	-3,5%
Extracción de madera tropical	-5,9%	-100%	-73%
Área forestal	+1,3%	+6,5%	+3,1%

Tabla 2. Cambio Proyectado para 2030 con Precios del Carbono a través de los Mercados

Fuente: Datos de Baker et al. (2019).



Futuro Potencial de Suministro de Madera

Esta sección utiliza el Modelo Global de Madera (Sohngen et al. 1999; Daigneault et al. 2008; Tian et al. 2018) para examinar cómo supuestos alternativos sobre políticas o insumos del sector forestal, siguiendo los temas discutidos anteriormente, pueden afectar la producción futura de madera en América Latina y el Caribe. La producción principal evaluada por el modelo es la producción de madera industrial, aunque también se hacen proyecciones para el área forestal total, el área de bosque plantado, los insumos de gestión y las reservas de carbono. El análisis puede brindar a los formuladores de políticas algunas ideas sobre cómo las distintas palancas de las políticas influyen en las tendencias en el área forestal, las inversiones forestales y las reservas de carbono.

Modelo Global de Madera

El Modelo Global de Madera se ha utilizado ampliamente para el análisis de políticas, se ha publicado ampliamente y se ha citado ampliamente en la literatura. Evolucionó a partir del Modelo de Suministro de Madera (véase Sedjo y Lyon 2015) y fue actualizado y ampliado en 1999 por Sohngen et al. (1999) para considerar los problemas de conservación forestal. Sohngen y Mendelsohn (2003) fueron los primeros en integrar un modelo forestal con un modelo de evaluación global integrado para evaluar si las opciones de captura de carbono forestal—forestación, deforestación evitada, conservación de bosques, rotaciones más largas y gestión mejorada—eran una estrategia eficiente de mitigación del cambio climático. Kindermann et al. (2008) actualizaron ese análisis y desarrollaron curvas de costos de reducción marginal por la deforestación evitada en ALC y otras regiones tropicales, y Favero et al. (2018b) integraron el albedo para desarrollar las primeras estimaciones de cómo el albedo influye en el secuestro de carbono forestal a nivel mundial. Daigneault et al. (2008) realizaron un análisis del mercado de la madera y examinaron cómo los tipos de cambio influyen en la producción de madera. Tian et al. (2018) examinaron cómo los factores climáticos y del mercado podrían influir en el secuestro de carbono en el futuro en los Estados Unidos. Baker et al. (2018), Daigneault et al. (2012), Favero et al. (2017), Favero y Mendelsohn (2014), y Kim et al. (2018) utilizaron el modelo para analizar el efecto de la demanda de energía de biomasa. El modelo también se ha utilizado para considerar los efectos del cambio climático en la producción de madera (por ejemplo, Favero et al. 2018a; Sohngen et al. 2001; Tian et al. 2016, 2018).

Aquí, el modelo se utiliza de formas novedosas para evaluar las tendencias a largo plazo en las extracciones de madera, el área forestal y las reservas de madera y carbono bajo diversas palancas de política. Es un modelo de optimización dinámica que se ejecuta en pasos de tiempo de 10 años y se resuelve durante un período de 200 años. Los resultados se muestran hasta el año 2065. Las rutinas de optimización

maximizan el valor presente del excedente del consumidor más el excedente del productor utilizando una tasa de descuento del 5 por ciento. El modelo asume productos heterogéneos, modelando la demanda de madera para aserrío y madera para pasta por separado. En el modelo se incluyen más de 250 clases de tierras boscosas de todo el mundo, que van desde tipos de plantaciones de crecimiento rápido y bosques moderadamente gestionados hasta bosques absolutamente carentes de gestión. Los tipos de plantación incluyen el eucalipto de crecimiento rápido con un período de rotación de 10 años y la madera blanda de crecimiento rápido, siguiendo el modelo del pino del sur o radiata, según la región, con una rotación de 20 a 30 años.

Una limitación es que el modelo no realiza un seguimiento de los inventarios a nivel de país, excepto en el caso de Brasil, por lo que no se puede utilizar para proporcionar un análisis a nivel de país. En consecuencia, este análisis se proporciona para Brasil, el resto de América del Sur y América Central por separado. Para llevar a cabo la optimización a largo plazo de manera eficiente, el modelo no desglosa la demanda por región ni realiza un seguimiento de los flujos comerciales.

Los bosques de cada clase de tierra abastecen el mercado mundial de la madera. Los costos de gestión incluyen los costos de plantación, que van desde \$ 0 por hectárea en bosques no gestionados hasta más de \$ 1,000 por hectárea en bosques de plantaciones gestionadas intensivamente. Los costos se determinan de manera endógena, dependiendo de los precios de la madera, los costos de extracción y los costos de gestión. Los costos de extracción incluyen los costos de explotación y los costos de transporte para llevar la madera cortada a un aserradero. También se incluyen los factores de ajuste de la calidad que afectan el valor de la madera en el mercado mundial. Para obtener una descripción completa del modelo, consulte Kim et al. (2018) y Tian et al. (2018), y para el código del modelo, véase Tian et al. (2018).

Escenarios

En la línea de base, el PIB aumenta de \$10.217 per cápita en 2015 a \$33.531 en 2065 (Figura 9). En el escenario de alta demanda, el PIB aumenta a \$56.634 per cápita. La elasticidad del ingreso en el modelo es de 0,85, lo que sugiere que los aumentos en los ingresos tienen fuertes efectos sobre la demanda. Se supone que la población aumentará de 7.300 millones en 2015 a 9.500 millones en 2065. Dado que la demanda de madera se deriva de la producción industrial de madera en aserraderos, se incluyó un coeficiente de cambio técnico en la función de demanda para frenar el crecimiento de la demanda a lo largo del tiempo. Según los supuestos de cambio técnico en nuestro modelo, esto significa que para el año 2065, solo se necesitará el 60 por ciento de los insumos de madera de materia prima industrial para generar la misma producción que en 2015.

El modelo de línea de base proyecta que los precios de la madera para aserrío aumentarán a una tasa del 0,9 por ciento anual desde 2015 hasta 2065 (Figura 10). Este es un ritmo de aumento de precios más lento que el observado durante el siglo pa-

sado, pero más rápido que el observado desde 1980. Los precios de exportación de ALC cayeron desde la década de 1960 hasta la de 1990, pero luego aumentaron drásticamente en la década de 2000 a medida que crecía la demanda en China (ver arriba). Se prevé que los precios de la madera para pasta aumentarán modestamente en las próximas décadas debido a que la producción de material de madera para pasta puede utilizar una variedad más amplia de insumos de madera que la madera para aserrío. A nivel mundial, se proyecta que la producción de madera aumentará en un 34 por ciento para el año 2065, con una mayor participación, un 18 por ciento, proveniente de los países de ALC. A nivel mundial, se prevé que la proporción relativa de madera para aserrío a madera para pasta seguirá siendo aproximadamente la misma en el año 2065 que en el año 2020, 60 por ciento de madera para aserrío y 40 por ciento de madera para pasta. Se proyecta que la proporción de madera para aserrío de ALC disminuirá modestamente con el tiempo, del 51 al 47 por ciento de la producción total de madera para el año 2065.

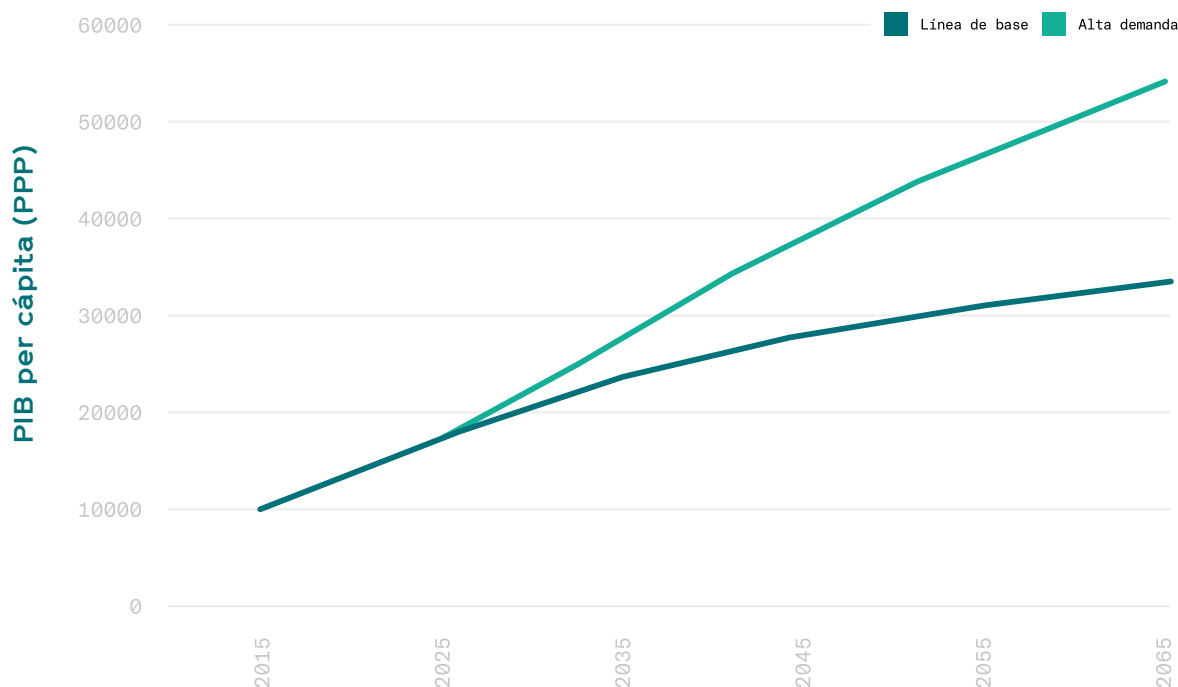


Figura 9. PIB per Cápita Proyectado en Escenarios de Línea de Base y de Alta Demanda, 2015-2065

Se prevé que la producción en América Latina y el Caribe aumentará de 210 millones de metros cúbicos por año a 300 millones de metros cúbicos por año para el año 2065. Esto representa una desaceleración en el crecimiento de la producción de productos de madera en la región en relación con el crecimiento de los 50 años anteriores, pero es consistente con la proyección de un crecimiento más lento en el consumo de madera a nivel mundial.

El análisis de escenarios se lleva a cabo para evaluar cómo la producción en la región puede verse afectada por supuestos alternativos sobre el futuro—temas que podrían afectar la producción de los bosques de ALC y, en particular, los temas discutidos en la sección anterior:

- 1. aumento de la demanda de toda la madera;**
- 2. reducción de la demanda mundial de madera para pasta;**
- 3. costos crecientes de gestión intensiva en plantaciones de rápido crecimiento;**
- 4. caída de los valores de la moneda;**
- 5. suspensión de deforestación;**
- 6. certificación FSC o PEFC obligatoria; y**
- 7. secuestro de carbón.**

El escenario 1, aumento de la demanda de toda la madera, supone un aumento del ingreso per cápita, como se muestra en la Figura 10. El crecimiento de los ingresos en la primera década es el mismo que en la línea de base, luego se acelera después del año 2025. El escenario 2 supone que la demanda de madera para pasta crece más lentamente que en la línea de base, de modo que la demanda de madera para pasta para el año 2065 es un 30 por ciento menor que la demanda de madera para pasta en la línea de base. El escenario 3 aumenta los costos de gestionar las plantaciones de rápido crecimiento. Esto se hace reduciendo los supuestos exógenos sobre aumentos en los rendimientos para los tipos de plantaciones de ALC y reduciendo la elasticidad de la intensidad de la gestión. El parámetro de elasticidad se utiliza para cambiar los rendimientos en función de la cantidad de inversión en los bosques.

El escenario 4 considera las fluctuaciones monetarias y asume que las monedas de ALC están devaluadas en un 30 por ciento en relación con la línea de base. Siguiendo a Daigneault et al. (2008), esto se implementa como una reducción del 30 por ciento en los costos de gestión de los bosques en la región de ALC en comparación con otros lugares. El escenario 5 asume que los países de ALC se enfocan en políticas para detener la deforestación. Se implementa solo en regiones que se asumen en el modelo como económicamente inaccesibles—es decir, regiones que hasta la fecha han carecido de gestión maderera a largo plazo. El escenario 6 asume que la certificación FSC o PEFC es obligatoria en todas las tierras gestionadas (no plantadas) y que esto eleva los costos de gestión en un 10 por ciento. El modelo no distingue entre tierras certificadas y no certificadas en la línea de base, por lo que este escenario se implementa asumiendo que el mandato para todos los bosques gestionados aumenta los costos en un 10 por ciento.⁴ Finalmente, el escenario 7 examina lo que sucede en un escenario de secuestro de carbono, donde los precios del carbono comienzan en \$35 por tone-

⁴ Aunque los costos actuales de certificación en la región probablemente no sean del 10 por ciento (Cubbage et al. 2009), las hectáreas actualmente inscritas son probablemente alternativas de bajo costo. Este escenario asume que todas las hectáreas donde se extrae madera están inscritas y que el gobierno lo exige, elevando así los costos sustancialmente al margen.

lada de CO₂ y aumentan en un 3 por ciento por año. Aunque significativamente más alto que el precio de mercado actual del carbono, esta trayectoria de precios se aproxima a las estimaciones del costo social del carbono de Nordhaus (2017). En este escenario, el mundo implementa estrictas políticas de carbono a nivel mundial, en todas las regiones.

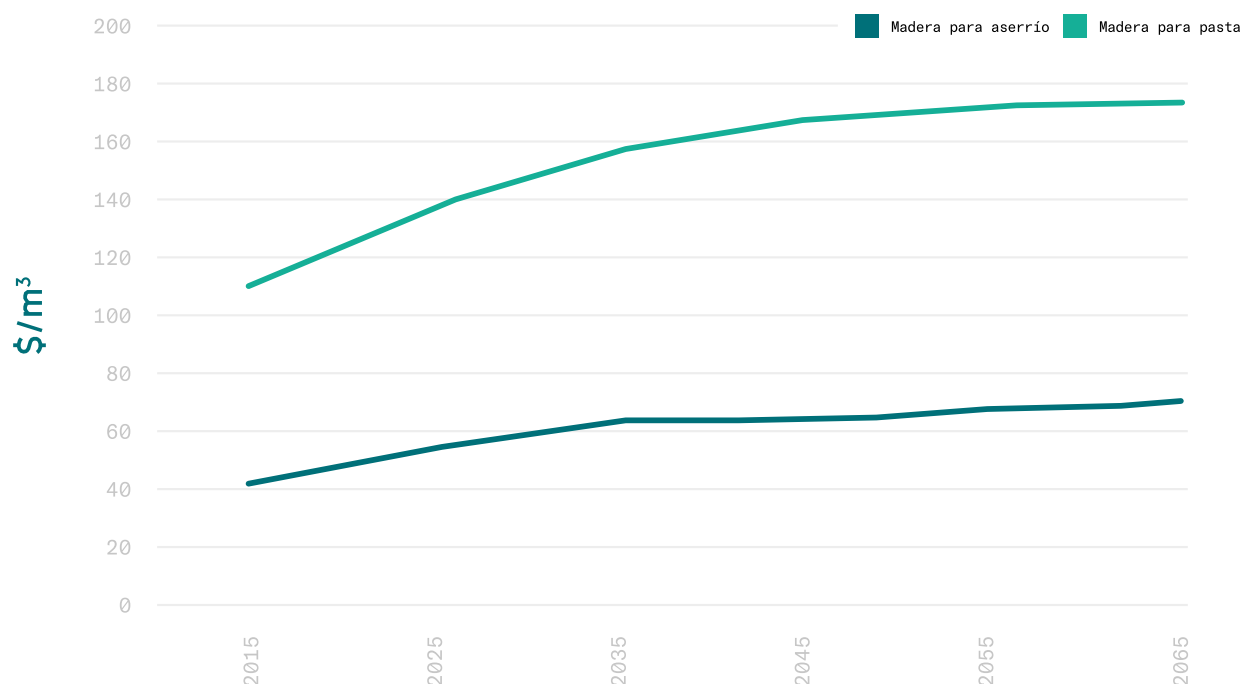


Figura 10. Escenario de Línea de Base: Precios Mundiales Proyectados de la Madera para Aserrío y Madera para Pasta, 2015-2065

Results

Los mayores cambios en la producción de madera ocurren en los escenarios de fluctuación monetaria (4) y secuestro de carbono (7) (Tabla 3). El escenario de fluctuación monetaria supone una fuerte reducción del 30 por ciento en el valor de las monedas de ALC y mantiene esos cambios en el futuro. Esto significa que los costos efectivos de gestión y explotación de los bosques en la región disminuyen en un 30 por ciento en relación con el resto del mundo. Este cambio de tamaño es plausible, al menos a corto plazo, dados los datos históricos presentados en Daigneault et al. (2008) que ilustran una caída de más del 50 por ciento en los valores de las monedas de ALC después de las crisis financiera y petrolera de los años setenta y nuevamente después de la crisis financiera de finales de los noventa. Sin embargo, es interesante observar que la caída de los valores de las monedas tiene efectos más fuertes en la producción de madera para aserrío que la producción de madera para pasta en términos absolutos e incluso conduce a reducciones en la producción de madera para pasta en América Latina y el Caribe. Esto tal vez sea sorprendente, pero indica un cambio en el capital y

otros recursos, desde plantaciones hasta maderas duras más valiosas durante una devaluación de la moneda. Por lo tanto, aunque una devaluación de la moneda puede mejorar la competitividad de muchas industrias, en algunas partes de la región, también reduce la competitividad del sector de la madera para pasta.

El escenario de secuestro de carbono conduce a reducciones significativas en la extracción de madera en toda América Latina y el Caribe. Los precios del carbono utilizados en el escenario son altos en comparación con los precios reales del carbono (\$2 a \$10 por tonelada de CO₂) para proyectos de carbono en la región. Sin embargo, dados los daños potenciales del cambio climático, estos precios son realistas si las políticas globales se vuelven vinculantes en el futuro. Los resultados indican que la producción de madera disminuiría sustancialmente en la región si se mantuvieran las reservas de carbono en los bosques en pie. Habría efectos moderadamente más fuertes en la producción de madera para aserrío, excepto en América Central.

La mayor demanda mundial de todos los productos de madera aumenta la producción de madera en toda la región de ALC. Debido a que los mayores efectos de una mayor demanda ocurren en 2050-2070, los mayores efectos en la producción de madera ocurren después del año 2050. Los efectos a corto plazo son modestos, dado que no hay cambios en la demanda en el escenario durante la próxima década. La reducción de la demanda de madera para pasta tiene efectos predecibles—reduce la producción de madera para pasta en la región—pero también fomenta un ligero aumento en la producción de madera para aserrío. El aumento de los costos de la gestión de las plantaciones reduce la producción tanto de madera para aserrío como de madera para pasta, pero tiene mayores efectos sobre la madera para pasta. Este resultado se debe a que la principal fuente de material de madera para pasta son las plantaciones, mientras que la madera para aserrío proviene de otros bosques inaccesibles gestionados y no gestionados. Los efectos son más fuertes en el resto de América del Sur y América Central que en Brasil debido a que se supone que las plantaciones en esas regiones tienen tasas más lentas de mejora tecnológica en la línea de base y, por lo tanto, se ven más afectadas por el aumento de los costos.

Curiosamente, el caso de suspensión de la deforestación reduce la producción de madera para pasta pero aumenta la producción de madera para aserrío. Este resultado es quizás sorprendente, pero tiene una explicación: una cantidad relativamente pequeña de madera proviene de las actividades de deforestación en la región, y si esa madera se elimina de los mercados (dado que se elimina la deforestación), los mercados utilizarán más material de las plantaciones en los mercados de troncos de aserrío y menos en los mercados de madera para pasta. La exigencia de la certificación y, por tanto, el aumento de los costos, hace que disminuya la producción de madera para aserrío y para pasta en Brasil. En el resto de América del Sur y América Central, solo disminuyen las producciones de madera para aserrío; la producción de madera para pasta aumenta, aunque modestamente. Esto impone un aumento del 10 por ciento en los costos en 144 millones de hectáreas en la región y en el 33 por ciento de la producción de madera, por lo que es algo sorprendente que no tenga un efecto más fuerte. Sin embargo, como se señaló, estos costos se imponen únicamente a los bosques no plantados gestionados, por lo que la producción se desplaza hacia las plantaciones.

	Línea de Base	Aumento de deman- da global	Reducción de deman- da de madera para pasta	Alto costo de plantación	Caída de la moneda	Suspensión de deforesta- ción	Certificación obligatoria	Secuestro de carbono
	Millones de m3/año	Cambio porcentual						
Brasil								
Madera para Aserrió								
2030	62.0	1.5%	0.4%	-1.8%	25.9%	0.0%	-1.6%	-34.2%
2050	75.5	11.6%	0.4%	-2.5%	27.5%	0.1%	-1.4%	-23.9%
Madera para Pasta								
2030	87.6	-0.4%	-10.1%	-8.2%	14.9%	-2.3%	-11.5%	-43.6%
2050	108.6	17.6%	-13.8%	-9.8%	7.4%	-0.8%	-7.1%	-16.2%
Resto de América del Sur								
Madera para Aserrió								
2030	44.0	0.8%	0.6%	0.0%	20.4%	3.6%	-0.5%	-74.4%
2050	50.2	6.4%	1.2%	-0.2%	20.8%	3.2%	-0.5%	-68.1%
Madera para Pasta								
2030	37.5	0.7%	-5.8%	-19.5%	-14.7%	-0.7%	0.2%	-17.4%
2050	43.6	3.6%	-12.2%	-36.2%	-11.0%	-1.1%	0.7%	-10.0%
América Central								
Madera para Aserrió								
2030	10.0	1.6%	1.9%	0.2%	24.4%	0.2%	-1.7%	-37.9%
2050	12.1	10.6%	2.2%	-1.6%	23.5%	0.4%	-0.4%	-22.5%
Madera para Pasta								
2030	2.3	1.8%	-20.6%	-32.1%	-91.2%	-2.9%	6.1%	-32.6%
2050	2.0	6.4%	-43.3%	-54.9%	-100.0%	-8.7%	1.9%	69.8%

Tabla 3. Producción de Madera para Aserrió y para Pasta y Cambio Porcentual en Relación con la Línea de Base, 2030 y 2050

De manera similar a los cambios en la producción de madera, el cambio más grande en el área de tierras maderables ocurre bajo el escenario de secuestro de carbono (Tabla 4). Este escenario incentiva el mantenimiento de la existencia de bosques en pie y, dados los altos precios del carbono, fomenta el cese de la deforestación y el aumento de la superficie forestal total mediante la reforestación. Hay más de 100 millones de hectáreas adicionales en bosques en Brasil para el año 2050 bajo el escenario de secuestro de carbono, 42 millones en el resto de América del Sur y 9 millones en América Central. Las áreas de plantaciones también se expanden. La producción de las plantaciones aumenta sustancialmente, pero no lo suficiente para compensar las reducciones en la explotación que se producen en otros bosques naturales y gestionados.

	Línea de Base	Aumento de demanda global	Reducción de demanda de madera para pasta	Alto costo de plantación	Caída de la moneda	Suspensión de deforestación	Certificación obligatoria	Secuestro de carbono
Millones de hectáreas								
Brasil								
Plantación								
2030	4.0	4.4	3.8	4.1	5.1	4.0	4.0	5.7
2050	5.0	5.5	4.7	5.0	5.8	4.9	5.0	6.5
Total tierras forestales								
2030	537.6	539.6	536.8	537.7	540.6	540.5	536.7	634.5
2050	524.8	525.8	523.9	524.5	525.5	533.9	524.1	634.5
Resto de América del Sur								
Plantación								
2030	3.7	3.8	3.7	3.7	3.8	3.7	3.7	4.1
2050	4.0	4.3	3.9	3.9	4.1	4.0	4.0	4.5
Total tierras forestales								
2030	288.8	288.3	289.1	288.9	288.7	290.1	288.8	308.5
2050	265.5	262.9	266.1	265.3	265.6	281.4	265.5	307.7
América Central								
Plantación								
2030	1.1	1.1	1.0	1.1	1.1	1.1	1.1	1.2
2050	1.1	1.2	1.1	1.1	1.2	1.1	1.1	1.3
Total tierras forestales								
2030	54.0	53.8	54.0	54.0	54.0	53.9	53.9	58.6
2050	51.7	51.4	51.8	51.7	51.8	51.8	51.7	59.8

Tabla 4. Plantaciones y Área Total de Tierras Forestales, por Escenario

El caso de suspensión de la deforestación también afecta el área total de tierras forestales. Cabe mencionar que la restricción estricta sobre la deforestación se impone solo en las regiones que son inaccesibles; en las regiones gestionadas, continúa la deforestación, aunque a tasas modestas. No obstante, en el año 2050 hay más tierras forestadas en todas las regiones bajo el caso de suspensión de la deforestación que en la línea de base. El área de plantaciones de rápido crecimiento sigue siendo prácticamente la misma dado que el aumento de precios no es lo suficientemente fuerte como para impulsar inversiones adicionales en plantaciones.

El caso de la caída de la moneda tiene fuertes efectos en las plantaciones de bosques, aumentando su área en 800.000 hectáreas en Brasil y en 100.000 hectáreas en otras partes de América del Sur para el año 2050. Curiosamente, el caso de la caída de la moneda aumenta el área total de tierras forestales en parte debido a que el cambio en la tasas de cambio no genera más deforestación. Cabe mencionar que la reducción de las tasas de cambio se aplica solo en el sector forestal y no en el sector agrícola. Si el sector agrícola también se vuelve más productivo bajo las tasas de cambio alteradas, entonces podríamos esperar una mayor deforestación en la región de ALC.

Una incertidumbre que aún no se ha abordado es el cambio climático. El análisis del cambio climático presenta desafíos en la silvicultura debido a que los cambios en los patrones de afectación alteran las tasas de existencia, el crecimiento de los árboles se ve influenciado por la fertilización carbónica y los cambios en la temperatura y la precipitación, y las áreas donde pueden crecer ciertas clases de tierras forestales cambiarán. El análisis de todos estos efectos requiere resultados proyectados de modelos dinámicos de vegetación global vinculados a modelos climáticos, y luego los resultados deben integrarse en el modelo forestal, como en Tian et al. (2016) y Favero et al. (2018a). Tal análisis excede el alcance de este documento, pero los efectos descritos en Tian et al. (2016) se pueden comparar con aquellos descritos anteriormente. Tian et al. (2016) utilizaron el mismo Modelo Global de Madera, aunque la línea de base es diferente debido a los diferentes años de inicio, diferentes supuestos sobre el crecimiento de los ingresos y la población, y algunas actualizaciones y cambios en los datos del inventario.

Los resultados de Tian et al. (2016) ilustran que para el año 2050, el crecimiento forestal aumentará en un 16 por ciento en Brasil, en un 11 por ciento en el resto de América del Sur y en un 2 por ciento en América Central. Sin embargo, las tasas anuales de muerte regresiva también aumentan en la región, pasando de cerca del 0 por ciento en la mayoría de las regiones al 0,8 por ciento en 2050 en Brasil y al 0,1 por ciento en el resto de América del Sur, y se mantienen estables (cerca del 0 por ciento) en América Central. Dados estos efectos climáticos, el Modelo Global de Madera proyecta que para el año 2050, la producción de madera para aserrío en Brasil aumentará en 10 millones de metros cúbicos por año y la producción de madera para pasta aumentará en 20 millones de metros cúbicos por año, para un aumento del 13 por ciento en la madera para aserrío y un aumento del 19 por ciento en la producción de madera para pasta. Este cambio en la producción es comparable con los efectos del aumento de la demanda o la caída del valor de la moneda. Los efectos del cambio climático en otras partes de América del Sur y Central son modestos en comparación.

Esos resultados sugieren que el cambio climático presenta un desafío potencial para la región, y en particular para Brasil, con tasas de afectación potencialmente mayores en los próximos 30 años. Las tasas de afectación más altas son compensadas por una mayor productividad, y el efecto general sobre la producción es positivo. Del mismo modo, los resultados de Tian et al. (2016) sugieren que el almacenamiento total de carbono en la región aumenta con el cambio climático, aunque con menos tierra dedicada a los bosques debido al cambio de uso de la tierra. Estos resultados son consistentes con el análisis actualizado en Favero et al. (2018a), aunque ese estudio hizo un análisis que va más allá en el tiempo.

Conclusión

Este análisis revisa temas importantes que afectan la gestión forestal y el comercio de productos forestales maderables y no maderables en América Latina y el Caribe. Comenzando con los mercados de madera industrial, ilustra que el sector de productos de madera de la región ha crecido a un ritmo más rápido que el sector mundial de productos de madera desde la década de 1960 y ahora representa el 13 por ciento de la producción total de madera industrial del mundo. Todo este aumento se debe al crecimiento de tres países, Brasil, Chile y Uruguay, que han invertido en plantaciones de rápido crecimiento. Sin embargo, las plantaciones se han enfrentado a una presión competitiva significativa en los últimos años debido a la caída de los mercados de productos de papel a nivel mundial, y la presión se intensificará en el futuro, dadas las tendencias mundiales. Por lo tanto, es importante explorar oportunidades para nuevos mercados, nuevos productos y una mayor productividad—es decir, rendimiento.

Más allá de Brasil, Chile y Uruguay, otros países de ALC tienen oportunidades para expandir la producción de madera, tanto en bosques naturales como en plantaciones. Las plantaciones se han contraído en algunas partes de América Central y las extracciones por hectárea en los bosques naturales también son menores que en América del Sur; comprender las diferencias podría ayudar a que el sector de la madera se expanda de manera sostenible.

Actualmente, la región está rezagada con respecto a otras regiones en el área de tierras forestales certificadas como gestionadas de manera sostenible por uno de los principales grupos de certificación. Los altos costos y los limitados beneficios del mercado probablemente expliquen la menor tasa de adopción en esta región. Sin embargo, Brasil y Guyana han requerido una tala de impacto reducido y tasas de explotación más bajas en sus concesiones madereras, por lo que, no obstante, se están implementando elementos de gestión forestal sostenible en muchos bosques. Dada la creciente importancia de los servicios ambientales forestales, los silvicultores, las agencias públicas y las ONG tienen buenas razones para continuar investigando oportunidades de gestión forestal sostenible en la región, en caso de que surjan mercados para estos beneficios.

La tala ilegal sigue siendo motivo de preocupación generalizada. La deforestación ilegal fue históricamente extensa, pero ha disminuido en los últimos años, en particular en Brasil. La tala ilegal también ocurre en bosques estatales que no están protegidos, ya



sea por el gobierno o por organizaciones privadas con derechos para gestionarlos, como comunidades y concesiones madereras privadas. Los esfuerzos para regularizar los derechos de propiedad mediante la gestión forestal comunitaria o las concesiones madereras probablemente ayudarán a reducir la tala ilegal a largo plazo, a pesar de las fugas a corto plazo y otros problemas.

La gestión forestal comunitaria es prometedora en muchos lugares de ALC. La evidencia sugiere que la gestión comunitaria ha reducido la deforestación en muchos bosques. Que haya mejorado los ingresos o los medios de vida es menos seguro. El número cada vez mayor de aplicaciones de gestión forestal comunitaria, junto con un número cada vez mayor de hectáreas, sugiere que los investigadores tendrán muchas oportunidades para evaluar los beneficios y costos de este enfoque emergente para la protección y la gestión forestal. Un área prometedora donde los bosques comunitarios pueden brindar oportunidades son los productos forestales no maderables. La gestión forestal comunitaria se ha promovido como una forma de proteger los bosques donde los miembros de la comunidad extraen productos no maderables, pero la información sobre la escala de producción está incompleta. Dichos datos, incluso si los productos no se llevan a los mercados formales, proporcionarían información valiosa para los esfuerzos de protección forestal.

Las proyecciones del Modelo Global de Madera sugieren que la producción aumentará en toda la región desde 2020 hasta 2040–2050. La producción de madera para pasta es bastante sensible a los diversos escenarios, con cambios potenciales relativamente grandes en el futuro para todos los escenarios, excepto aquél con deforestación reducida. La sensibilidad de la producción de madera para pasta en particular a una variedad de escenarios ilustra por qué es importante evaluar las inversiones para mejorar la productividad de las plantaciones.

El cambio climático presenta tanto desafíos como oportunidades para América Latina y el Caribe. La región tiene una gran reserva de carbono que sigue siendo uno de los amortiguadores más importantes del planeta contra las emisiones de carbono. Sin embargo, esta reserva de carbono se ha visto amenazada por factores institucionales y del mercado que provocan la deforestación. Al mismo tiempo, los factores institucionales y del mercado han contribuido al crecimiento de los bosques secundarios en las plantaciones, y los movimientos sociales han promovido una fuerte aplicación de los derechos de propiedad y la gestión forestal comunitaria. Los factores que fomentan el aumento de las reservas de carbono también pueden fomentar el crecimiento económico y la mejora de los medios de vida. Una amenaza del cambio climático en sí es la muerte regresiva de los bosques. Las estimaciones actuales sugieren que las ganancias en productividad superarán las pérdidas causadas por la muerte regresiva, lo que conducirá a una mayor producción total de madera, pero estos resultados no son válidos para todos los lugares. La selva amazónica oriental, por ejemplo, parece particularmente vulnerable a la sequía y posiblemente a más incendios forestales debido a los cambios climáticos.

Referencias

- Alix-Garcia, J. 2007. A spatial analysis of common property deforestation. *Journal of Environmental Economics and Management* 53: 141–57.
- Alix-Garcia, J., A. De Janvry, and E. Sadoulet. 2005. A tale of two communities: Explaining deforestation in Mexico. *World Development* 33: 219–35.
- Alix-Garcia, J. M., E. N. Shapiro, and K. R. Sims. 2012. Forest conservation and slippage: Evidence from Mexico's national payments for ecosystem services program. *Land Economics* 88: 613–38.
- Anderson, L.O., G. Ribeiro Neto, A. P. Cunha, M. G. Fonseca, Y. Mendes de Moura, et al. 2018. Vulnerability of Amazonian forests to repeated droughts. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 373: 20170411.
- Angelo, H., A. N. de Almeida, E. A. T. Matricardi, C. F. Rosetti, R. de Oliveira Gaspar, et al. 2016. Determinants of profit in sustainable forest management in the Brazilian Amazon. *African Journal of Agricultural Research* 11: 4498–503.
- Arima, E. Y., P. Barreto, E. Araújo, and B. Soares-Filho. 2014. Public policies can reduce tropical deforestation: Lessons and challenges from Brazil. *Land Use Policy* 41: 465–73.
- Arnold, J. M., and M. R. Pérez. 2001. Can non-timber forest products match tropical forest conservation and development objectives? *Ecological Economics* 39: 437–47.
- Assunção, J., R. McMillan, J. Murphy, and E. Souza-Rodrigues. 2019. Optimal environmental targeting in the Amazon rainforest. Cambridge, MA: National Bureau of Economic Research.
- Azevedo-Ramos, C., J. N. M. Silva, and F. Merry. 2015. The evolution of Brazilian forest concessions. *Elementa: Science of the Anthropocene* 3.
- Baker, J., P. Havlík, R. Beach, D. Leclere, E. Schmid, et al. 2018. Evaluating the effects of climate change on US agricultural systems: Sensitivity to regional impact and trade expansion scenarios. *Environmental Research Letters* 13: 064019.
- Baker, J. S., C. M. Wade, B. L. Sohngen, S. Ohrel, and A. A. Fawcett. 2019. Potential complementarity between forest carbon sequestration incentives and biomass energy expansion. *Energy Policy* 126: 391–401.
- Blackman, A. 2015. Strict versus mixed-use protected areas: Guatemala's Maya Biosphere Reserve. *Ecological Economics* 112: 14–24.
- Blackman, A., and J. Rivera. 2011. Producer-level benefits of sustainability certification. *Conservation Biology* 25: 1176–85.
- Blackman, A., L. Goff, and M. R. Planter. 2018. Does eco-certification stem tropical deforestation? Forest Stewardship Council certification in Mexico. *Journal of Environmental Economics and Management* 89: 306–33.
- Bocci, C. 2019. The economic effects of community forest management in the Maya Biosphere. Ohio State University, Department of Agricultural, Environmental, and Development Economics.
- Bocci, C., L. Fortmann, B. Sohngen, and B. Milian. 2018. The impact of community forest concessions on income: An analysis of communities in the Maya Biosphere Reserve. *World Development* 107: 10–21.
- Bowler, D. E., L. M. Buyung-Ali, J. R. Healey, J. P. Jones, T. M. Knight, and A. S. Pullin. 2012. Does community forest management provide global environmental benefits and improve local welfare? *Frontiers in Ecology and the Environment* 10: 29–36.
- BP. 2019. Statistical Review of World Energy. <https://www.bp.com/en/global/corporate/energy-economics/statistical-review-of-world-energy.html>.

- Brancalion, P. H., D. R. de Almeida, E. Vidal, P. G. Molin, V. E. Sontag, et al. 2018. Fake legal logging in the Brazilian Amazon. *Science Advances* 4(8), eaat1192. DOI: 10.1126/sciadv.aat1192.
- Burivalova, Z., T. F. Allnutt, D. Rademacher, A. Schlemm, D. S. Wilcove, and R. A. Butler. 2019. What works in tropical forest conservation, and what does not: Effectiveness of four strategies in terms of environmental, social, and economic outcomes. *Conservation Science and Practice* 1: e28.
- Chimeli, A. B., and R. G. Boyd. 2010. Prohibition and the supply of Brazilian mahogany. *Land Economics* 86: 191–208.
- Clapp, R.A. 1995. Creating competitive advantage: Forest policy as industrial policy in Chile. *Economic Geography* 71: 273–96.
- CONAP. 2018. Monitero de la Gobernabilidad en la reserva de la biosfera maya. Consejo Nacional de Areas Protegidas and Wildlife Conservation Society.
- Cubbage, F., S. Koesbandana, P. Mac Donagh, R. Rubilar, G. Balmelli, et al. 2010. Global timber investments, wood costs, regulation, and risk. *Biomass Bioenergy* 34: 1667–78.
- Cubbage, F., S. Moore, T. Henderson, and M. Araujo. 2009. Costs and benefits of forest certification in the Americas. In J. B. Pauling, (ed.), *Natural Resources: Management, Economic Development, and Protection*. Hauppauge, NY: Nova Science, 155–83.
- Deininger, K. W., and B. Minten. 1999. Poverty, policies, and deforestation: The case of Mexico. *Economic Development and Cultural Change* 47: 313–44.
- . 2002. Determinants of deforestation and the economics of protection: An application to Mexico. *American Journal of Agricultural Economics* 84: 943–60.
- Daigneault, A. J., B. Sohngen, and R. Sedjo. 2008. Exchange rates and the competitiveness of the United States timber sector in a global economy. *Forest Policy and Economics* 10: 108–116.
- . 2012. Economic approach to assess the forest carbon implications of biomass energy. *Environmental Science and Technology* 46: 5664–71.
- Energy Research Office 2018. Brazil Energy Balance. Brazil Ministry of Mines and Energy.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2015. Global forest resources assessment 2015: How are the world's forests changing? Rome.
- . 2018. *State of the world's forests*. Rome.
- FAOSTAT. 2019. Food and Agricultural Organization Statistical Database. Rome.
- Favero, A., and R. Mendelsohn. 2014. Using markets for woody biomass energy to sequester carbon in forests. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists* 1: 75–95.
- Favero, A., R. Mendelsohn, and B. Sohngen. 2017. Using forests for climate mitigation: Sequester carbon or produce woody biomass? *Climate Change* 144: 195–206.
- . 2018a. Can the global forest sector survive 11°C warming? *Agricultural and Resource Economics Review* 47: 388–413.
- Favero, A., B. Sohngen, Y. Huang, and Y. Jin. 2018b. Global cost estimates of forest climate mitigation with albedo: a new integrative policy approach. *Environmental Research Letters* 13: 125002.
- Fortmann, L., B. Sohngen, and D. Southgate. 2017. Assessing the role of group heterogeneity in community forest concessions in Guatemala's Maya Biosphere Reserve. *Land Economics* 93: 503–26.
- Gretzinger, S. 2016. Latin American experiences in natural forest management concessions. Working paper, Forestry Policy and Institutions, Food and Agricultural Organization, Rome.
- Grimes, A., S. Loomis, P. Jahnige, M. Burnham, K. Onthank, et al. 1994. Valuing the rain forest: The economic value of nontimber forest products in Ecuador. *Ambio* 405–10.

- Griscom, B., P. Ellis, and F. E. Putz. 2014. Carbon emissions performance of commercial logging in East Kalimantan, Indonesia. *Global Change Biology* 20: 923–37.
- Guariguata, M. R., P. Cronkleton, A. E. Duchelle, and P.A. Zuidema. 2017. Revisiting the “cornerstone of Amazonian conservation”: A socioecological assessment of Brazil nut exploitation. *Biodiversity Conservation* 26: 2007–27.
- Hargrave, J., and K. Kis-Katos. 2013. Economic causes of deforestation in the Brazilian Amazon: A panel data analysis for the 2000s. *Environmental and Resource Economics* 54: 471–94.
- Hoare, A. 2015. *Tackling illegal logging and the related trade: what progress and where next?* London: Chatham House.
- International Nut and Dried Fruit Council. 2019. Nuts & Dried Fruits: Statistical Yearbook 2018/2019. Reus, Spain.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2014. Climate change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. IPCC Working Group II.
- Ireland, R. 2018. International trade in wood pellets: Current trends and future prospects. Executive Briefing on Trade. U.S. International Trade Commission. https://www.usitc.gov/publications/332/executive_briefings/wood_pellets_ebot_final.pdf.
- Khanna, M., P. Dwivedi, and R. Abt. 2017. Is forest bioenergy carbon neutral or worse than coal? Implications of carbon accounting methods. *International Review of Environmental and Resource Economics* 10: 299–346.
- Kim, J. B., E. Monier, B. Sohngen, G.S. Pitts, R. Drapek, et al. 2017. Assessing climate change impacts, benefits of mitigation, and uncertainties on major global forest regions under multiple socio-economic and emissions scenarios. *Environmental Research Letters* 12: 045001.
- Kim, S. J., J. S. Baker, B. L. Sohngen, and M. Shell. 2018. Cumulative global forest carbon implications of regional bioenergy expansion policies. *Resource and Energy Economics* 53: 198–219.
- Kindermann, G., M. Obersteiner, B. Sohngen, J. Sathaye, K. Andrasko, et al. 2008. Global cost estimates of reducing carbon emissions through avoided deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105: 10302–307.
- Kleinschmit, D., S. Mansourian, C. Wildburger, and A. Purret. 2016. Illegal logging and related timber trade: dimensions, drivers, impacts and responses: A global scientific rapid response assessment report. International Union of Forest Research Organizations (IUFRO), Vienna.
- Kollert, W., and L. Cherubini. 2012. Teak resources and market assessment 2010. Working paper FP/47/E. Forest Assessment, Management and Conservation Division, Forestry Department, Food and Agriculture Organization, Rome. <http://www.fao.org/3/a-an537e.pdf>.
- Kollert, W., and P. Lagan. 2007. Do certified tropical logs fetch a market premium? A comparative price analysis from Sabah, Malaysia. *Forest Policy and Economics* 9: 862–68.
- Le Page, Y., D. Morton, C. Hartin, B. Bond-Lamberty, J. M. C. Pereira, et al. 2017. Synergy between land use and climate change increases future fire risk in Amazon forests. *Earth System Dynamics* Online 8.
- Lieberei, R. 2007. South American leaf blight of the rubber tree (*Hevea* spp.): New steps in plant domestication using physiological features and molecular markers. *Annals of Botany* 100: 1125–42.
- MacDicken, K., Ö. Jonsson, L. Piña, S. Maulo, V. Contessa, et al. 2016. Global forest resources assessment 2015: How are the world’s forests changing? Forestry Department, Food and Agriculture Organization, Rome. <http://www.fao.org/3/a-i4793e.pdf>.
- Mendelsohn, R., and B. Sohngen. 2019. The net carbon emissions from historic land use and land use change. *Journal of Forest Economics* 34.
- Merry, F. D., and G. S. Amacher. 2005. Forest taxes, timber concessions, and policy choices in the Amazon. *Journal of Sustainable Forestry* 20: 15–44.

- MIEM. 2017. Balance Energetico 2017. Uruguay Ministry of Industry, Energy, and Mines.
- Ministerio de Energía 2018. Anuario Estadístico de Energía 2018. Chile Ministry of Energy.
- Miranda, A., A. Altamirano, L. Cayuela, A. Lara, and M. González. 2017. Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: Revealing the evidence. *Regional Environmental Change* 17: 285–97.
- Nasi, R., F. Putz, P. Pacheco, S. Wunder, and S. Anta. 2011. Sustainable forest management and carbon in tropical Latin America: The case for REDD+. *Forests* 2: 200–17.
- Nelleman, C. 2012. INTERPOL Environmental Crime Programme (eds.), Green carbon, black trade: Illegal logging, tax fraud and laundering in the world's tropical forests. A rapid response assessment. UN Environment Programme GRID-Arendal.
- Nepstad, D., D. McGrath, C. Stickler, A. Alencar, A. Azevedo, et al. 2014. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science* 344: 1118–23.
- Nordhaus, W. D. 2017. Revisiting the social cost of carbon. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114: 1518–23.
- Ojanen, M., W. Zhou, D. C. Miller, S. H. Nieto, B. Mshale, and G. Petrokofsky. 2017. What are the environmental impacts of property rights regimes in forests, fisheries and rangelands? *Environmental Evidence* 6: 12.
- Pagdee, A., Y. Kim, and P. J. Daugherty. 2006. What makes community forest management successful: A meta-study from community forests throughout the world. *Society and Natural Resources* 19: 33–52.
- Panlasigui, S., J. Rico-Straffon, A. Pfaff, J. Swenson, and C. Loucks. 2018. Impacts of certification, uncertified concessions, and protected areas on forest loss in Cameroon, 2000 to 2013. *Biological Conservation* 227: 160–66.
- Pearson, T. R., S. Brown, and F. M. Casarim. 2014. Carbon emissions from tropical forest degradation caused by logging. *Environmental Research Letters* 9: 034017.
- Peters, C. M., A. H. Gentry, and R. O. Mendelsohn. 1989. Valuation of an Amazonian rainforest. *Nature* 339: 655.
- Piketty, M.-G., I. Drigo, P. Sablayrolles, E. de Aquino, D. Pena, and P. Sist. 2015. Annual cash income from community forest management in the Brazilian Amazon: Challenges for the future. *Forests* 6: 4228–44.
- Putz, F. E., and C. Romero. 2014. Futures of tropical forests (sensu lato). *Biotropica* 46: 495–505.
- Putz, F. E., P. A. Zuidema, T. Synnott, M. Peña-Claros, M. A. Pinard, et al. 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: The attained and the attainable. *Conservation Letters* 5: 296–303.
- Rametsteiner, E., and M. Simula. 2003. Forest certification—an instrument to promote sustainable forest management? *Journal of Environmental Management* 67: 87–98.
- Rist, L., P. Shanley, T. Sunderland, D. Sheil, O. Ndoye, et al. 2012. The impacts of selective logging on non-timber forest products of livelihood importance. *Forest Ecology and Management* 268: 57–69.
- Robalino, J., and A. Pfaff. 2013. Ecopayments and deforestation in Costa Rica: A nationwide analysis of PSA's initial years. *Land Economics* 89: 432–48.
- Robinson, B. E., M. B. Holland, and L. Naughton-Treves. 2014. Does secure land tenure save forests? A meta-analysis of the relationship between land tenure and tropical deforestation. *Global Environmental Change* 29: 281–93.
- Rodríguez-Monroy, C., G. Mármol-Acitores, and G. Nilsson-Cifuentes. 2018. Electricity generation in Chile using non-conventional renewable energy sources: A focus on biomass. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 81: 937–45.

- Roopsind, A., T. T. Caughlin, P. van der Hout, E. Arets, and F. E. Putz. 2018. Trade-offs between carbon stocks and timber recovery in tropical forests are mediated by logging intensity. *Global Change Biology* 24: 2862–74.
- RRI (Rights and Resources Initiative). 2018. At a crossroads: Consequential trends in recognition of community-based forest tenure from 2002–2017. Washington, DC.
- Samii, C., M. Lisiecki, P. Kulkarni, L. Paler, and L. Chavis. 2014. Effects of decentralized forest management (DFM) on deforestation and poverty in low-and middle-income countries: A systematic review. *Campbell Systematic Reviews* 10: 1–88.
- Schmid, M. 2017. Brazil's changing role in the global pulp market. Forest Market Watch. URL <https://www.forest2market.com/blog/brazils-changing-role-in-the-global-pulp-market>.
- Sedjo, R. A. 2015. *The comparative economics of plantation forestry: A global assessment*. Routledge.
- Sedjo, R. A., and K. S. Lyon. 2015. *The long-term adequacy of world timber supply*. Routledge.
- Sesnie, S. E., B. Tellman, D. Wrathall, K. McSweeney, E. Nielsen, et al. 2017. A spatio-temporal analysis of forest loss related to cocaine trafficking in Central America. *Environmental Research Letters* 12: 054015.
- Shackleton, C. M., and A. K. Pandey. 2014. Positioning non-timber forest products on the development agenda. *Forest Policy and Economics* 38: 1–7.
- Sims, K. R., and J. M. Alix-Garcia. 2017. Parks versus PES: Evaluating direct and incentive-based land conservation in Mexico. *Journal of Environmental Economics and Management* 86: 8–28.
- Siry, J. P., F. W. Cubbage, and M. R. Ahmed. 2005. Sustainable forest management: Global trends and opportunities. *Forest Policy and Economics* 7: 551–61.
- Sohngen, B., and R. Mendelsohn. 2003. An optimal control model of forest carbon sequestration. *American Journal of Agricultural Economics* 85: 448–57.
- Sohngen, B., and X. Tian. 2016. Global climate change impacts on forests and markets. *Forest Policy and Economics* 72: 18–26.
- Sohngen, B., R. Mendelsohn, and R. Sedjo. 1999. Forest management, conservation, and global timber markets. *American Journal of Agricultural Economics* 81: 1–13. <https://doi.org/10.2307/1244446>
- . 2001. A global model of climate change impacts on timber markets. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 26(2): 326–43.
- Stanley, D., R. Voeks, and L. Short. 2012. Is non-timber forest product harvest sustainable in the less developed world? A systematic review of the recent economic and ecological literature. *Ethnobiology and Conservation* 1.
- Stocker, B. D., R. Roth, F. Joos, R. Spahni, M. Steinacher, et al. 2013. Multiple greenhouse-gas feedbacks from the land biosphere under future climate change scenarios. *Nature Climate Change* 3: 666.
- Stults, S. 2018. Quantifying environmental services: A spatial analysis of northern Guatemala. MS thesis, Environmental Sciences Graduate Program, Ohio State University, Columbus.
- Tian, X., B. Sohngen, J. B. Kim, S. Ohrel, and J. Cole. 2016a. Global climate change impacts on forests and markets. *Environmental Research Letters* 11: 035011.
- Tian, X., B. Sohngen, J. Baker, S. Ohrel, and A. A. Fawcett. 2018. Will US forests continue to be a carbon sink? *Land Economics* 94: 97–113.
- World Bank. 2019. The World Bank DataBank. <https://data.worldbank.org/>.
- Yamamoto, Y., K. Takeuchi, and T. Shinkuma. 2014. Is there a price premium for certified wood? Empirical evidence from log auction data in Japan. *Forest Policy and Economics* 38: 168–72.

4.

Proyectos Forestales en el Banco Interamericano de Desarrollo

Simone Carolina Bauch

Índice

170 Antecedentes

Financiamiento de Proyectos

Préstamos

Donaciones

Cambios Organizacionales

Estrategia Anterior sobre Bosques

173 Datos y Métodos

Base de Datos Bancaria y Documentos de Proyectos

Objetivos de Proyectos

Monto y Fuente de Fondos

Niveles de Financiamiento

Temas de Proyectos

Entrevistas con Personal Actual y Anterior

178 Hallazgos

Historia Reciente de Proyectos Forestales

Desarrollo de Proyectos

Número de Proyectos

Financiamiento de Proyectos

Objetivos Forestales Financiados

Temas de Proyectos

197 Conclusión

198 Referencias

199 Anexo 1. Proyectos Incluidos en los Análisis

205 Anexo 2. Guía de Entrevistas Semiestructuradas



Proyectos Forestales en el Banco Interamericano de Desarrollo

Hogar de casi una cuarta parte de las tierras forestales del mundo (FAO 2011), América Latina y el Caribe (ALC) han estado a la vanguardia de las discusiones sobre bosques durante décadas. La reducción significativa de la deforestación en la Cuenca del Amazonas a finales de la década de 2000 y principios de la década de 2010 (Arima et al. 2014) y la altísima productividad de los bosques plantados (Brown 2003) cuentan como logros importantes, pero los incendios forestales del Amazonas desde 2018 (BBC 2019) y la deforestación del bioma del Cerrado muestran que quedan enormes desafíos por delante.

Si bien los bancos multilaterales de desarrollo desempeñan un papel importante en la definición de políticas e inversiones en el sector ambiental, el análisis de su efectividad no está ampliamente disponible (Gutner 2002). Algunos estudios evalúan proyectos individuales, pero en general faltan evaluaciones o incluso revisiones de inversiones en todo el sector, y faltan en la literatura evaluaciones sistemáticas e independientes de los proyectos de organizaciones internacionales (Fox 1997; Gutner 2002; Rich 2013). Además, las inversiones forestales generalmente se consideran un subsector de las inversiones ambientales. Este capítulo busca brindar claridad sobre los proyectos forestales que el Grupo del Banco Interamericano de Desarrollo (IDBG)¹ ha implementado en ALC.

Desde 2006, el IDBG ha invertido casi US \$1.500 millones en proyectos forestales de ALC destinados a conservar, restaurar o gestionar de manera sostenible los recursos forestales naturales, así como a promover las plantaciones forestales y la agrosilvicultura. Este estudio examina el portafolio de proyectos forestales del IDBG y resume las motivaciones, objetivos y resultados. Sigue una revisión interna previa de las inversiones forestales en el IDBG, realizada en 2005 (Norheim 2005), y contribuye a cerrar la brecha de la literatura al resumir las inversiones forestales del IDBG desde enero de 2006 hasta junio de 2019. Construye un cronograma de inversiones, analiza los montos y las fuentes de financiamiento, identifica los principales objetivos y temas y describe cómo surgieron los proyectos.

¹El Grupo del Banco Interamericano de Desarrollo está integrado por el Banco Interamericano de Desarrollo (BID), IDB Invest (el nombre comercial de la Corporación Interamericana de Inversiones) e IDB LAB (el nombre comercial del Fondo Multilateral de Inversiones, que es administrado por el IDBG). En este documento no diferenciamos entre estas diferentes entidades y agrupamos a las tres como IDBG.

Antecedentes

El IDBG fue fundado en 1959 como una asociación entre 19 países latinoamericanos y Estados Unidos. Hoy es propiedad de 48 estados miembros, de los cuales 26 son miembros prestatarios en ALC. En conjunto, estos 26 miembros prestatarios tienen poco más del 50 por ciento del poder de voto en la junta del IDBG. “Como el banco regional de desarrollo multilateral más grande y antiguo del mundo, el IDBG es la principal fuente de financiamiento multilateral para el desarrollo económico, social e institucional en América Latina y el Caribe” (IDBG 2019, ii). A finales de 2018, el IDBG había aprobado más de US \$286.000 millones en préstamos y garantías para financiar proyectos con inversiones por un total de \$567.000 millones, así como \$7.300 millones en donaciones. Solo en 2018, el IDBG aprobó préstamos por valor de \$14.250 millones (IDBG 2019).

Financiamiento de Proyectos

Los proyectos se financian principalmente a través de dos instrumentos financieros, préstamos y subsidios.

Préstamos

El financiamiento de préstamos generalmente proviene del capital ordinario del IDBG. El IDBG tiene un capital ordinario de US \$105.000 millones, cuyo 96 por ciento consiste en capital exigible y el 4 por ciento es pagado por los países miembros.² La administración de estos fondos es el negocio principal del IDBG. Otorga crédito a los países miembros generalmente mediante préstamos (públicos) con garantía soberana o mediante préstamos del sector privado. Dado que estos fondos deben reembolsarse al IDBG, los países suelen tener una fuerte influencia en la forma en que se utilizarán.

El IDBG también alberga y administra un conjunto de fondos de donantes, como el Fondo de Inversión Climática, que también puede otorgar préstamos y, en ocasiones, subsidios a los países. Estos fondos de donantes generalmente implican condiciones más favorables (por ejemplo, tasas de interés más bajas) y préstamos más pequeños que los que proporciona el IDBG en su modelo de negocios.

² <https://www.iadb.org/en/about-us/idb-financing/ordinary-capital-resource-callable-capital-and-paid-capital-idb-member>.

Donaciones

Muchos fondos de donantes brindan subsidios además de préstamos. Algunos son fondos fiduciarios establecidos en el IDBG por un donante específico. Otros son fondos independientes que canalizan el financiamiento a través del IDBG; los ejemplos incluyen el Fondo para el Medio Ambiente Mundial, el Fondo de Inversión Climática y el Fondo Verde para el Clima. El IDBG implementó por primera vez proyectos del Fondo para el Medio Ambiente Mundial en 2004. Norheim (2005) cita este acontecimiento como la principal razón del aumento de los instrumentos financiados mediante donaciones en el período 2003-2005. La financiación climática, canalizada principalmente a través del Fondo para el Medio Ambiente Mundial, el Fondo de Inversión Climática y el Fondo Cooperativo para el Carbono de los Bosques, se puso a disposición en 2012.

Estos fondos no son reembolsables (es decir, se desembolsan como donaciones) y los donantes suelen proporcionar pautas sobre cómo se puede utilizar el dinero. Los países pueden presentar proyectos propuestos para su financiación según estas directrices. El tamaño de los proyectos financiados con donaciones varía significativamente según las prioridades del país, las prioridades de los donantes y los fondos disponibles.

Cambios Organizacionales

La organización interna del IDBG está estructurada en regiones y países y por sectores y áreas técnicas. En 1994, el IDBG experimentó una reorganización en la que se elevó el enfoque regional, pero cada región tenía equipos organizados por actividades técnicas.

En 2007, el IDBG pasó por otro proceso de reajuste. El banco creó dos vicepresidencias: una para los departamentos regionales y otra para los departamentos técnicos. También creó la Iniciativa de Energía Sostenible y Cambio Climático, que en 2013 se convirtió en la división de Cambio Climático y Sostenibilidad. El reajuste de 2007 se ha considerado un gran cambio para los bosques en el IDBG dado que la mayoría de los expertos forestales que trabajaban en el banco en ese momento se jubilaron. Los cambios organizacionales también reflejan cambios a escala global, y el cambio climático se reconoce como una amenaza.

En la década de 1990, los equipos bancarios estaban compuestos por ingenieros, agrónomos y otros expertos técnicos, además de especialistas financieros e institucionales, que juzgarían la viabilidad financiera de los proyectos, y economistas, que evaluarían los beneficios del proyecto. Con el tiempo, el banco dejó de contratar especialistas técnicos y, a mediados de la década de 1990, comenzó a contratar a más generalistas y a enfatizar las habilidades en la gestión de la originación, el diseño y la ejecución de proyectos.

Estrategia Anterior sobre Bosques

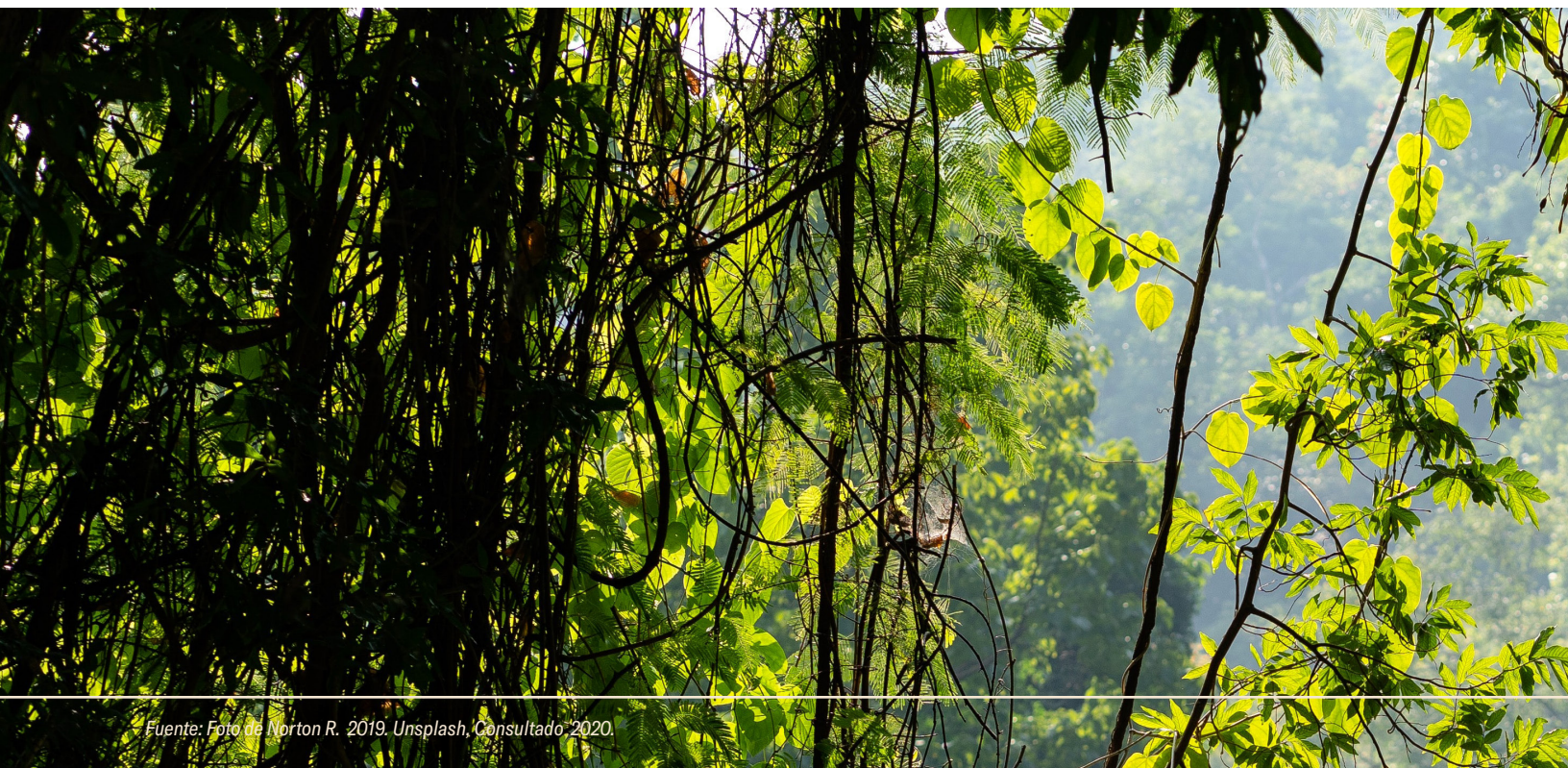
Una revisión de la literatura identificó solo una estrategia forestal anterior del IDBG (Rente y Norheim 2006).³ Esta estrategia cubrió países en lo que entonces se conocía como la Región 2 (América Central, México, República Dominicana y Haití) e identificó las mejoras necesarias en el sector forestal en dos ejes:

- **El clima de inversión en países individuales, considerando aspectos intrasectoriales (p. ej., promoción del uso sostenible de la tierra y capacitación para el sector privado), intersectoriales (p. ej., resolución de problemas de tenencia de la tierra) y aspectos suprasectoriales (p. ej., estabilidad macroeconómica); y**
- **Competitividad y productividad, basada principalmente en la adjudicación de tierras públicas al sector privado en un proceso transparente y competitivo.**

La estrategia planteó que “una visión de los negocios forestales en la región implica que el sector privado tiene la misión de contribuir significativamente al desarrollo sostenible de las economías nacionales, con base en la gestión sostenible de los recursos forestales; los aumentos de la productividad en la cadena de suministro; la exportación de productos competitivos y la diversificación de los ingresos de las tierras forestales” (Rente y Norheim 2006, 1).

Esta estrategia evaluó las operaciones que podrían desarrollarse en cada uno de los países de la Región 2 y evaluó lo que podría hacer el IDBG en los próximos seis a ocho años.

³Según un entrevistado, también existía una estrategia forestal a finales de la década de 1980 o principios de la década de 1990, pero no se encontró ninguna documentación.



Datos y Métodos

Se examinaron dos tipos de información para esta evaluación de los proyectos forestales aprobados por el IDBG: la base de datos de proyectos y documentos de proyectos del banco (propuestas de préstamos y documentos de cooperación técnica) y entrevistas con personal bancario actual y anterior. Los proyectos forestales se definieron como aquellos para los que la base de datos del banco enumeraba los bosques como un sector o subsector. Se preguntó a los entrevistados en qué proyectos forestales habían trabajado y los proyectos que aún no estaban incluidos se agregaron a la lista inicial.

Base de Datos Bancaria y Documentos de Proyectos

Para todos los proyectos identificados en la lista inicial y mediante entrevistas, se analizaron los documentos de proyecto disponibles. En este informe, los análisis cuantitativos de la información de proyectos se limitan a los proyectos aprobados en los últimos 12,5 años (enero de 2006 a junio de 2019); se excluyen los proyectos que se estaban implementando después de 2006 si su fecha de aprobación era anterior a 2006.

Para todos los proyectos identificados, los documentos del proyecto se analizaron para identificar la siguiente información.



Objetivos de Proyectos

Los proyectos generalmente tenían uno o más de los siguientes objetivos:

- **conservación forestal:** reducción de la presión sobre los bosques existentes, incluyendo la gestión de áreas protegidas;
- **restauración forestal:** rehabilitación y restauración de ecosistemas degradados;
- **agrosilvicultura:** implementación de sistemas agroforestales y silvopastoriles;
- **gestión forestal sostenible:** explotación sostenible de productos forestales, tanto maderables como no maderables;
- **plantaciones forestales:** la gestión y siembra de plantaciones de especies exóticas y nativas;
- **mercados:** el mercadeo, comercialización y desarrollo de mercado de productos forestales, ya sea mediante enfoques comerciales o de medios de vida, y mejoras en la cadena de valor (por ejemplo, eficiencia de los aserraderos);
- **tenencia de la tierra:** aclaración y aplicación de los derechos de tenencia de la tierra para promover el uso sostenible de la tierra;
- **monitoreo forestal:** seguimiento de la deforestación, gestión forestal, incendios, reforestación y otros cambios en el uso de la tierra;
- **gobernanza:** creación de políticas y capacidad para crear un entorno habilitante.

Monto y Fuente de Fondos

Esta información incluye el monto financiado por el IDBG y los donantes externos, y la fuente del financiamiento. Los proyectos se dividieron en dos categorías: proyectos financiados con préstamos y con donaciones.⁴ Además, debido a que los entrevistados informaron que la financiación climática era importante para los proyectos forestales, se incluyeron los montos y las fuentes de financiación climática. La financiación climática se definió como la financiación procedente de fondos específicos para mitigar el cambio climático—el Fondo Verde para el Clima, las ventanillas de cambio climático del FMAM, el Fondo Cooperativo para el Carbono de los Bosques, el Programa de Inversión Forestal y el Fondo de Inversión Climática.

³ Según un entrevistado, también existía una estrategia forestal a finales de la década de 1980 o principios de la década de 1990, pero no se encontró ninguna documentación.

La financiación climática se proporcionó generalmente como un subsidio o un préstamo. Dos de los 99 proyectos del IDBG considerados en este análisis involucraron componentes tanto de donaciones como de préstamos. Si bien los dos tipos de financiamiento se aprobaron por separado, para este capítulo se consideraron como uno solo para no inflar el número de proyectos aprobados.

Niveles de Financiamiento

Se revisaron las descripciones de los proyectos en los documentos de los proyectos para identificar las inversiones directas en los objetivos relacionados con los bosques, como se indican anteriormente. Solo los presupuestos para estas actividades se consideraron como una financiación forestal directa. Por ejemplo, un proyecto de préstamo basado en políticas de US \$600 millones en México (ME-L1268) tenía solo un componente relacionado con los bosques, con un presupuesto de \$165,8 millones.

Temas de Proyectos

La hipótesis era que los temas de los proyectos forestales cambiarían con el tiempo a medida que surgieran diferentes situaciones en el discurso nacional, regional y mundial. Las palabras clave que identifican los temas son las siguientes:

- **Forest certification.** Certificación forestal. Estos proyectos promueven productos forestales que provienen de plantaciones certificadas y bosques nativos manejados de manera sostenible, incluida la cadena de custodia certificada y las actividades de mercado. La certificación forestal se introdujo a principios de la década de 1990 para promover la gestión forestal sostenible, pero la implementación inicial quedó rezagada con respecto a las expectativas (Rametsteiner y Simula 2003) y no se ha recuperado mucho desde entonces.
- **Áreas protegidas.** El interés en esta estrategia de mando y control para promover la conservación ha crecido y disminuido, dados los diferentes hallazgos sobre sus beneficios. Las discusiones sobre los “parques de papel” datan al menos de finales de la década de 1990 (Dudley y Stolton 1999), aunque las evaluaciones más recientes son más positivas (Joppa y Pfaff 2011).
- **Gestión de cuencas.** “La gestión de cuencas es el proceso de organizar y orientar la tierra, el agua y otros recursos naturales utilizados en una cuenca para proporcionar los bienes y servicios adecuados, y a su vez mitigar el impacto en el suelo y los recursos de la cuenca... En esencia, es la gestión de recursos con la cuenca como la unidad organizacional básica” (Wang et al. 2016, 968). Estos proyectos organizan o promueven la gestión del uso de la tierra a nivel de cuencas.
- **Gestión costera.** Algunos proyectos en áreas costeras tienen como objetivo la conservación y rehabilitación de ecosistemas costeros, como los manglares. Estas actividades suelen estar más justificadas como adaptaciones al cambio climático vinculadas a sec-

tores económicos, como la pesca, que dependen de los ecosistemas costeros.

- **Medios de vida.** Los bosques apoyan los medios de vida y las comunidades locales de todo el mundo (Wunder et al. 2014), y los proyectos forestales a menudo son justificados por los beneficios sociales y económicos.
- **Servicios ambientales.** Los ecosistemas brindan muchos beneficios a los seres humanos, desde la regulación de la temperatura ambiente, el secuestro de carbono, el suministro de agua limpia y la polinización de cultivos hasta los servicios culturales (Millennium Ecosystem Assessment 2005). “Los orígenes de la historia moderna de los servicios ambientales se encuentran a finales de la década de 1970. Comienza con el marco utilitario de las funciones beneficiosas de los ecosistemas como servicios para aumentar el interés público en la conservación de la biodiversidad” (Gómez-Baggethun et al. 2010, 1209).
- **Pagos por servicios ambientales (PSA).** Al igual que la certificación, los PSA son un mecanismo de mercado para la conservación forestal, destinado a mejorar la gestión de la tierra. Los pagos pueden acumularse para los diferentes tipos de servicios ambientales. Aunque los servicios ambientales se han vendido en los mercados durante mucho tiempo, a principios de la década de 2000 este concepto apareció de manera más formal. Desde entonces, la implementación de estos esquemas ha aumentado rápidamente (Gómez-Baggethun et al. 2010).
- **Biodiversidad.** Mantener la variedad y variabilidad de animales, plantas y microorganismos a nivel genético, de especies y de ecosistema es importante para mantener la estructura y los procesos de un ecosistema. La biodiversidad respalda muchos servicios ambientales (FAO 2019).
- **Mitigación del carbono y el cambio climático.** El debate internacional sobre el cambio climático y las alternativas para reducir las emisiones de carbono ha centrado la atención en los bosques como reserva de carbono (el carbono se libera a la atmósfera a través de la pérdida y degradación de los bosques) y como un sumidero de carbono (los árboles en crecimiento capturan carbono). Los bosques ahora se consideran un medio prometedor y económico para abordar el cambio climático (Canadell y Raupach 2008).
- **Deforestación evitada.** Evitar la deforestación evita las emisiones de carbono a la atmósfera y, por tanto, mitiga el cambio climático. La inclusión de la deforestación evitada en la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático se produjo en 2007. A pesar de los considerables obstáculos técnicos, incluyendo las preguntas sobre su eficacia y el acuerdo sobre los métodos (Humphreys 2008), esta estrategia se ha incluido en varios proyectos del IDBG.
- **Gestión forestal comunitaria.** Estas actividades tienen como objetivo involucrar a las comunidades locales en la gestión forestal.

Los temas anteriores no son de ninguna manera excluyentes. Un proyecto que promueva la gestión de los bosques costeros podría mejorar los medios de vida locales y mitigar el cambio climático, por ejemplo. El propósito de analizar estos temas es evaluar cómo ha cambiado la justificación de los proyectos forestales en el IDBG entre 2006 y 2019.

Entrevistas con Personal Actual y Anterior

Las entrevistas siguieron un proceso semiestructurado, basado en una lista de preguntas (Anexo 1.2). Las entrevistas solicitaron opiniones sobre cómo los proyectos forestales en el IDBG han cambiado con el tiempo, las razones de estos cambios, el valor agregado del IDBG sobre los bosques y el proceso de originación de proyectos.

Treinta y tres empleados actuales y anteriores del IDBG fueron invitados a participar en las entrevistas y 23 aceptaron la invitación (68 por ciento de tasa de respuesta). Cuatro encuestados estaban jubilados. Los empleados actuales representaron varias divisiones: 9 trabajaron en la sede principal en Washington y 10 trabajaron en oficinas regionales. La Tabla 1 muestra los detalles del trabajo del IDBG para los 23 encuestados.

		Entrevistas
Ubicación	Sede principal	9
	Oficinas regionales	10
División	Cambio Climático	6
	Desarrollo Ambiental y Rural y Gestión del Riesgo de Desastres	7
	Unidad de Salvaguardias Ambientales	1
	Planificación Estratégica y Eficacia en el Desarrollo	1
	Fondo Multilateral de Inversiones	1
	Vicepresidencia de Países	1
	Cambio Climático y Desarrollo Sostenible	1
	Mercados de Capitales e Instituciones Financieras	1
Personal jubilado		4
Total de entrevistas		23

Tabla 1. Entrevistas con personal jubilado y actual del IDBG

El IDBG aprobó \$1.485 millones en actividades forestales desde 2006 hasta junio de 2019, o alrededor de \$120 millones por año... El aumento de las donaciones desde 2013 en adelante coincide con la disponibilidad de fondos climáticos para los proyectos forestales, que duplicó con creces la financiación de la donación para los bosques.

Hallazgos

Los resultados de las entrevistas y los análisis de documentos se dividen en cuatro secciones. La primera sección presenta la historia reciente del trabajo del IDBG sobre los bosques y la segunda describe cómo se desarrollan los proyectos, con base en la información recopilada a través de las entrevistas. La tercera se centra en el número de proyectos aprobados a lo largo del tiempo y la última evalúa los tipos de proyectos aprobados a lo largo del tiempo; ambas secciones se basan en el análisis de los documentos de proyectos.

Historia Reciente de Proyectos Forestales

La línea de tiempo comienza en la década de 1980, cuando los encuestados más experimentados comenzaron a trabajar en el IDBG. La perspectiva histórica de esta sección se basa en las opiniones de los entrevistados sobre lo que dio forma a la política forestal de la organización a lo largo del tiempo.

Para el año 1980, los líderes del IDBG habían discutido si los bosques serían considerados desde una perspectiva industrial o como parte de la agricultura. Se eligió la agricultura como sede de los bosques y, por lo tanto, los proyectos forestales se desarrollaron junto con los proyectos de desarrollo rural, que luego incluyeron la silvicultura. Para los grandes proyectos de infraestructura, como presas y carreteras, la silvicultura también se incluyó como una estrategia de mitigación, para compensar el daño ambiental del desarrollo de la infraestructura y que a menudo incluye actividades u objetivos forestales.

En la década de 1990, la silvicultura se percibía desde una perspectiva ambiental más amplia que abarcaba la prevención de desastres y la conservación de los bosques existentes. La conservación de los bosques comenzó a verse como una forma de reducir el daño de los eventos climáticos extremos (particularmente después de que el huracán Mitch azotó América Central en 1998) y reducir los altos costos de reconstrucción. La conservación de la selva amazónica también fue una prioridad para el presidente del IDBG, Enrique Iglesias, quien presentó una transmisión para todos los países sobre su visión de la silvicultura.

Con esta función ampliada de la silvicultura, más personas con experiencia técnica forestal se unieron al banco. Estos especialistas formaron un equipo sólido que podría preparar directrices técnicas y proyectos para la Región 2 (América Central, México, República Dominicana y Haití) sobre temas que van desde la reforestación y la gestión forestal sostenible hasta la gestión de cuencas hidrográficas y la industria forestal.

La evaluación de este equipo (Norheim 2005) describió los proyectos forestales del IDBG en la Región 2 de 1998 a 2005, cubriendo no solo los proyectos finales sino también los que aún están en desarrollo, e incluyendo no solo los proyectos forestales en sí, sino también otros tipos de proyectos con actividades forestales. En los ocho años, el IDBG aprobó 103 proyectos que incluyeron financiamiento para actividades forestales: 32 préstamos, 56 cooperaciones técnicas, 7 operaciones del Fondo Multilateral de Inversiones; 8 proyectos y pequeños proyectos del Programa de Emprendimiento Social, y 10 operaciones especiales. De estos proyectos, 70 fueron aprobados entre 2003 y 2005, lo que indica un aumento de la importancia de la silvicultura durante el período. Los países con más operaciones forestales fueron Guatemala y Honduras. Se consideró que el aumento de los proyectos financiados por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial explicaba el aumento de las actividades forestales en los últimos años del análisis (Norheim 2005).

El financiamiento para los proyectos de la Región 2 considerados en Norheim (2005) ascendió a US \$1.400 millones durante 1998–2005 (de los cuales \$1.380 millones consistieron en préstamos). Sin embargo, debido a que las actividades forestales a veces se incluyeron en proyectos mucho más grandes, el autor no pudo determinar cuánto dinero se destinó directamente a las actividades forestales.

Norheim (2005, 16) concluyó que los proyectos siguieron las tendencias en términos de disciplina en la gestión de la renovación de los recursos naturales:

[inicio del extracto]

En la década de 1970 hubo muchos proyectos que apoyaron el desarrollo de la industria forestal, pero hubo menos de estos financiados en los 80 y fueron reemplazados por los llamados proyectos integrales (por ejemplo, desarrollo rural integrado, silvicultura comunitaria, etc.) y entre estos los proyectos de gestión de cuencas que arrancaron con más fuerza en los años 90. Otros temas “nuevos” que vienen con más fuerza en los últimos años de la evaluación son la biodiversidad/áreas protegidas, la certificación forestal y el uso de la tierra forestal... En los últimos años también ha habido una tendencia a “volver a las raíces”, en el sentido de un renovado interés en desarrollar proyectos específicos al sector forestal. Esta tendencia tiene relación con la disminución del sector público y un énfasis en el sector privado (competitividad), combinado con el gran potencial que tiene el sector forestal en varios países.

[final del extracto]

La Tabla 2 muestra los tipos de proyectos aprobados para su financiamiento en la Región 2 entre 1998 y 2005.

Tema	Préstamos aprobados	Otros proyectos aprobados	Total
Gestión forestal sostenible	19	22	41
Plantaciones, restauración	14	18	32
Silvicultura para la gestión de cuen-cas hidrográficas	17	13	30
Áreas protegidas	11	13	24
Agrosilvicultura	10	11	21
Silvicultura para la conservación del suelo	11	10	21
Industria forestal	4	15	19
Políticas forestales	6	12	18
Biodiversidad	7	8	15
Silvicultura para la reducción del riesgo de desastres	8	6	14
Financiamiento forestal	5	5	10
Ecoturismo en áreas forestales	1	8	9
Silvicultura comunitaria	4	3	7
Comercialización	2	5	7
Certificación forestal	2	4	6
Recarga de acuíferos	2	3	5
Captura de carbono	1	3	4
Incendios forestales y plagas	2	0	2
Total	126	159	285

Tabla 2. Temas de Proyectos Forestales en la Región 2, 1998-2005

Fuente: Adaptado de Norheim (2005).

La definición de proyectos forestales de Norheim (2005) fue menos estricta que la utilizada en este capítulo. Por ejemplo, consideraba que todos los proyectos implementados en áreas boscosas eran proyectos forestales y, por lo tanto, un proyecto de turismo en un bosque se consideraba un proyecto forestal incluso si no financiaba actividades directamente relacionadas con el bosque. Tampoco desglosó la financiación para las actividades forestales del presupuesto total de proyectos.

Desarrollo de Proyectos

La definición de proyectos forestales de Norheim (2005) fue menos estricta que la utilizada en este capítulo. Por ejemplo, consideraba que todos los proyectos implementados en áreas boscosas eran proyectos forestales y, por lo tanto, un proyecto de turismo en un bosque se consideraba un proyecto forestal incluso si no financiaba actividades directamente relacionadas con el bosque. Tampoco desglosó la financiación para las actividades forestales del presupuesto total de proyectos.

- **Country demand.** Para todos los proyectos, el IDBG trabaja con los países clientes para implementar las prioridades del país. Se necesitan cartas de apoyo para considerar un proyecto.
- **Reglas de donantes.** El financiamiento de los donantes suele ser concesional, con crédito “blando” otorgado al deudor, en comparación con préstamos a tasa de mercado.⁵ Dados los términos de financiamiento preferencial, los donantes imponen condiciones o criterios de elegibilidad para que los deudores accedan y utilicen sus fondos. Los criterios y condiciones son específicos de cada fondo y donante y pueden variar desde asignaciones específicas de cada país (como las asignaciones STAR para el Fondo para el Medio Ambiente Mundial, en las que a un país se le asigna una cantidad preestablecida de financiación en áreas temáticas) hasta directrices generales (como con el Fondo Verde para el Clima).
- **Prioridades del IDBG.** Los equipos técnicos del IDBG han elaborado documentos marco sectoriales⁶ para orientar las prioridades en el portafolio de proyectos. Estos documentos varían en su especificidad, detalle, antecedentes e información estratégica. Además, las 26 oficinas del IDBG (una en cada uno de sus países miembros deudores) varían en tamaño y estructura, pero incluyen especialistas técnicos en el campo. Esto le da al IDBG una ventaja competitiva en términos de compromiso con los grupos de interés locales y su interacción con las prioridades del IDBG.
- **Insumos idiosincrásicos de especialistas del IDBG.** Debido a la experiencia técnica del personal del IDBG, las personas pueden tener una influencia significativa en la definición del portafolio, especialmente en la definición del alcance y las características específicas de los proyectos que desarrollan.

⁵Según lo definido por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (<https://stats.oecd.org/glossary/detail.asp?ID=408>).

⁶ Los documentos de los marcos sectoriales están disponibles aquí: <https://www.iadb.org/en/about-us/sector-policies-and-sector-framework-documents>.

La forma en que se desarrollan los nuevos proyectos y se eligen las actividades para su financiación implica un equilibrio entre las fuerzas impulsoras que influyen en la formulación del proyecto. En las entrevistas, los encuestados dijeron que este equilibrio varía con la fuente de fondos y también con la capacidad de los especialistas individuales para influir en el proceso.

Para los préstamos con garantía soberana, las prioridades del país tienen peso porque el país debe reembolsar estos préstamos y, por lo tanto, tiene una fuerte influencia en la naturaleza del proyecto. A veces, especialmente en países más pequeños, el gobierno determina el enfoque del sector o el problema que se abordará, y depende del especialista en el país (o el especialista que lidera la preparación del proyecto) determinar qué actividades del proyecto se implementarán para abordar estos problemas. Para los proyectos financiados con donaciones, las reglas de los donantes son primordiales debido a que determinan los criterios de elegibilidad; las prioridades de los países y los aportes de los especialistas son secundarios.

En resumen, los proyectos que se financiaron dependieron principalmente de si un país les dio prioridad. Esta priorización podría hacerse a un alto nivel y determinar qué actividades específicas implementaría el proyecto. Incluso con la orientación del gobierno del país de alto nivel, los especialistas del equipo de desarrollo del proyecto tenían margen de maniobra para proponer cómo se gastarían los fondos. El equipo detallaría los objetivos del proyecto para cumplir con los requisitos de los donantes y las prioridades del país, según sea necesario. Los especialistas trabajaron con orientación bancaria a un alto nivel en términos de lo que el banco quería financiar.

Número de Proyectos

Los resultados presentados en esta sección se basan en los proyectos forestales aprobados desde 2006 (como se define en la sección de Datos y Métodos).

Entre febrero de 2006 y julio de 2019, el IDBG aprobó un total de 99 proyectos forestales. La Figura 1 muestra la cantidad de proyectos aprobados en cada año, con las donaciones aprobadas en azul y los proyectos de préstamos en amarillo. La figura muestra una disminución inicial en los proyectos forestales (solo donaciones) de 2006 a 2008, seguida de un aumento interanual constante con un pico en las aprobaciones de proyectos en 2013 (17 proyectos), luego una disminución hasta 2016 (4 proyectos) y aumentos en 2017 (11 proyectos) y 2018 (10 proyectos).

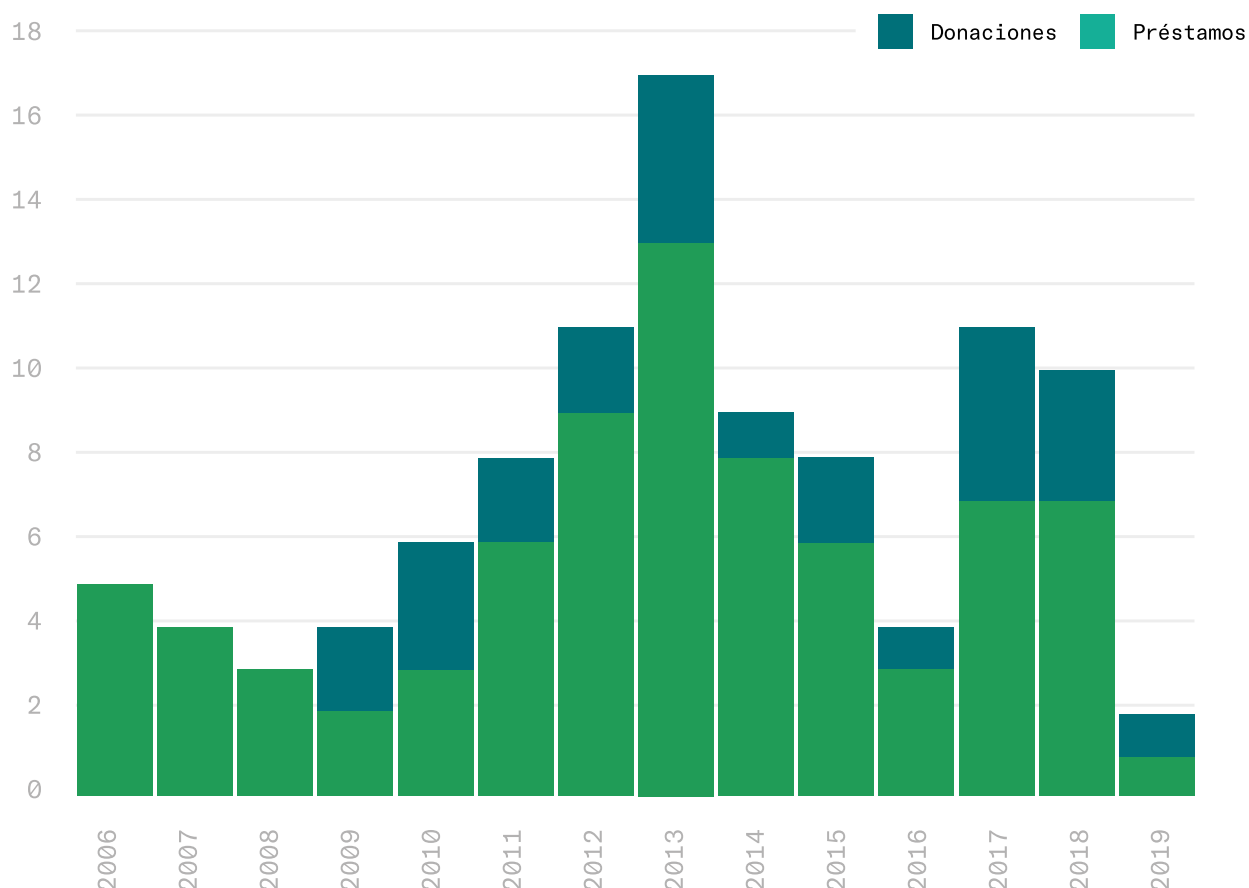


Figura 1. Aprobaciones de Proyectos Forestales, 2006-2019

Aunque se han aprobado más proyectos de donaciones que de préstamos, el número de préstamos no varía mucho a lo largo de los años (de cero a 4 proyectos en un año dado), mientras que las donaciones son más variables (de 1 a 13 proyectos por año). El aumento en el número de donaciones de 2012 a 2013 se explica por el aumento de la financiación disponible para los países a través del Fondo de Inversión Climática y el Fondo Cooperativo para el Carbono de los Bosques. En el caso de préstamos, las razones de la disminución a lo largo del tiempo son difíciles de precisar dado que los proyectos suelen tardar más de un año en prepararse.

Las cifras se refieren a todo el portafolio forestal del IDBG y, por lo tanto, pueden ocultar importantes diferencias regionales. Las regiones del IDBG son las siguientes:

- **Cono Sur:** Brasil, Argentina, Paraguay y Uruguay;
- **Andes:** Bolivia, Perú, Ecuador y Colombia;
- **América Central:** Nicaragua, Honduras, El Salvador, Guatemala y México;
- **El Caribe:** Haití, República Dominicana, Jamaica, Bahamas, Surinam y Guyana.

Los proyectos “regionales” no son específicos a un país o incluso a una región; se utilizan para financiar el desarrollo de productos de conocimiento u otras actividades generales.

La Tabla 3 muestra el número de proyectos por región. La región con más proyectos aprobados durante el periodo de estudio de 12,5 años fue Los Andes (23), seguida de América Central (22), Cono Sur (21) y el Caribe (16). La región de los Andes también tuvo el mayor número de donaciones (21) y el Caribe, el menor número (11). América Central tuvo la mayor cantidad de préstamos (10) y los Andes tuvo la menor cantidad (3).

Región	Préstamos		Grants		Donaciones	
	(n)	%	(n)	%	(n)	%
Andes	3	13	21	27	23	23
América Central	9	38	15	19	22	22
Cono Sur	7	29	14	18	21	21
El Caribe	5	21	11	14	16	16
Regional	0	0	16	21	17	17
Total	24	100	77	100	99	100

Table 3. Donaciones y Préstamos Aprobados de 2006 a junio de 2019, por Región

Nota: Dos proyectos tuvieron componentes de donaciones y préstamos y, por lo tanto, la suma de préstamos y donaciones es mayor que el número total de proyectos.

La Figura 2 muestra las aprobaciones de proyectos forestales por región por año.

Los proyectos aprobados en el Cono Sur aumentaron hasta 2013 y luego disminuyeron significativamente. América Central muestra un patrón similar. El número de aprobaciones de proyectos en los Andes fue más consistente, uno, dos o tres por año.

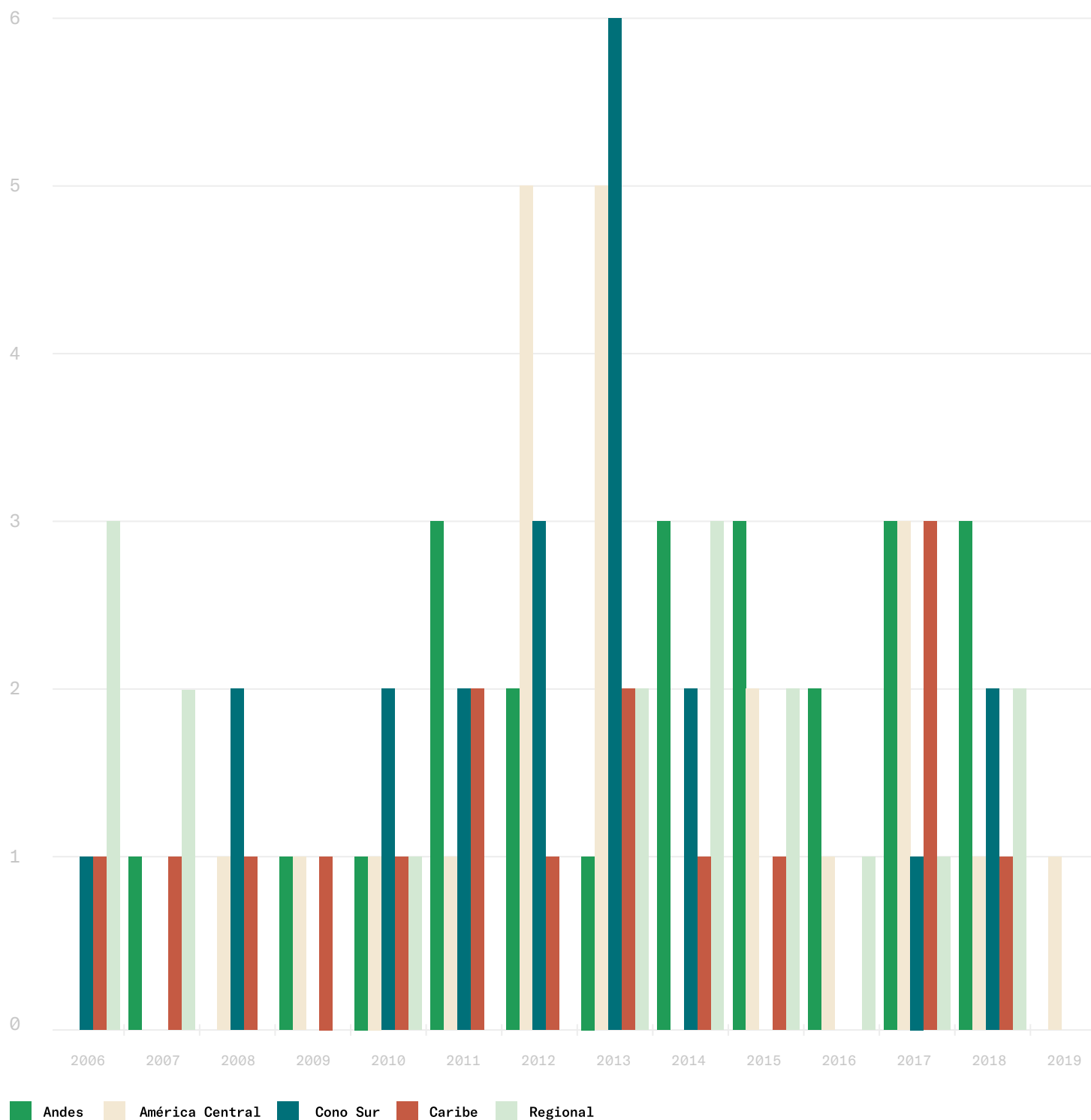


Figura 2. Aprobaciones de Proyectos Forestales, 2006-2019, por Región

Financiamiento de Proyectos

Las tendencias en la cantidad de proyectos cuentan parte de la historia de cómo los proyectos forestales han cambiado con el tiempo en el IDBG, pero los cambios en la cantidad de financiamiento también son importantes. La Figura 3 muestra el financiamiento forestal aprobado para los mismos proyectos en la Figura 1.

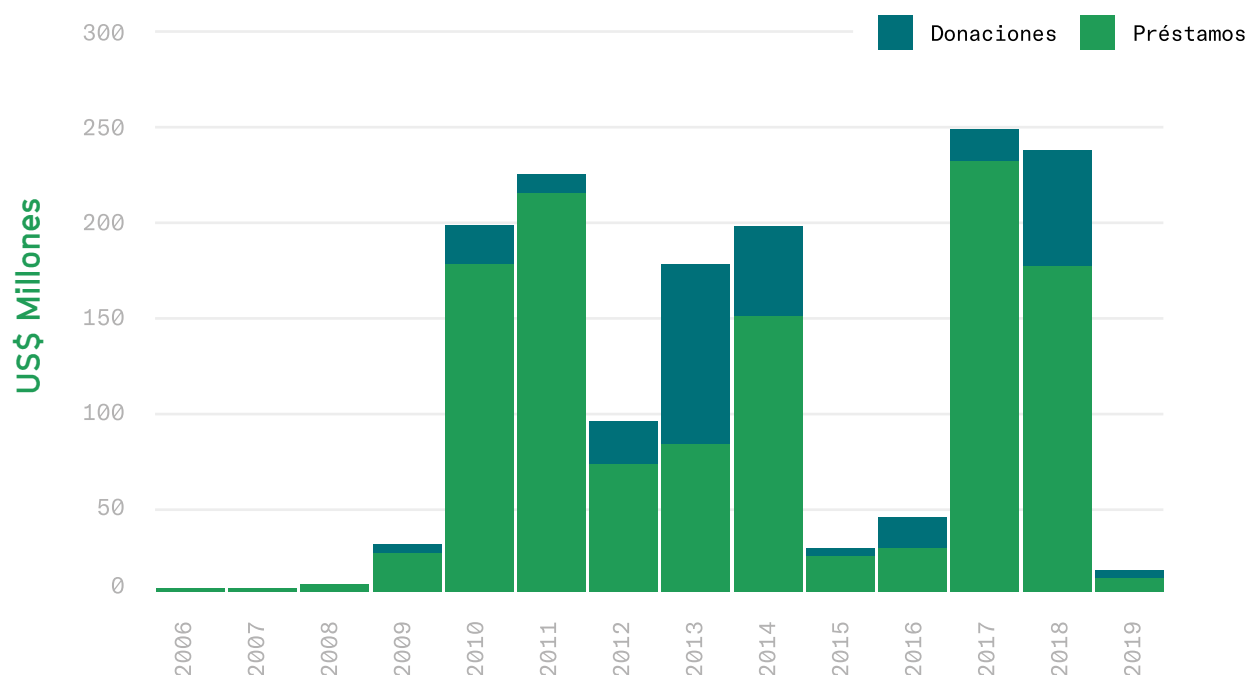


Figura 3. Financiamiento de Proyectos Forestales (millones de US\$), 2006-2019

Aquí solo se considera el financiamiento para actividades forestales directas, no el presupuesto total del proyecto. Sin embargo, para algunos proyectos, las dos cifras son las mismas. El IDBG aprobó US \$1,485 millones en actividades forestales desde 2006 hasta junio de 2019, o alrededor de \$120 millones por año. Este número no puede compararse con la estimación de Norheim (2005), quien estudió solo una región de las operaciones del IDBG y definió los proyectos forestales de manera más vaga (véase la sección de Historia Reciente, más arriba).

Aunque se han financiado más proyectos mediante donaciones que mediante préstamos (véase la Figura 1), la Figura 3 muestra que los proyectos de préstamos tienen una financiación mucho mayor. En los primeros cuatro años del análisis, los montos aprobados, tanto de donaciones como de préstamos, fueron muy reducidos, y se repitió otra desaceleración entre 2015 y 2016. El aumento de las donaciones a partir de 2013 coincide con la disponibilidad de financiación climática para proyectos forestales, que duplicó con creces la financiación de donaciones para los bosques. A principios de 2012, se habían aprobado US \$37 millones en donaciones durante los seis años anteriores, pero en los próximos seis años, el IDBG aprobó otros US \$239 millones en donaciones. La Figura 4 muestra el financiamiento total de proyectos forestales aprobado en el mismo período y la proporción del financiamiento climático.

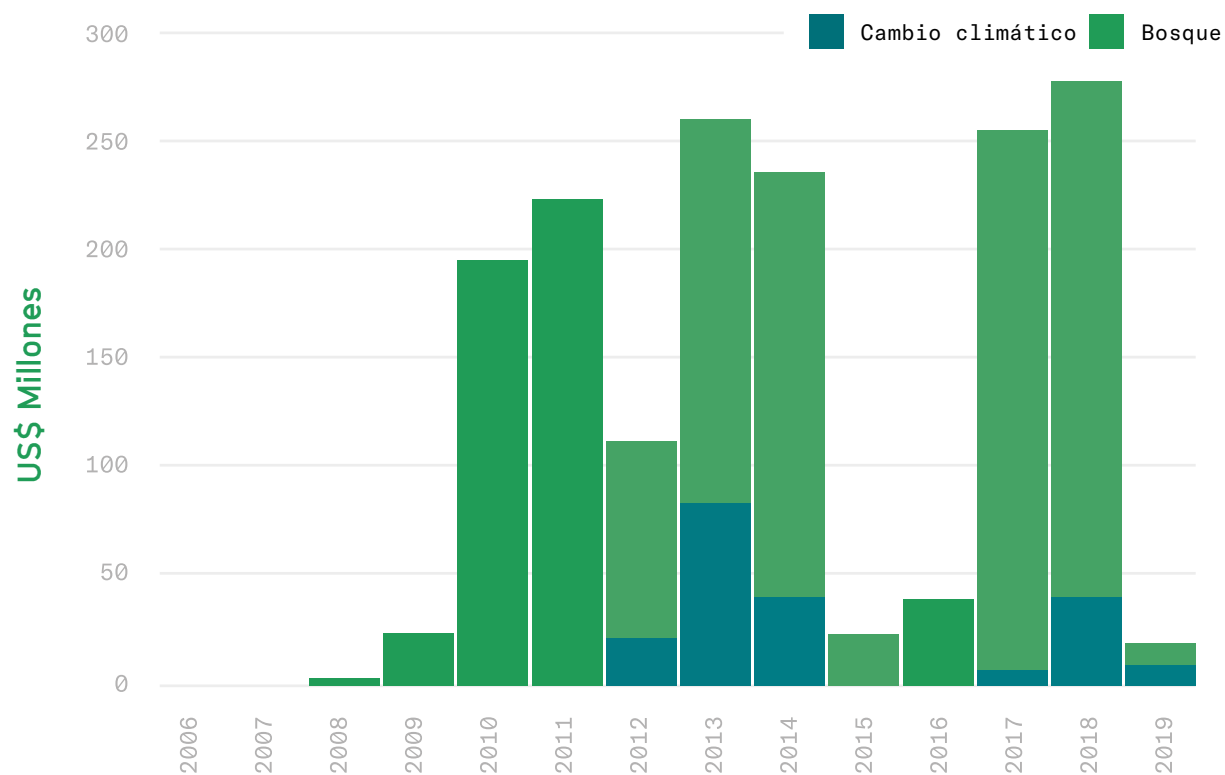


Figura 4. Financiamiento para Proyectos Forestales y de Cambio Climático (millones de US\$), 2006-2019

El financiamiento para el cambio climático comenzó en 2013, con el Fondo de Inversión Climática y el Fondo Cooperativo para el Carbono de los Bosques, y esta fuente ahora representa el 14,2 por ciento de todo el financiamiento para proyectos forestales aprobados por el IDBG. Según los entrevistados, se espera que la contribución del financiamiento climático aumente con la aprobación de algunos proyectos en desarrollo, como el Programa de Inversión Forestal de Guatemala y también con posibles nuevos proyectos forestales financiados por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial 7 y el Fondo Verde para el Clima.

Objetivos Forestales Financiados

La Tabla 4 muestra la frecuencia con la que cada objetivo forestal fue parte de proyectos financiados, por región. Los porcentajes indican la importancia relativa de estas actividades en los portafolios regional y total.

Objetivo	Andes		América Central		El Caribe		Cono Sur		Portafolio	
	(n)	%	(n)	%	(n)	%	(n)	%	(n)	%
Gestión forestal sostenible	10	43	11	50	7	44	12	57	43	42
Gobernanza	10	43	12	55	7	44	10	48	42	41
Conservación	10	43	11	50	6	38	7	33	35	34
Restauración	3	13	13	59	5	31	8	38	30	29
Mercados	6	26	6	27	5	31	8	38	28	27
Monitoreo	6	26	9	41	7	44	4	19	27	26
Agrosilvicultura	2	9	12	55	5	31	4	19	24	24
Plantaciones forestales	0	0	7	32	2	13	8	38	18	18
Tenencia de la tierra	1	4	2	9	3	19	4	19	10	10
Número de proyectos	23	100	22	100	16	100	21	100	102	100

Tabla 4. Objetivos de Proyectos Forestales, por Región⁷

Como indica la Tabla 4, la gestión forestal sostenible (incluida en el 42 por ciento de todos los proyectos) y la gobernanza (41 por ciento) fueron los objetivos más comunes en el portafolio general de proyectos forestales. La conservación se incluyó en el 34 por ciento, la restauración forestal en el 29 por ciento, la deforestación evitada en el 22 por ciento, los mercados en el 27 por ciento y el monitoreo en el 26 por ciento. Sin embargo, también hubo diferencias regionales significativas. En los Andes, la con-

⁷ El portafolio incluye proyectos regionales que no se agregaron en los recuentos de regiones individuales.

servación, la gobernanza y la gestión forestal sostenible fueron los tres objetivos principales, cada uno de los cuales representó el 43 por ciento de los proyectos, pero las plantaciones forestales no se incluyeron en absoluto y la tenencia de la tierra fue parte de un solo proyecto. En América Central, los proyectos se enfocaron en la restauración (59 por ciento), la gobernanza (55 por ciento), la agrosilvicultura (55 por ciento) y la conservación (50 por ciento). En el Caribe, el monitoreo forestal, la gobernanza y la gestión forestal sostenible fueron objetivos comunes. En el Cono Sur, la gestión forestal sostenible y la gobernanza fueron los principales objetivos (48 por ciento cada uno), seguidos de la restauración, las plantaciones forestales y los mercados (38 por ciento cada uno). La tenencia de la tierra, un objetivo de solo el 10 por ciento de los proyectos en el portafolio, todavía variaba entre las regiones: representó el 19 por ciento de los proyectos del Cono Sur y el Caribe, pero solo el 4 por ciento de los proyectos de los Andes.

Estos mismos objetivos se grafican en la Figura 5 para mostrar cómo los énfasis se han desplazado con el tiempo para el portafolio de proyectos forestales.

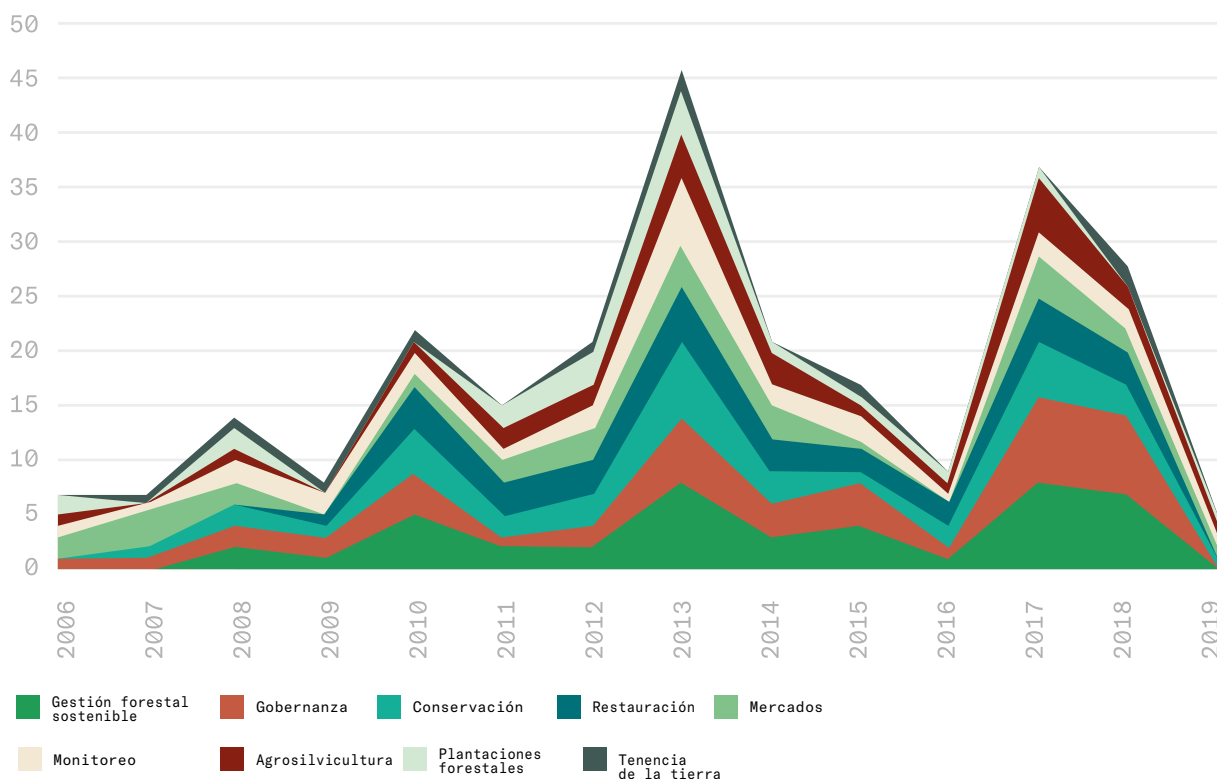


Figura 5. Objetivos de Proyectos Forestales, 2006-2019

Debido a que un solo proyecto puede tener varios objetivos relacionados con los bosques, el número de objetivos en un año determinado puede no ser el mismo que el número de proyectos aprobados. Los proyectos anteriores se centraron más en los mercados de productos forestales, incluyendo la creación de un entorno empresarial, el apoyo a las pequeñas y medianas empresas forestales y el desarrollo o la mejora de los productos forestales y las cadenas de valor. En general, la conservación se ha incluido en más proyectos que las plantaciones forestales, y la restauración

de bosques para la mitigación del cambio climático ha sido un objetivo más común desde 2013 (cuando se dispuso de financiación para el cambio climático).

La Tabla 5 muestra los tipos de inversión en proyectos de donaciones, proyectos de préstamos y proyectos de financiamiento climático.⁸

Project objective	Donación		Préstamo		Fondos climáticos		Portfolio	
	(n)	%	(n)	%	(n)	%	(n)	%
Gestión forestal sostenible	33	42	11	42	12	50	43	42
Gobernanza	32	41	10	38	12	50	42	41
Conservación	28	36	9	35	10	42	35	34
Restauración	22	28	9	35	9	38	30	29
Mercados	20	26	10	38	10	42	38	27
Monitoreo	24	31	4	15	5	21	27	26
Agrosilvicultura	17	22	7	27	8	33	24	24
Plantaciones forestales	11	14	5	19	8	33	18	18
Tenencia de la tierra	5	6	3	12	6	25	10	10
Número de proyectos	78	100	26	100	24	100	102	100

Table 5. Objetivos de Proyectos Forestales, por Tipo de Financiación

Como muestra la tabla, la gestión forestal sostenible fue un objetivo en el 42 por ciento de todos los proyectos de donaciones y préstamos y en el 50 por ciento de todos los proyectos financiados con fondos climáticos. Algunos objetivos de proyectos, como las plantaciones forestales y las inversiones de mercado, pueden generar ganancias privadas y, por lo tanto, se financian más mediante préstamos (que luego se reembolsan) en lugar de donaciones. Para los objetivos que generan beneficios meramente públicos, como el monitoreo, las donaciones son la principal fuente de financiación.

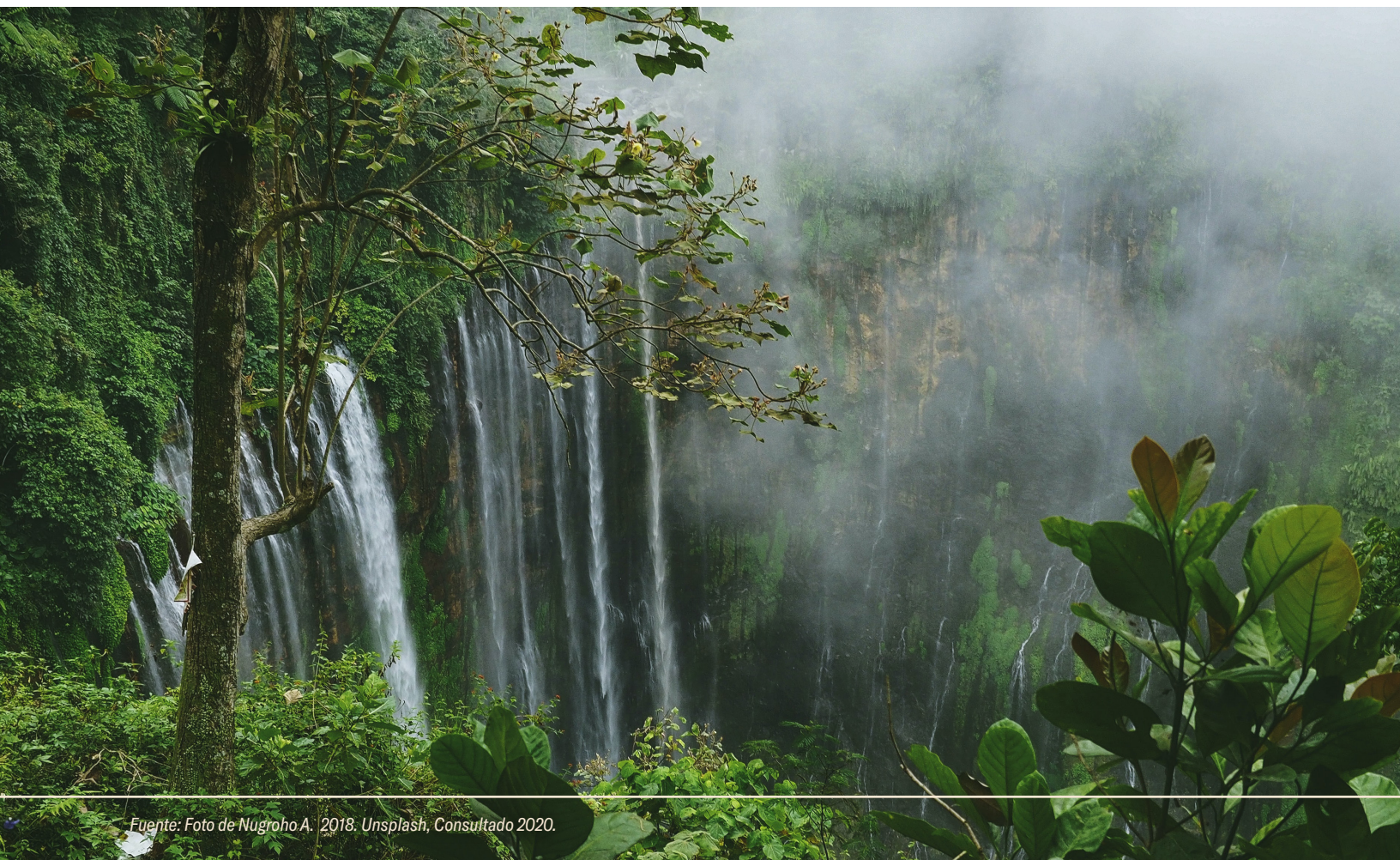
⁸ La financiación climática puede adoptar la forma de donaciones o préstamos (véase la sección de Datos y Métodos).

La gobernanza y la gestión forestal fueron el enfoque más común para los proyectos forestales, ya sea que esos proyectos fueran financiados por donaciones o préstamos y a pesar de las diferencias en cómo se diseñan los proyectos de donaciones y préstamos: los proyectos de donaciones generalmente deben cumplir con los criterios de los donantes y los proyectos en los que se deben reembolsar los préstamos tienen una mayor apropiación por parte del país.

Por último, la financiación climática contribuyó a la financiación de 24 de 102 proyectos (23,5 por ciento). Estos proyectos también se centraron en la gobernanza y la gestión forestal sostenible (50 por ciento cada uno), seguida de los mercados y la conservación (42 por ciento cada uno).

Temas de Proyectos

Los temas son palabras clave que se utilizan en los documentos de proyectos para justificar o explicar un proyecto. Los temas están relacionados con políticas y debates a nivel nacional e internacional y han cambiado con el tiempo. La Tabla 6 muestra los temas de los proyectos en cada región y el portafolio en su conjunto. Estos temas pueden estar directamente relacionados con los objetivos de proyectos (por ejemplo, las áreas protegidas se relacionan con la conservación) pero también pueden reflejar metas más amplias (por ejemplo, la gestión de cuencas hidrográficas puede comprender varios objetivos). Por lo tanto, brindan información importante sobre cómo se justificaron los proyectos y el contexto en el que se prepararon.



La gobernanza y la gestión forestal fueron el enfoque más común para los proyectos forestales, ya sea que esos proyectos fueran financiados mediante donaciones o préstamos...

Tema	Andes		América Central		El Caribe		Cono Sur		Portfolio	
	(n)	%	(n)	%	(n)	%	(n)	%	(n)	%
Carbono	13	57	10	45	6	38	8	38	38	46
Biodiversidad	5	22	4	18	3	19	9	43	28	34
Medios de vida	7	30	8	36	5	31	5	24	27	33
Servicios ambientales	4	17	5	23	3	19	3	14	22	27
Deforestación evitada	4	17	8	36	6	38	4	19	22	22
Áreas protegidas	3	13	4	18	3	19	6	29	18	22
Gestión forestal comunitaria	4	17	8	36	2	13	2	10	17	21
Gestión de Cuencas	3	13	2	9	3	19	1	5	10	12
Pago por servicios ambientales	1	4	4	18	1	6	0	0	6	7
Certificación forestal	1	4	1	5	0	0	3	14	6	7
Manglares	0	0	1	5	1	6	1	5	3	4
Gestión costera	0	0	0	0	1	6	1	5	2	2
Total	23	100	22	100	16	100	21	100	82	100

Tabla 6. Temas de Proyectos Forestales, por Región

Casi la mitad de todos los proyectos (46 por ciento) incluyeron carbono en la descripción o justificación del proyecto. Este fue considerablemente el tema más común, seguido de la biodiversidad (34 por ciento) y los medios de vida (33 por ciento).

Las diferencias regionales fueron significativas. En los Andes, el carbono fue un tema muy común (con el 57 por ciento de los proyectos usando este término), y el segundo tema más común fueron los medios de vida (citado en el 30 por ciento de los proyectos).

En América Central, el carbono fue nuevamente el tema más común (45 por ciento de los proyectos), seguido de los medios de vida y la gestión forestal comunitaria (36 por ciento). Los manglares y la gestión costera no se mencionaron en absoluto en los Andes, pero es sorprendente que, en el Caribe, donde las zonas costeras son importantes por razones económicas, sociales y ambientales, pocos proyectos forestales (6 por ciento) se enfocaron en manglares y gestión costera; el carbono seguía siendo el tema más mencionado (38 por ciento), seguido de los medios de vida (31 por ciento). En el Cono Sur, sin embargo, la biodiversidad se citó con más frecuencia (43 por ciento de los proyectos) que el carbono (38 por ciento). La Figura 5 muestra cómo ha cambiado la clasificación a lo largo del tiempo.

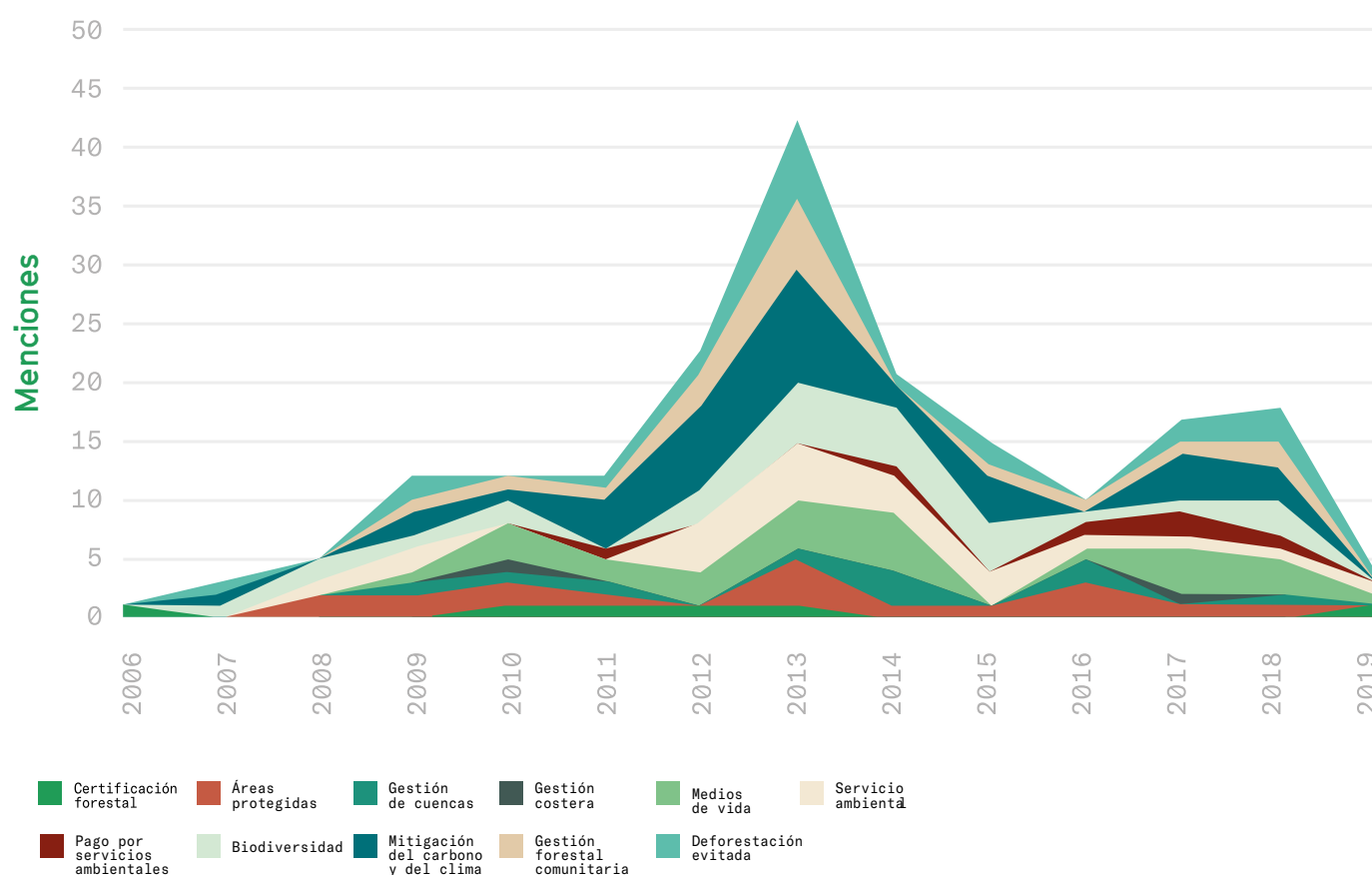


Figura 6. Temas de Proyectos Forestales, 2006-2019

La figura muestra el fuerte aumento del carbono como tema en los documentos de proyectos, desde una primera mención en 2008 hasta el dominio en 2011. Este también es el caso de la deforestación evitada, aunque no es tan frecuente después de 2013. La biodiversidad también fue un tema común. Los medios de vida y los servicios ambientales fueron importantes hasta que estos últimos perdieron terreno alrededor de 2017-2018. La certificación forestal se mencionó cada vez más hasta el año 2013, momento en el que se estancó. La Tabla 7 muestra cómo el uso de estos discursos cambia entre proyectos financiados con préstamos, proyectos financiados con donaciones y proyectos financiados con fondos climáticos:

Tema	Donación		Préstamo		Fondos Climáticos		Portfolio	
	(n)	%	(n)	%	(n)	%	(n)	%
Carbono	33	42	10	38	7	29	38	46
Biodiversidad	24	31	7	27	5	21	28	34
Medios de vida	18	23	11	42	11	46	27	33
Servicios ambientales	18	23	9	35	7	29	22	22
Deforestación evitada	20	26	7	27	3	13	22	27
Áreas protegidas	12	15	5	19	6	25	18	22
Gestión forestal comunitaria	12	15	10	38	7	29	17	21
Gestión de Cuencas	8	10	2	8	2	8	10	12
Pago por servicios ambientales	4	5	2	8	3	13	6	7
Certificación forestal	3	4	0	0	3	13	6	7
Manglares	1	1	1	4	2	8	3	4
Gestión costera	0	0	0	0	2	8	2	2
Total	78	100	26	100	24	100	82	100

Table 7. Temas de Proyectos Forestales, por Tipo de Financiación

A juzgar por su frecuente mención en proyectos financiados con donaciones, el carbono (42 por ciento) y la biodiversidad (31 por ciento) fueron claros favoritos de los donantes, al igual que los medios de vida, la deforestación evitada y los servicios ambientales. La gestión costera no se mencionó en ningún proyecto de donación y los manglares en solo uno. Los medios de vida (42 por ciento) fueron el tema principal en los proyectos de préstamos, seguidos de la gestión forestal comunitaria y el carbono (38 por ciento cada uno), lo que indica un enfoque en vincular los bosques con los resultados socioeconómicos. Por último, casi la mitad (46 por ciento) de los proyectos financiados con fondos climáticos mencionaron medios de vida, seguidos del carbono y la gestión forestal comunitaria (29 por ciento cada uno). La importancia de los bosques tanto para la mitigación como para la adaptación al cambio climático explica estos resultados: el carbono no es la única justificación para incluir a los bosques en los proyectos de cambio climático.

Conclusión

Este capítulo analiza los 99 proyectos forestales aprobados por el IDBG entre 2006 y junio de 2019 (12,5 años). Los resultados se basan en análisis de documentos de proyectos y entrevistas con 23 funcionarios actuales y anteriores del IDBG. Las aprobaciones de proyectos han cambiado con el tiempo tanto en número (con un pico en 2013) como en financiamiento (menos préstamos, pero más grandes). El enfoque de las inversiones en bosques no ha cambiado significativamente con el tiempo, siendo la gestión forestal sostenible, la gobernanza y la conservación los principales objetivos de los proyectos. Finalmente, el carbono, la biodiversidad y los medios de vida fueron los temas más comunes utilizados para justificar los proyectos forestales. Las entrevistas semiestructuradas proporcionaron información sobre cómo los proyectos forestales del IDBG han cambiado con el tiempo, las razones de estos cambios, el valor agregado del IDBG a los bosques y cómo se originan y se desarrollan los proyectos.

Dado el cambio del banco en la década de 1990 de la contratación de expertos técnicos a la formación de equipos de especialistas que actúan como gerentes de proyectos y portafolios, es importante evaluar el papel que el IDBG quiere tener en un área técnica como la silvicultura. El número de proyectos y su financiamiento ha aumentado significativamente durante el período evaluado, principalmente debido a la mayor disponibilidad de financiamiento climático (que representó el 14,2 por ciento de todo el financiamiento forestal aprobado por el IDBG en el período de estudio). Este aumento fue impulsado en gran medida por las demandas de los países y la influencia de los especialistas individuales, sin mucha orientación estratégica por parte del banco, su liderazgo intelectual o su experiencia técnica; más bien, el desarrollo de proyectos es mayoritariamente oportunista.

Referencias

- Arima, E.Y., P. Barreto, E. Araújo, and B. Soares-Filho. 2014. Public policies can reduce tropical deforestation: Lessons learned and challenges from Brazil. *Land Use Policy* 41: 465–73.
- BBC. 2019. Amazon fires increase by 84% in one year—space agency. Available at: <https://www.bbc.com/news/world-latin-america-494159>
- Brown, C. 2003. The global outlook for future wood supply from forest plantations. Working paper GFPOS/WP/03, Food and Agriculture Organization, Rome. Available at: <http://www.fao.org/3/X8423E/X8423E00.htm>.
- Canadell, J. G., and M. R. Raupach. 2008. Managing forests for climate change mitigation. *Science* 320: 1456–57.
- Dudley, N., and S. Stolton. 1999. Conversion of paper parks to effective management: developing a target. Report to the WWF–World Bank Alliance from the IUCN/WWF Forest Innovation Project. World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2011. *State of the world's forests* 2011. Rome.
- . 2019. Biodiversity and Ecosystem Services. Available at: <http://www.fao.org/agriculture/crops/thematic-sitemap/theme/biodiversity/en/>.
- Fox, J. A. 1997. Transparency for accountability: Civil society monitoring of multilateral development bank anti-poverty projects. *Development in Practice* 7(2): 167–78.
- Gómez-Baggethun, E., R. Groot, P. L. Lomas, and C. Montes. 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69(6): 1209–18.
- Gutner, T. L. 2002. *Banking on the environment: multilateral development banks and their environmental performance in Central and Eastern Europe*. Cambridge, MA: MIT Press.
- Humphreys, D. 2008. The politics of “avoided deforestation”: Historical context. *International Forestry Review* 10(3): 433.
- IDBG (Inter-American Development Bank Group). 2019. Annual report 2018: The year in review. Available at: <https://publications.iadb.org/en/inter-american-development-bank-annual-report-2018-year-review>.
- Joppa, L. N., and A. Pfaff. 2011. Global protected area impacts. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278: 1633–38.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.
- Norheim, T. 2005. Diagnóstico de los proyectos del BID en la región 2 cubriendo temas forestales. Banco Interamericano de Desarrollo, RE2/EN2. 17 pp.
- Rametsteiner, E., and M. Simula. 2003. Forest certification—an instrument to promote sustainable forest management? *Journal of Environmental Management* 67: 87–98.
- Rente, J., and T. Norheim. 2006. Estrategia Forestal del BID en la Región 2. Publicado por RE2/EN2. Washington, DC: Banco Interamericano de Desarrollo.
- Rich, B. 2013. *Foreclosing the future: The World Bank and the politics of environmental destruction*. Washington, DC: Island Press.
- Wang, G., S. Mang, H. Cai, S. Liu, Z. Zhang, L. Wang, and J. L. Innes. 2016. Integrated watershed management: Evolution, development and emerging trends. *Journal of Forest Research* 27: 967–94.
- Wunder, S., A. Angelsen, and B. Belcher. 2014. Forests, livelihoods, and conservation: Broadening the empirical base. *World Development* S1–S11.

Anexe 1.

Proyectos Incluidos en los Análisis

País	Región	ID de Proyecto	Proyecto o programa	Fecha de aprobación
Regional	—	RG-T1145	Desarrollo Sostenible de los Recursos Agroforestales de las Zonas Fronterizas: BR,CO,PE	13-Feb-06
Regional	—	RS-T1259	Instrumentos para Implementar la Política de Tierras para la Vocación Forestal	06-Jun-06
Uruguay	SO	UR-T1019	Certificación Ambiental para la Producción Forestal	10-Aug-06
Regional	—	RS-T1277	Movilización de los Mercados de Capitales para el Financiamiento Forestal en Países de ALC	11-Oct-06
Haití	CA	HA-T1046	Plan de Acción Forestal y de Políticas para Haití	20-Dec-06
Regional	—	RS-T1351	Mejorando el Atractivo de la Inversión Forestal a Nivel Subnacional	04-Jun-07
Ecuador	AN	EC-T1103	Mejorando el Clima Empresarial para las Inversiones Forestales en Ecuador	01-Aug-07
Regional	—	RS-T1281	Especialista en Negocios Forestales Sostenibles para el Desarrollo Rural	16-Aug-07
Guyana	CA	GY-T1058	Integración del Cambio Climático y la Biodiversidad mediante la Deforestación Evitada	18-Dec-07
Guyana	CA	GY-M1007	Silvicultura Sostenible en Áreas Protegidas	29-Feb-08
Paraguay	SO	PR-T1056	Implementación de Política de Tierras de Vocación Forestal en Paraguay	10-Mar-08
Paraguay	SO	PR-T1077	Movilización del Sistema Bancario para Financiar Negocios Forestales	16-Jul-08
Guatemala	CE	GU-X1001	Mejoramiento de la Efectividad de Gestión de la Reserva de la Biosfera Maya	03-Dec-08
Colombia	AN	CO-T1145	Integración de la Conservación de la Biodiversidad mediante la Deforestación Evitada	04-Mar-09

AN = Andes; CA = Caribe; CE = América Central; SO = Cono Sur; Los proyectos “regionales” son actividades generales que no son específicas a un país.

País	Región	ID de Proyecto	Proyecto o programa	Fecha de aprobación
Guatemala	CE	GU-L1014	Establecimiento de Registro Catastral y Fortalecimiento de Seguridad Legal de Áreas Protegidas	17-Jun-09
Haití	CA	HA-X1002	Gestión Sostenible de la Tierra de las Cuencas Hidrográficas Superiores del Suroeste de Haití	23-Sep-09
Bolivia	AN	BO-L1053	Proyecto de Gestión Ambiental de la Cuenca del Misicuni	01-Jan-10
Brasil	SO	BR-L1103	Programa de Desarrollo Ambiental de Bahía	17-Feb-10
Regional	—	RG-M1123	Conservación Forestal mediante Certificación, Comercialización y Fortalecimiento	10-Mar-10
Brasil	SO	BR-L1241	Recuperación Socioambiental del Sistema de Mo-saicos de la Serra do Mar y la Mata Atlántica	08-Sep-10
Nicaragua	CE	NI-L1048, NI-X1011	Programa Ambiental para la Gestión del Riesgo de Desastres y el Cambio Climático	29-Sep-10
Guyana	CA	GY-T1076	Desarrollo de Capacidades para Implementar REDD+	08-Dec-10
Perú	AN	PE-T1225	Proyectos piloto REDD con comunidades locales en las 3 regiones de la Amazonía peruana	06-Jan-11
Brasil	SO	BR-T1194	Mejorando la Gestión de Bosques Tropicales como Estrategia para la Mitigación del CC	18-May-11
Guyana	CA	GY-T1085	Fortalecimiento de Iwokrama Fase II	14-Jun-11
Uruguay	SO	UR-L1068	Montes del Plata	02-Aug-11
Perú	AN	PE-T1238	Diseño de la Estrategia del Programa de Inversión Forestal para Perú	12-Aug-11
Colombia	AN	CO-X1008	Mecanismo de Mitigación Voluntaria de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero en Colombia	31-Aug-11
Haití	CA	HA-L1059	Transferencia de Tecnología a los Pequeños Agricultores	31-Aug-11
Nicaragua	CE	NI-X1005	Gestión Integral de la Cuenca de Apanas y Asturias	04-Nov-11
Guyana	CA	GY-G1002	Fortalecimiento Institucional en apoyo a la LCDS de Guyana	01-Feb-12
México	CE	ME-T1210	Preparación del Programa de Inversión Forestal	29-Feb-12
Colombia	AN	CO-X1011	Conservación de la Biodiversidad en Áreas de Cultivo de Palma	19-Apr-12
Perú	AN	PE-T1275	Programa de Pasantías de Inversión Forestal (FIP) en México	16-Jul-12

AN = Andes; CA = Caribe; CE = América Central; SO = Cono Sur; Los proyectos “regionales” son actividades generales que no son específicas a un país.

País	Región	ID de Proyecto	Proyecto o programa	Fecha de aprobación
Brasil	SO	BR-T1264	Preparación del Proyecto BR-G1003	23-jul-12
Brasil	SO	BR-T1265	Donación para la Preparación del Proyecto de Información Forestal	17-sep-12
Costa Rica	CE	CR-T1094	Apoyo al diseño del proyecto Gestión Sostenible de Servicios Ambientales	31-oct-12
México	CE	ME-L1120, ME-G1002	Financiamiento de Estrategías Bajas en Carbono en Paisajes Forestales	14-nov-12
México	CE	ME-G1002	Financiamiento de Estrategías Bajas en Carbono en Paisajes Forestales	14-nov-12
Argentina	SO	AR-L1067	Programa de Sostenibilidad y Competitividad Forestal	28-nov-12
Guatemala	CE	GU-M1044	Recuperación del Capital Natural de la Región del Corredor Seco y Adaptación Climática	05-dic-12
Regional	—	RG-X1166	Fortalecimiento de la Experiencia Operativa del BID en REDD+TFA	08-feb-13
Brasil	SO	BR-X1024	Agricultura Baja en Carbono y Deforestación Evitada para Reducir la Pobreza	03-abr-13
Brasil	SO	BR-L1289	El Programa de Desarrollo Sostenible de Acre (PDSA-II)	10-abr-13
México	CE	ME-M1079, ME-T1217, ME-L1139	Apoyo a MIPYMES Forestales en Ejidos-Implementación de Inversión Forestal	10-abr-13
Perú	AN	PE-T1298	Diseño de la Estrategia del Programa de Inversión Forestal para Perú	14-may-13
Haití	CA	HA-G1023	Gestión Sostenible de Cuencas Hidrográficas Superiores del Suroeste de Haití-Parque Nacional Macaya	31-jul-13
Guatemala	CE	GU-T1194	Estrategia Nacional para la Reducción de Emisiones mediante la Deforestación Evitada y la Silvicultura	12-sep-13
Brasil	SO	BR-T1275	Vinculación de la mitigación del cambio climático con la gestión forestal comunitaria en Amapá	28-oct-13
Guyana	CA	GY-T1097	Proyecto del Fondo Cooperativo para el Carbono de los Bosques en Guyana	04-dic-13
Brasil	SO	BR-T1277	Información Forestal para Apoyar a los Sectores Público y Privado en la Iniciativa de Gestión	13-dic-13

AN = Andes; CA = Caribe; CE = América Central; SO = Cono Sur; Los proyectos “regionales” son actividades generales que no son específicas a un país.

País	Región	ID de Proyecto	Proyecto o programa	Fecha de aprobación
Brasil	SO	BR-T1287	Planificación y Desarrollo de Capacidades del Fondo de Transición para ARPA for Life	13-dic-13
Brasil	SO	BR-T1293	Planificación y Desarrollo de Capacidades del Fondo de Transición para ARPA for Life	13-dic-13
Regional	—	RG-T2353	Generación de Conocimiento sobre Bosques y Cambio Climático	16-dic-13
Colombia	AN	CO-G1002	Adaptación a los Impactos Climáticos en la Regu-lación y Suministro de Agua para el Área de Chi-le	01-may-14
Perú	AN	PE-T1294	Implementación de la Propuesta de Preparación (R-PP) para la Reducción de Emisiones	14-may-14
Regional	—	RG-T2444	Desarrollo de Oportunidades para la Inversión del Sector Privado en Biodiversidad y Ecosistemas	04-jun-14
Regional	—	RG-T2462	Desarrollo de Oportunidades para la Inversión del Sector Privado en Biodiversidad y Ecosistemas	04-jun-14
Regional	—	RG-T2369	Reducción de la Pobreza y Áreas Protegidas	13-jun-14
Peru	AN	PE-T1317	Mitigación de la Deforestación en Concesiones de Nuez de Brasil en Madre de Dios, Perú	24-jul-14
Brazil	SO	BR-G1003	Recuperación y Protección de los Servicios Climá-ticos y de la Biodiversidad en el sureste del Corre-dor de la Mata Atlántica de Brasil	31-jul-14
Jamaica	CA	JA-G1001	Gestión Integrada del Área de Gestión de la Cuenca de Yallahs-Hope	09-sep-14
Brazil	SO	BR-L1404	Proyecto Klabin - Puma	29-oct-14
Colombia	AN	CO-T1381	Elaboración del Proyecto del FMAM "Consolida-ción del SINAP a nivel Nacional y Regional"	26-ene-15
Guyana	CA	GY-L1043	Fortalecimiento del Sector Ambiental II	11-feb-15
Regional	—	RG-T2532	Sistemas Naturales y Humanos de la Cuenca del Amazonas: Un mapa interactivo para generar cons-ciencia en el publico	11-mar-15
Perú	AN	PE-T1287	Asistencia Técnica para la Elaboración de Programas de FIP de PERÚ	20-mar-15
Regional	—	RG-T2545	Desarrollo de Directrices de PSA para la Región Amazónica	14-may-15

AN = Andes; CA = Caribe; CE = América Central; SO = Cono Sur; Los proyectos “regionales” son actividades generales que no son específicas a un país.

País	Región	ID de Proyecto	Proyecto o programa	Fecha de aprobación
Honduras	CE	HO-T1227, HO-T1229	Actualización de inventarios de manglares locales, conservación, mitigación y adaptación al cambio climático	19-Nov-15
Colombia	AN	CO-T1395	Evaluación de la Biodiversidad de los Bosques Secos Tropicales y Servicios Ambientales	10-Dec-15
México	CE	ME-L1192	Reforestación de Ejido Verde	17-Dec-15
Regional	—	RG-Q0038	Fondo de Biodiversidad de EcoEmpresas para Apoyar el Protocolo de Nagoya a través de la Inversión de Impacto	07-Dec-16
Colombia	AN	CO-T1412	Gestión Sostenible y Conservación de Biodiversidad en la Cuenca del Río Magdalena	08-Dec-16
Colombia	AN	CO-T1387	Consolidación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas a nivel Nacional y Regional	08-Dec-16
Honduras	CE	HO-L1179	Gestión Forestal Sostenible	14-Dec-16
Regional	—	RG-T2942	Mejora de tecnología y prácticas climáticamente inteligentes y favorables para los bosques en ALC	10-Apr-17
Honduras	CE	HO-L1152, HO-T1255	Impulsando la Competitividad de los Pequeños Productores y Comunidades Madereras en Honduras	17-May-17
Perú	AN	PE-T1358	Modelo de Bono de Impacto para el Desarrollo de la Agricultura Climáticamente Inteligente para el Mejoramiento Productivo de Productos Agroforestales y la Conservación del Bosque de las Comunidades Asháninka en la Amazonía Peruana	19-Jul-17
Brasil	SO	BR-Q0019, BR-T1333	Desarrollo de un Sistema Silvopastoril y una Cadena de Valor Basados en el Coyol	26-Jul-17
Guatemala	CE	GU-T1272	Fase II de Elaboración de la Estrategia Nacional de Reducción de Emisiones mediante la Deforestación Evitada y la Degradación Forestal en Guatemala	13-Oct-17
Haití	CA	HA-L1107, HA-G1038, HA-G141	Cofinanciamiento del FIDA a HA-L1107 - Programa de Innovación Tecnológica Agropecuaria y Agroforestal - PITAG	01-Nov-17
Bahamas	CA	BH-L1043	Programa de Gestión e Infraestructura Costera Resiliente al Clima	08-Nov-17
Colombia	AN	CO-L1166	Programa Colombia Sostenible	01-Dec-17
Perú	AN	PE-T1383	Apoyo a Perú en la implementación del Fondo de la Declaración Conjunta de Intenciones de DCI (REDD+) de Perú	04-Dec-17

AN = Andes; CA = Caribe; CE = América Central; SO = Cono Sur; Los proyectos “regionales” son actividades generales que no son específicas a un país.

País	Región	ID de Proyecto	Proyecto o programa	Fecha de aprobación
Surinam	CA	SU-T1096	Introducción de una Clase de Activos de Capital Natural en los Mercados Cambiarios Mundiales: La Compañía de la Reserva Natural de Surinam Central	06-Dec-17
México	CE	ME-L1268	Gestión Territorial para el Logro de Resultados de la Agenda de Cambio Climático	13-Dec-17
Brasil	SO	BR-G1004	Conservación, Restauración y Gestión Sostenible en Caatinga, Pampa y Pantanal - GEF Terrestre	12-Mar-18
Perú	AN	PE-T1385	Fase II de Apoyo a la Implementación de la Estrategia Nacional para la Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación Forestal en Perú	12-Apr-18
Nicaragua	CE	NI-T1266	Intercambio de Conocimientos en Gestión Forestal	26-Jun-18
República Dominicana	CA	DR-L1120	Programa de Desarrollo Agroforestal Sostenible	27-Jun-18
Regional	—	RG-T3223	La Sostenibilidad como Instrumento para el Desarrollo de Sectores Productivos Estratégicos	06-Aug-18
Perú	AN	PE-L1232 & PE-G1003	Proyectos de Inversión Forestal en Perú	19-Sep-18
Brasil	SO	BR-L1497	Programa de Mejora Urbana y Seguridad Ciudadana Programa (Fase Uno del Plan de Acción de Vitória Sostenible)	28-Sep-18
Regional	—	RG-T3177	Fondos de Agua: Un Modelo de Conservación/Resiliencia al Clima para las Cuencas Sometidas a Estrés en América Latina y el Caribe	04-Oct-18
Colombia	AN	CO-G1012	Fortalecimiento de Gobernanza Forestal	13-Dec-18
Guatemala	CE	GU-L1165, GU-G1005	Proyecto de Gestión Forestal Sostenible	26-Jun-19

AN = Andes; CA = Caribe; CE = América Central; SO = Cono Sur; Los proyectos “regionales” son actividades generales que no son específicas a un país.

Anexo 2.

Guía de Entrevistas Semiestructuradas

Nombre: _____

Cargo en el BID: _____

Ubicación: _____ desde : _____

¿En qué año ingresó al Banco? (Si se fue, ¿cuándo se fue?) _____

(Si esto ocurrió antes de estar trabajando en la sede actual, también es necesario preguntar en qué otra oficina trabajó)

Estoy haciendo una evaluación de proyectos financiados por el Banco relacionados con los bosques en los últimos 20 años.

1. ¿Con qué proyectos forestales ha trabajado en el Banco?

2. Me gustaría conocer su opinión sobre cómo han cambiado los proyectos forestales financiados por el Banco desde que ingresó al Banco. ¿Cómo y por qué se han producido estos cambios?

3. ¿Ha cambiado el tipo de actividades forestales que se están implementando con el tiempo? Por ejemplo, bosque protegido, bosque rehabilitado, gestión forestal sostenible, gobernanza.

4. Muestre el gráfico de las aprobaciones de proyectos forestales a lo largo del tiempo. ¿Qué piensa?

5. Muestre el gráfico de los temas forestales a lo largo del tiempo. ¿Qué piensa? ¿Cómo refleja esto su realidad/país?

6. Dado que los proyectos bancarios dependen de las prioridades nacionales, ¿en qué medida cree que los proyectos forestales en los que trabajó fueron de oferta (liderados por el BID) vs demanda (demanda del país)?

7. ¿Por qué el BID está invitado a trabajar en proyectos forestales?





