



USAID
FROM THE AMERICAN PEOPLE

auspiciantes

TransLinks



LECCIONES SOBRE TENENCIA DE LA TIERRA, GOBERNANZA DE BOSQUES Y REDD+. ESTUDIOS DE CASO DEL ECUADOR.

Editoras: Lisa Naughton-Treves y Cathy Day



THE NELSON INSTITUTE
FOR ENVIRONMENTAL STUDIES
University of Wisconsin-Madison

con la contribución
ECOLEX
CORPORACIÓN DE GESTIÓN Y DERECHO AMBIENTAL

UMBC
AN HONORS UNIVERSITY IN MARYLAND

CONSERVACIÓN
INTERNACIONAL
Ecuador



Esta publicación fue realizada gracias a la colaboración del Land Tenure Center de la Universidad de Wisconsin en Madison, la Corporación de Gestión y Derecho Ambiental ECOLEX, y Conservación Internacional Ecuador, con la generosa ayuda del Pueblo de los Estados Unidos de América por la United States Agency for Development (USAID) a través del “Leader with Associates Cooperative Agreement” No. EPP-A-00-06-00014-00 para la implementación del proyecto TransLinks. El contenido de esta publicación es de completa responsabilidad de los autores y no refleja necesariamente las opiniones de la USAID o del gobierno de los Estados Unidos.

Fuente original (inglés):

Naughton-Treves, L. and C. Day. eds. 2012. Lessons about Land Tenure, Forest Governance and REDD+. Case studies from Africa, Asia and Latin America.
Madison, Wisconsin: UW-Madison Land Tenure Center.

Disponible sin costo a:

USAID: www.rmportal.net/landtenureforestsworkshop

o

The Land Tenure Center: <http://nelson.wisc.edu/ltc/publications.php>

Traducción:

Patricio Mena Vásconez, pamv59@gmail.com

Diseño:

Samuel Matthews y Tanya Buckingham
University of Wisconsin-Madison Cartography Laboratory

Mayo 2012

Tabla de Contenidos

1	Introducción Lecciones desde esfuerzos tempranos para asegurar la tenencia de la tierra en el contexto de proyectos forestales de manejo de carbono Cathy Day Lisa Naughton-Treves	1–6
2	Los esfuerzos para asegurar los derechos de tierras comunales indígenas en el noroccidente del Ecuador Susana Lastarria-Cornhiel Manuel Morales Feijóo Lisa Naughton-Treves Luis Suárez	7–18
3	Un análisis de los impedimentos estructurales para la participación de los/as propietarios/as privados/as en el Programa Socio Bosque en el Ecuador Catherine Schloegel	19–26
4	Tenencia compleja y deforestación Consecuencias para la conservación de la Amazonía ecuatoriana Margaret B. Holland Free de Koning Manuel Morales Lisa Naughton-Treves Brian E. Robinson Luis Suárez	27–46





1

Introducción

Lecciones desde esfuerzos tempranos para asegurar la tenencia de la tierra en el contexto de proyectos forestales de manejo de carbono

Cathy Day

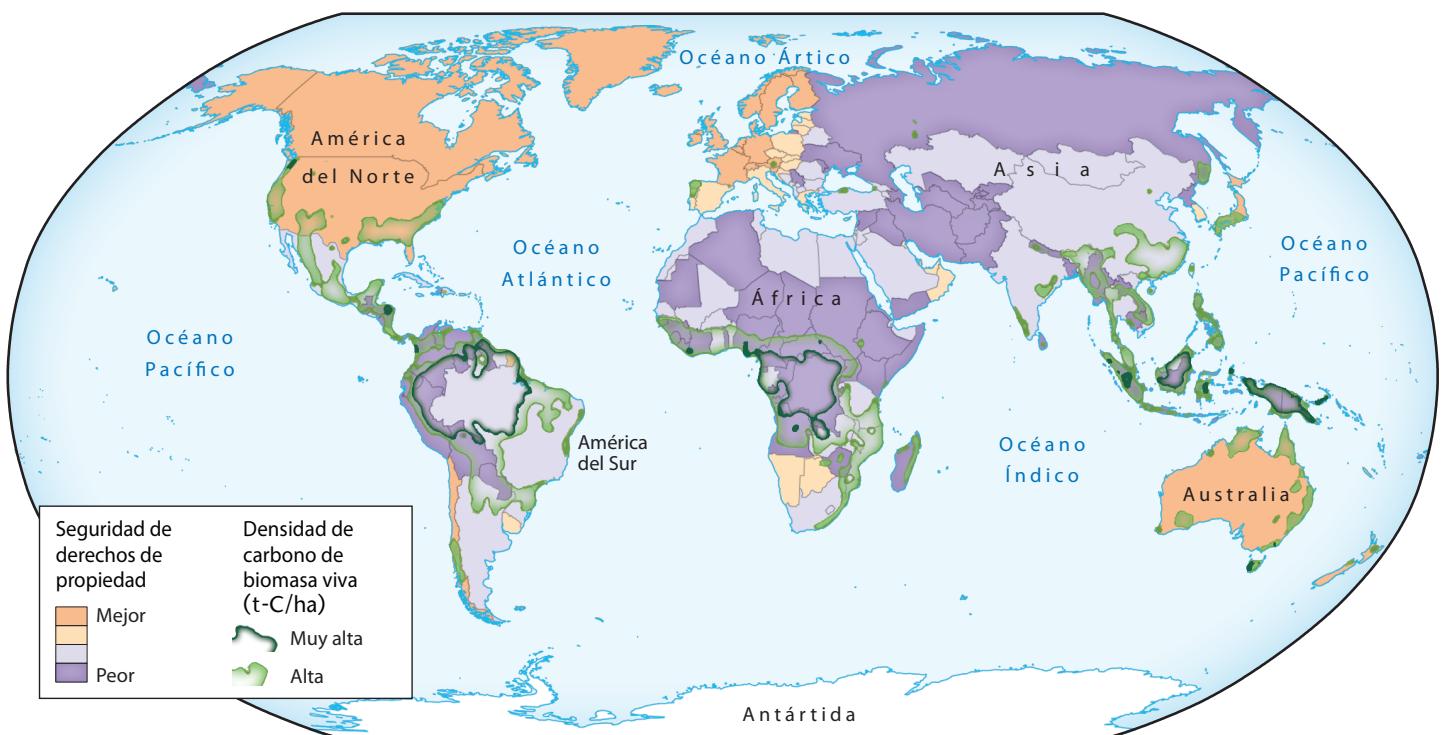
*Department of Geography, University of Wisconsin-Madison
ctday@wisc.edu*

Lisa Naughton-Treves

*Department of Geography, Land Tenure Center,
University of Wisconsin-Madison*

La tenencia de la tierra y los derechos de propiedad de los bosques son temas críticos para la nueva ola de instrumentos de política, basados en incentivos que tienen por objeto salvaguardar los bienes públicos que se encuentran en los bosques tropicales (como carbono, agua y biodiversidad), al valorar los bienes y los servicios que prestan y al pagar a las personas que los protegen (Bruce et al. 2010). El perfil más reciente y alto de estos instrumentos, REDD + (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degrado), está atrayendo una inversión internacional importante. En estos programas, los derechos de propiedad vinculados a tierras determinan directamente quién es elegible para recibir los incentivos, de modo que la tenencia clara y segura es fundamental para garantizar tanto un programa de REDD + eficaz, como una distribución equitativa de los beneficios (Bruce et al., 2010). Sin embargo, la mayor parte de los bosques más ricos en carbono y biodiversidad se encuentran a menudo en las regiones donde la propiedad no está bien definida, es disputada o es insegura (Figura 1). Por esta razón, quienes hacen las políticas ven la tenencia de la tierra como uno de los temas más importantes en la determinación del

Figura 1: Seguridad de derechos de propiedad frente a densidad de carbono de biomasa viva



Fuentes de datos: Worldwide Governance Indicators y H. Gibbs http://cdiac.ornl.gov/epubs/ndp/global_carbon/carbon_documentation.html

Mapa: University of Wisconsin Cartography Lab

impacto social y ambiental de REDD+ y otros programas relacionados (Unruh 2008, Sunderlin et al. 2009, Sikor et al. 2010). Sin embargo, hay unos pocos principios rectores sobre cuándo y cómo los programas forestales deben invertir en el esclarecimiento de la tenencia, y cuándo, en realidad, este tipo de intervenciones podría actuar en contra de los bosques y/o la población pobre local. La atención a los derechos de las comunidades locales dependientes de los bosques es de fundamental importancia. Dado que las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero por la deforestación tropical son superadas con creces por otras fuentes (por ejemplo, el uso de combustibles fósiles en otras regiones) (Le Quéré et al. 2009), REDD+ no debe cargar injustamente a las comunidades que dependen de los bosques.

Esta compilación de estudios de casos ofrece ejemplos de intentos innovadores para considerar la tenencia de la tierra dentro de los programas

REDD+ u otras iniciativas de conservar bosque. Estos estudios de casos se presentaron en un taller sobre Tenencia de la Tierra y Gestión de Carbono de los Bosques celebrado en Madison, Wisconsin, del 21 al 22 de octubre de 2011, con financiamiento del Programa TransLinks de USAID. La compilación representa experiencias innovadoras en una serie de países prioritarios para REDD+. Los autores y autoras de los estudios de caso también presentan lineamientos de política para mejorar la equidad y la eficacia de REDD y otras iniciativas similares. A fin de garantizar un vocabulario común en nuestra discusión sobre tenencia, derechos y seguridad relacionados con la tierra, primero presentamos algunas definiciones de términos e ideas clave.

Definiciones y conceptos clave

Según Bruce et al. (2010), aquí definimos tenencia de la tierra como el conjunto de institucio-

nes y políticas que determinan cómo se accede a nivel local a la tierra y sus recursos; quién tiene y usa estos recursos, y por cuánto tiempo y bajo qué condiciones se pueden utilizar. La forma de tenencia de la tierra se refiere a las reglas y normas relacionadas con entidades muy variadas, tales como un individuo, una institución pública (por ejemplo, el Ministerio del Ambiente), una empresa privada, un grupo de individuos que actúan como un colectivo, un acuerdo comunitario o de propiedad común o un grupo indígena. La tenencia pública y comunitaria ocupa un lugar destacado en la literatura de manejo forestal tropical, dado que a menudo involucra grandes extensiones de tierra (por ejemplo, decenas de miles de hectáreas). Dicha escala es importante para las iniciativas REDD+ para aminorar los costos de transacción de la aplicación y mantener las funciones del ecosistema. Las tierras públicas y comunales son por lo general intransferibles, lo que también tiene importancia para REDD+ ya que los contratos de carbono están diseñados para ser a largo plazo.

A pesar de que la tenencia de la tierra puede tomar varias formas, la seguridad en la tenencia de la tierra es la seguridad de que los derechos de propiedad de la tierra serán respetados por la sociedad. La seguridad no se refiere a la duración, la comerciabilidad o la amplitud de los derechos sobre un pedazo de tierra, que son todos componentes de una forma particular de tenencia (Sjaastad et al. 2000, van den Brink et al. 2006, Robinson et al. 2011). Tampoco la seguridad de tenencia de la tierra es lo mismo que el título o escritura de la tierra. La tenencia formal o legal no siempre es suficiente para lograr un impacto en la toma de decisiones; más bien, lo que importa es cómo los individuos perciben la seguridad de la tenencia (Broegaard 2005).

La seguridad de la tenencia, a su vez, influye en el uso que hacen los residentes de los bosques. La tenencia segura parece ayudar a prevenir en algo la deforestación, pero difícilmente ase-

gura que los propietarios vayan a conservar los bosques (Robinson et al. 2011). De hecho, cuando hay grandes beneficios en la tala de bosques, un/a terrateniente con derechos seguros requerirá de incentivos externos importantes para mantener el bosque en su tierra.

Hay mucha literatura que indica que “aclurar la tenencia de la tierra” rara vez es un desafío administrativo o técnico simple, sino que es altamente político y necesita un enfoque cauteloso. En las últimas décadas, los programas de titulación de tierras han tenido un éxito heterogéneo en la mejora de los beneficios que derivan los propietarios de la tierra (Deininger et al. 2009). En varios casos, los esfuerzos para aclarar la tenencia lo que hicieron en realidad es aumentar los conflictos (Wainwright y Bryan 2009, Peters y Kambewa 2007).

Bajo REDD+, la relación entre la tenencia de la tierra y el uso de los bosques se complica aún más por los derechos de carbono y la incertidumbre propia de estos derechos. Los derechos de carbono pueden ser asignados de manera independiente a los derechos a la tierra, lo que lleva a la confusión en la ley de tierras y a hacer esfuerzos, a veces frustrantes, para asegurar que los beneficios de la protección de carbono lleguen a quienes afectan su gestión (Takacs 2009). Además, la asignación de derechos de carbono en un área puede conducir a la fuga de carbono, ya que quienes recolectan productos forestales desplazan su consumo a partir de áreas de carbono protegidas a otras sin protección. Estos desplazamientos podrían limitar los beneficios de carbono obtenidos en los bosques protegidos. Tanto las fugas como la asignación clara y justa de los derechos de carbono pueden influir en la medida en que REDD+ ofrezca beneficios relacionados con la secuestación de carbono.

Los autores y autoras de los siguientes estudios tratan en cada caso diversos temas de la seguridad, la tenencia y los derechos, pero todos

comparten un sentido de urgencia acerca de que la clarificación de la tenencia y los derechos de carbono será necesaria para una efectiva implementación de REDD+. Más fundamentalmente, la forma y la fuerza de la tenencia de la tierra darán forma de manera significativa al flujo de beneficios y a la viabilidad de cualquier iniciativa para la conservación de los bosques.

Conclusiones y pasos a seguir

A lo largo de octubre de 2011, los y las participantes del taller en repetidas ocasiones destacaron la necesidad de comprender la variedad de regímenes de tenencia en los diferentes regiones. Hicieron hincapié en la necesidad de permitir que REDD+ sea lo suficientemente flexible como para dar cabida a los sistemas de tenencia que se están desarrollando, tanto en la ley como en el terreno, a la vez que incorpore las directrices para asegurar que los usuarios y usuarias no pierdan sus derechos forestales. Estos artículos subrayan un mensaje clave de la literatura más amplia sobre gobernanza forestal: esté o no un proyecto REDD+ financiado, aclarar la tenencia de la tierra y fortalecer la gobernabilidad local mejorará las posibilidades de manejo forestal equitativo. Los proyectos dirigidos a mejorar la seguridad de la tenencia deben proceder con cautela y reconocer que los problemas de tenencia de la tierra no se resuelven en una intervención ‘de un solo disparo’. Las negociaciones justas y duraderas con los actores locales toman tiempo, al igual que el proceso de creación de capacidad local para hacer cumplir los derechos de tierras y las normas de acceso forestales. La propiedad de la tierra y los problemas de la gobernanza forestal a menudo requieren también atención a nivel nacional, sobre todo si hay leyes contradictorias en materia de derechos de tierras y bosques. Esta atención ayuda a reforzar la confianza de los inversionistas o de los donantes en quienes gestionan proyectos REDD+. Ya sea que las propuestas se centren en un plan nacional o uno de aplicación más local, leyes nacionales

claras deben permitir que los que tienen el mayor impacto sobre los recursos forestales controlen esos recursos y obtengan beneficios de su protección. Además, los grupos de gobernanza locales deben ser apoyados con capacitación en la negociación de sus derechos a la tierra y los recursos que utilizan, y en el aprovechamiento eficaz de los beneficios de los proyectos de REDD+ disponibles actualmente en su país. La complejidad de la solución de la seguridad en la tenencia necesita el apoyo de los donantes/inversionistas para la formación y la resolución de conflictos legales que faciliten una mejor toma de decisiones.

La producción de las mejores decisiones requerirá de una serie de discernimientos cuidadosos con implicaciones políticas y ecológicas, como enfatizan estos estudios de caso. Por ejemplo, los planificadores y planificadoras deben determinar si se incluyen los propietarios y propietarias individuales en los planes de REDD+, o centrarse más bien en tierras comunales de mayor escala. Otro punto importante de discusión en la conferencia fue el papel de las ONG en los proyectos de REDD+. Los casos descritos apuntan a la necesidad de que tales entidades externas proporcionen capacitación, ayuden con el enlace gubernamental y provean de una comprensión de las expectativas de la comunidad internacional. La necesidad de una presencia permanente para mantener la gobernabilidad local creíble está por verse, y la eliminación efectiva de esa asistencia debe ser trabajada en los procesos de planificación a largo plazo. También se destacó el debate sobre el papel de las agencias estatales en REDD+. Por un lado, como señalan Phelps et al. (2010), algunos/as participantes del taller expresaron su preocupación de que REDD+ descentralice la gestión forestal y permita al gobierno nacional marginar a las comunidades locales dependientes de los bosques. Por otro lado, a menos que el Estado derive algún beneficio de REDD+, es poco probable que las agencias estatales promuevan la conservación del bosque en vez de hacerlo con la producción de mercancías más rentables.

Las funciones institucionales de REDD+ se relacionan con las cuestiones de costo. Aún no está claro si una ampliación de los proyectos piloto podría resultar en una economía de escala. El grado de participación externa en los proyectos REDD+ en una escala más amplia, así como la voluntad de las entidades de regulación para incorporar los objetivos de REDD+ en estructuras ya existentes, pueden determinar si los costos bajarán a medida que los pagos por reducción de la deforestación se vuelvan más comunes. ¿Contarán la aclaración de tenencia de la tierra y el fortalecimiento de la gobernanza forestal como inversiones listas para REDD en lugar de ser un factor directo en el precio del carbono de los bosques? Sin importar dónde aparezcan estos costos en la hoja de registro, deben ser reconocidos para que REDD+ o iniciativas similares tengan un impacto duradero.

Los estudios de caso también nos recuerdan que la tierra es mucho más que un aporte a la productividad agrícola o forestal. La tierra tiene un valor social, cultural y político, y es particularmente esencial para los movimientos de derechos indígenas (Platteau 2000). Así, la tenencia de la tierra y los derechos están en el centro del debate más candente sobre REDD. Sin embargo, enfrentar la seguridad en la tenencia es fundamental para que los pagos por servicios ambientales (PSA) o los programas de REDD sean favorables a los pobres. Los y las terratenientes deben tener el poder para tomar decisiones sobre el uso del suelo y para defender la tierra frente a posibles solicitantes afuereños (u otros agentes de cambio de uso del suelo). Estos estudios de caso subrayan que, para que el poder de los terratenientes tenga sentido en el contexto de REDD, sus derechos sobre el carbono deben ser aclarados, si tales derechos están integrados con los derechos de la tierra o se definen de forma independiente. Los estudios de caso que aquí se presentan mejoran sustancialmente nuestra comprensión del potencial de los proyectos REDD, pero algunas cuestiones requieren de más estudio, en particular los costos de aclarar tenencia, la responsabilidad institucio-

nal y la definición de los derechos de carbono, como se describió anteriormente. Además, para evaluar plenamente las ventajas e inconvenientes de los proyectos REDD, quienes tienen la responsabilidad política necesitan más información sobre el potencial de fugas de la deforestación más allá de los *buffers* locales previstos en los proyectos piloto. Así, si bien se han hecho avances considerables en el conocimiento sobre el potencial y los impactos de los proyectos REDD, un estudio adicional ayudará a asegurar que quienes influyen en la cobertura forestal reciban los beneficios de la protección de los bosques.

Referencias

- Broegaard, R. (2005). "Land tenure insecurity and inequality in Nicaragua." *Development and Change* 36(5): 845-864.
- Bruce, J., K., et al. (2010) "Whom to pay? Key Concepts and Terms regarding Tenure and Property Rights in Payment-based Forest Ecosystem Conservation." Land Tenure Center Policy Brief 15. <http://www.nelson.wisc.edu/ltc/>.
- Deininger, K. y G. Feder (2009). "Land Registration, Governance, and Development: Evidence and Implications for Policy." *The World Bank Research Observer* 24(2): 233-266.
- Le Quéré C., et al. (2009) Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nature Geosciences*, doi: 10.1038/ngeo689.
- Peters, P.E. y D. Kambewa. 2007. Whose security? Deepening social conflict over customary land in the shadow of land tenure reform in Malawi. *The Journal of Modern African Studies* 45: 447-472.
- Phelps, J., E.L. Webb y A. Agrawal. 2010. Does REDD+ Threaten to Recentralize Forest Governance? *Science* 328:312-313.
- Platteau, J.P. 2000. Allocating and Enforcing Property Rights in Land: Informal versus Formal Mechanisms in Sub-Saharan Africa. *Nordic Journal of Political Economy* 26:55-81.
- Robinson, B., M. Holland y L. Naughton-Treves. 2011. Does secure land tenure save forests? A review of the relationship between land tenure and tropical deforestation. Working paper CGIAR/IFRI. <http://ccafs.cgiar.org/news/pro-poor-mitigation/climate-changeemissions-and-livelihoods-forest-farm-frontier>.
- Sikor, T., et al. (2010). "REDD-plus, forest people's rights and nested climate governance." *Global Environmental*

- Change 20(3): 423-425.
- Sunderlin, W. D., et al. (2009). Forest tenure rights and REDD+: From inertia to policy solutions. In *varealising REDD+: national strategy and policy options*. M. Brockhaus (ed.), Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Sjaastad, E. y D. Bromley (2000). "The prejudices of property rights: On individualism, specificity, and security in property regimes." *Development Policy Review* 18(4): 365-389.
- Takacs, David (2009) "Forest Carbon: Law and Property Rights" Policy Paper. Conservation International, 2009. <http://ssrn.com/abstract=1661334>.
- United Nations REDD Programme, 2009. "About REDD+." <http://www.un-redd.org/AboutREDD/tqid/582/Default.aspx>.
- Unruh, J. D. (2008). "Carbon sequestration in Africa: The land tenure problem." *Global Environmental Change* 18(4): 700-707.
- van den Brink, R., et al. (2006). Consensus, confusion, and controversy: selected land reform issues in Sub-Saharan Africa. Washington, D.C., World Bank Publications.
- Wainwright, J. y J. Bryan. 2009. Cartography, territory, property: postcolonial reflections on indigenous counter-mapping in Nicaragua and Belize. *Cultural Geographies* 16:153-178.

Fuente completa de la publicación:

Naughton-Treves, L. and C. Day. eds. 2012. *Lessons about Land Tenure, Forest Governance and REDD+. Case Studies from Africa, Asia and Latin America.* Madison, Wisconsin: UW-Madison Land Tenure Center.

Disponible en:

USAID

www.rmportal.net/landtenureforestsworkshop

The Land Tenure Center

<http://nelson.wisc.edu/ltc/publications.php>



2

Los esfuerzos para asegurar los derechos de tierras comunales indígenas en el noroccidente del Ecuador

Susana Lastarria-Cornhiel

*Senior Scientist, Department of Urban and Regional Planning,
and Senior Affiliate, Land Tenure Center, University of Wisconsin-Madison
slastarr@wisc.edu*

Manuel Morales Feijóo

Executive Director, Ecolex; Quito, Ecuador

Lisa Naughton-Treves

*Professor, Department of Geography, and Faculty Affiliate, Land Tenure Center,
University of Wisconsin-Madison*

Luis Suárez

Executive Director, Conservación Internacional-Ecuador; Quito, Ecuador

Resumen

Muchos de los bosques de mayor riqueza en biodiversidad y carbono son manejados por las comunidades locales e indígenas que viven en estos bosques y obtienen sus medios de vida de ellos. El compensar a estas comunidades por conservar los bosques y sus servicios ecosistémicos es a menudo una estrategia de conservación más eficaz que confiar en que instituciones del Estado finamente estiradas, sobrecargadas de tareas, monitorean y protejan los bosques. Sin embargo, para identificar a quién premiar para determinar la forma de aplicar y supervisar los contratos de incentivos directos o PID, es necesario comprender quién controla una zona boscosa en particular. Este estudio de caso de una región

forestal del Ecuador ofrece lecciones sobre la delimitación de la propiedad de la tierra de los pueblos indígenas y la importancia de fortalecer las instituciones locales relativas a las tierras y la gobernanza forestal. El sitio ofrece desafíos comunes a otras áreas forestales remotas: el conflicto con raíces locales que implican demandas de tierra entre diferentes grupos étnicos y sociales, así como los conflictos e intervenciones enraizados externamente. El caso muestra que se puede mejorar la seguridad de la tenencia y resolver los conflictos, aunque sea un proceso demorado. Por otra parte, nuestro caso sugiere que algunas comunidades consideran la posibilidad de los esquemas de incentivos directos por la conservación de los bosques como un medio para mejorar su seguridad en la tenencia de la tierra.

Introducción y antecedentes

Muchos de los bosques más ricos en carbono y biodiversidad del planeta se encuentran en zonas donde la propiedad de la tierra no está clara o se encuentra impugnada. En América Latina, aunque una alta proporción de tierras forestales es legalmente propiedad del Estado, una parte importante es en realidad manejada por las comunidades locales e indígenas que viven en estos bosques y obtienen sus medios de vida de ellos. Compensar a estas comunidades por la conservación de los bosques y sus servicios ecosistémicos es a menudo una estrategia de conservación más eficaz que confiar en que instituciones del Estado sobrecargadas de tareas vigilen y protejan estos bosques. Como resultado, se han aplicado o propuesto programas de pago por servicios ambientales (PSA) e incentivos directos en vastos bosques dentro de territorios indígenas, en particular en América del Sur.

Sin embargo, para poder identificar a quién compensar y determinar cómo aplicar y controlar los contratos de PSA e incentivos directos, es necesario comprender quién controla determinada zona boscosa. La mayoría de las comunidades no

tienen escrituras legales de sus tierras y, además, los conflictos entre las comunidades con respecto a los límites y el uso del suelo son frecuentes. Sin embargo, los programas de incentivos directos y PSA por lo general requieren que una comunidad (o grupo de comunidades) tenga la escritura legal de sus tierras. Otro reto especial es el de la acción colectiva: para cumplir los contratos, las comunidades deben tener normas internas lo suficientemente fuertes y la capacidad para hacer cumplir las medidas de conservación.

Éste es un estudio de caso de una región forestal del Ecuador que ofrece lecciones sobre la delimitación de propiedad de la tierra por parte de los pueblos indígenas, en este caso Chachi, y la importancia de fortalecer las instituciones locales relacionadas con las tierras locales y la gobernanza forestal. Este ecosistema de bosque es un lugar de extraordinaria riqueza de especies (Ganzenmüller et al., 2010) y rápida deforestación (Sierra, 1999). El sitio también presenta retos comunes a otras zonas remotas para los bosques de América del Sur: el conflicto nacido localmente que implica las demandas de tierra entre diferentes grupos étnicos y sociales, así como de conflictos e intervenciones enraizados externamente. También surge la cuestión de la legitimidad legal, es decir, el que la legislación nacional no tenía, inicialmente, autoridad y acceso a las tierras comunales iguales para las comunidades afroecuatorianas que para los pueblos indígenas. El caso demuestra que, aunque la resolución de conflictos por reclamos de tierras es un proceso complejo, lento y fuertemente político, es posible hacerlo y es esencial para cualquier programa PSA o de incentivos directos. Nuestro caso de estudio también sugiere que puede haber una causalidad inversa: algunas comunidades entran en los planes de incentivos directos o PSA para mejorar su seguridad en la tenencia de la tierra. Las primeras experiencias en este sitio sugieren que los programas de incentivo directo pueden encontrar obstáculos tanto en las amenazas externas a la tenencia de la tierra local como en la acción colectiva, y que

puede ser difícil distinguir entre estos problemas de tenencia. Esta ambigüedad crea desafíos para la asignación de la responsabilidad relacionada con la deforestación y la ruptura de compromisos. Finalmente, el caso muestra que la seguridad de la tenencia no es una intervención de una sola vez, sino que el apoyo y el seguimiento periódicos son necesarios y producirán beneficios más allá de los proyectos específicos (véase el Apéndice 1 con la línea de tiempo al final).

La formalización de los derechos comunitarios sobre las tierras forestales

El pueblo Chachi ha vivido en los bosques de la costa en la región fronteriza entre Colombia y Ecuador por lo menos desde principios de 1800 (De-Boer, 1995), junto con la etnia Awá y grupos afroecuatorianos. Ésta era una región relativamente remota hasta la segunda mitad del siglo XX, cuando las actividades económicas aumentaron y surgieron conflictos por la tierra. A fines de 1980, estos conflictos se intensificaron, sobre todo entre Chachis y afroecuatorianos. Una ola de madereros y empresas de agronegocios (plantaciones de palma africana de aceite) compraron, arrendaron o en ocasiones robaron las tierras tanto de Chachis como afroecuatorianos (Morales Feijóo, 2002). Ambos grupos étnicos manifestaban que el otro traficaba con la tierra que les pertenecía.

En 1992, la Federación de Centros Chachi de Esmeraldas (FECCHE) comenzó a buscar el reconocimiento formal de sus derechos a la tierra para una serie de comunidades Chachi agrupadas en “centros” en el noroeste de la región de Esmeraldas, cuyas tierras aún no habían sido tituladas.¹ En el cantón Eloy Alfaro, donde se encuentran muchos de los centros Chachi, los grupos afroecuatorianos se opusieron al proceso de titu-

lación, afirmando que la tierra era también suya.

El proyecto SUBIR: protección de la biodiversidad y titulación de tierras

Durante el mismo período, ecologistas ecuatorianos/as y extranjeros/as preocupados por la rápida deforestación de la zona, comenzaron a desarrollar planes para mejorar la planificación del uso del suelo y promover la gestión sostenible de los bosques, particularmente en y alrededor de las áreas protegidas. En la década de 1990, el proyecto SUBIR (del inglés Sustainable Uses of Biological Resources, o Usos Sustentables de los Recursos Biológicos), un proyecto de 15 millones de dólares financiado principalmente por USAID, comenzó a trabajar en torno a la Reserva Ecológica Cotacachi Cayapas Reserva (RECC). El proyecto SUBIR fue ideado a partir de otras iniciativas de conservación de la época y usaba un enfoque diseñado para integrar la conservación con objetivos de desarrollo y promover la gestión de los bosques de una manera económica, ecológica y socialmente sostenible (Zambrano Mendoza, 2002). Tras una fase de diseño y exploración, en el proyecto SUBIR se acordó que un primer paso clave era delimitar y formalizar los derechos a la tierra y los límites de las comunidades locales; por lo tanto, se introdujo un componente jurídico y político en el proyecto. En 1994, el proyecto entró en un acuerdo formal con los Chachi y las comunidades afroecuatorianas para titular sus tierras en una superficie aproximada de 750.000 hectáreas, muchas de ellas con bosque (Zambrano Mendoza, 2002). La iniciativa diseñada en SUBIR tenía un enfoque centrado en la capacitación y el apoyo a paralegales locales seleccionados/as por las comunidades Chachi y afroecuatorianas, en particular de las comunidades involucradas en los conflictos de límites. Estos/as paralegales

¹ Mucho de la tierra en Esmeraldas había sido titulado por el IERAC, la institución gubernamental encargada de la reforma agraria y la colonización. El IERAC fue remplazado por el INDA (Instituto Nacional de Desarrollo Agropecuario) en 1995. Durante este tiempo, un consorcio de compañías madereras y una ONG (Fundación Natura) también se involucraron en la asistencia a los Centros Chachi y Asociaciones Afroecuatorianas para la obtención de escrituras comunitarias sobre sus tierras (Rival, 2007). Hay un total de 28 Centros Chachis en la provincia de Esmeraldas; aquellos que habían tenido conflictos con las Asociaciones Afroecuatorianas no habían obtenido las escrituras.

son personas que sirven como intermediarias entre sus comunidades y las instituciones gubernamentales en los procesos judiciales. A tal efecto, 30 paralegales Chachi y afroecuatorianos/as de esta área² fueron capacitados en los aspectos jurídicos del derecho a la tierra y los recursos naturales, así como en la organización de la comunidad, incluyendo técnicas de mediación y manejo de conflictos (Morales Feijóo, 2002). La formación puso énfasis en que los/as paralegales debían ser objetivos y neutrales con el fin de disminuir los desacuerdos entre las partes en conflicto y llegar a acuerdos más allá de las disposiciones legales y catastrales. La capacitación se llevó a cabo en el campo durante un período de seis meses y el costo, en promedio, fue de 2.000 dólares por paralegal. Después del entrenamiento, los/as paralegales recibían el pago diario que era acostumbrado en la zona (6,00 dólares) y eran elegibles para ser miembros del sistema de seguridad social. El presidente de su comunidad aprobaba y firmaba sus horarios.³

Mediación de conflictos y titulación de tierras

Los/as paralegales de las comunidades Chachis y afroecuatorianas mediaban en conflictos entre ellos y preparaban el documento primario de escritura de tierras para presentarlo a las agencias gubernamentales. Cuando comenzó SUBIR, la legislación nacional no reconocía los derechos territoriales ancestrales de las comunidades afroecuatorianas, y sólo los grupos indígenas podían reclamar derechos ancestrales, hasta que en 1994 el derecho se extendió a las comunidades afroecuatorianas.⁴ Una cuestión igualmente difícil para el esfuerzo de titulación

fue la actitud de los/as líderes de las comunidades Chachi, que en un principio no querían reunirse con sus contrapartes afroecuatorianas para hablar de sus conflictos por la tierra. En esencia, los Chachis sentían que los afroecuatorianos no tenían los mismos derechos ancestrales que ellos. Así, una de las primeras tareas de los/as paralegales fue la de promover la comunicación y el respeto entre los dos grupos. Este proceso enfatizó en la igualdad de derechos que tenían los pueblos Chachi y afroecuatoriano a reclamar acceso a sus tierras ancestrales.

La resolución de los conflictos de límites duró cerca de dos años y necesitó el compromiso de expertos/as ecuatorianos/as con formación jurídica formal, así como la asistencia día a día de los/as paralegales. Se dibujaron mapas parlantes⁵ que permitieron identificar gráficamente los problemas. Las disputas de límites se discutieron varias veces y las posiciones fueron puestas por escrito en registros. Los/as paralegales acompañaron a los/as líderes de las comunidades en las inspecciones para el mapeo de campo con el fin de llegar a un acuerdo limítrofe definitivo. Finalmente, se elaboraron los documentos de titulación primaria de la tierra de las comunidades y se presentaron en 1995, lo que permitió la adjudicación de derechos a la tierra a los Centros Chachi y a las Asociaciones Afroecuatorianas.

Una vez que las negociaciones relacionadas con los límites entre las comunidades culminaron, los/as paralegales y 17 técnicos/as catastrales locales⁶ llevaron a cabo un estudio planimétrico con GPS y redactaron un memorando de acuerdo con cada comunidad. Estos memorandos fueron revisados en asambleas generales dentro de cada

² Ciento noventa y dos paralegales fueron capacitados/as por SUBIR en Esmeraldas y otros sitios del proyecto. Muy pocas mujeres (ninguna entre los Chachis) fueron seleccionadas por los líderes locales para el entrenamiento como paralegales (Zambrano Mendoza 2002).

³ Los/as paralegales también tenían acceso a una canoa motorizada y combustible para transportarse y obtener alimento.

⁴ La Ley de Desarrollo Agrario pasó a finales del 1994.

⁵ Estos mapas (los mapas parlantes de la Ley de Desarrollo Agrario) se dibujan por medio de métodos participativos y de consulta, y con diferentes estrategias de comunicación, proveyendo información para concienciar y publicitar la diversidad étnica (Radcliffe 2010).

⁶ SUBIR capacitó a 17 técnicos/as catastrales en dos cantones y en agencias gubernamentales locales.

comunidad a finales de los 1990 (Morales Feijóo, 2002). El estudio indicó los límites del territorio de cada Centro Chachi y Asociación Afroecuatoriana. Se elaboró posteriormente un Plan de Manejo para cada centro y asociación que trazaba las diferentes zonas de uso de la tierra: una zona de uso de bosque manejada por la comunidad, un área forestal reservada para la comunidad, y un área para agricultura individual. Los derechos de uso de estas parcelas agrícolas fueron reconocidos y ejecutados de acuerdo con normas de tenencia consuetudinaria, tales como el derecho de traspaso a sus herederos. Los planes de manejo fueron discutidos y acordados por toda la comunidad en asamblea general, de acuerdo con la práctica cultural de Chachis y afroecuatorianos/as, no por comités locales de gestión forestal. En ellos se consideraban aspectos culturales y temas relativos a las relaciones entre la tierra y su gente. Por ejemplo, las áreas ceremoniales ancestrales en algunos Centros Chachi se han respetado y se designan como espacios culturales en el ejercicio de zonificación y mapeo.

Los mapas creados por los/as paralegales fueron verificados por un/a geógrafo/a que los utilizó para elaborar el mapa de delimitación y el informe para los registros de adjudicación oficiales. Este registro fue presentado al Instituto Nacional de Desarrollo Agrario (INDA), cuyos/as funcionarios/as lo verificaron y aprobaron. El proyecto asumió todos los costos del trabajo de campo para la verificación y aprobación INDA, incluso los gastos de logística para el personal del INDA y la elaboración de mapas e informes. El proceso de aprobación en el INDA para cada grupo de comunidades tomó aproximadamente 12 meses.⁷

Un resultado importante de este esfuerzo es que, mientras anteriormente la agencia gubernamental de titulación (tal vez con la colaboración de una ONG) era la única a cargo del proceso de titulación, se estableció un precedente para que los/as paralegales locales asumieran un papel clave en la adjudicación y legalización de los derechos ancestrales de tierras forestales (véase el Cuadro 1). Con la participación de los/as paralegales locales, los conflictos fueron gestionados más eficazmente y las reglas locales de tenencia fueron comprendidas y respetadas. Esta aportación local es aún más importante si se tiene en cuenta la escasa capacidad de los organismos estatales en el control del uso del bosque en la región.

Una vez verificadas las tierras, éstas fueron adjudicadas como ancestrales a los Centros Chachi y las Asociaciones Afroecuatorianas. Las reformas legales nacionales durante este período también tuvieron un impacto de gran alcance: la Constitución de 1998 reconoció la propiedad colectiva y la titularidad de los derechos de los pueblos indígenas y comunidades afroecuatorianas, prohibiendo la subdivisión y venta de sus territorios.⁸ Este reconocimiento significaba que, al menos sobre una base legal, estas comunidades estaban protegidas de las invasiones o la compra de terrenos por la industria de la madera y la agroindustria (Zambrano Mendoza, 2002). El personal de SUBIR se acercó a los/as funcionarios/as cantonales, quienes apoyaron mucho los esfuerzos de la titulación ya que les proporcionaba información básica para el establecimiento de un sistema de catastro rural, incluyendo información sobre tecnología agrícola, uso de la

⁷ El proceso de verificación y aprobación del INDA tomaba normalmente varios años. SUBIR estableció un acuerdo con el INDA para acelerar el proceso, en el cual asumía o pagaba mucho del trabajo de campo y de los trámites legales.

⁸ El tema de la subdivisión y venta de las tierras comunales no estaba claro antes de 1998. Cuando el IERAC y el INDA titulaban las tierras comunales, algunas escrituras prohibían expresamente la venta y la subdivisión de las comunas, mientras que otras permitían la “transferencia” de la tierra a terceras personas. El Art. 31 de la Ley de Desarrollo Agrario (1994) permitía, con la aprobación de dos terceras partes de la comunidad, la subdivisión de las tierras comunales (con excepción de los páramos y los bosques) y parecía permitir una eventual venta de tierras. La Constitución de 2008 ratificó los derechos y responsabilidades indígenas sobre la tierra presentados en la Constitución de 1998, incluyendo la prohibición de subdividir, hipotecar o vender las tierras comunales.

Cuadro 1: El proceso de legalización de las tierras indígenas y comunales

Un importante resultado del esfuerzo de titulación con paralegales es que se estableció un proceso de consolidación, adjudicación y titulación de la comunidad la tierra:

- Selección y formación de paralegales
- Recolección y confirmación de la información territorial (extensión, límites, características) y de la información cultural de los/as residentes con respecto a su territorio (por ejemplo, las prácticas de gestión de recursos, procesos de toma de decisiones)
- Evaluación de la fuerza de las organizaciones locales y las instituciones
- Estudio cartográfico de los límites
- Gestión de conflictos entre las comunidades
- Límite demarcados
- Diseño de una estrategia de defensa de fronteras y derechos territoriales
- Diseño e implementación de Planes de Manejo.

Tabla 1: Centros Chachi titulados bajo SUBIR

Centro Chachi	Año de titulación	Hectáreas	# de familias
San Miguel*	1997	4,526.0	180
Guadual*	1997	1,283.8	65
Corriente Grande*	1998	3,703.9	60
Calle Manza*	1998	241.4	33
Playa Grande	1999	731.9	29
Zapallo Grande	1999	806.6	58
Total		11,293.6	425

*subsecuentemente participaron en la Gran Reserva Chachi y/o Socio Bosque.

Fuente: ECOLEX Ecuador

tierra e infraestructura física y social (Zambrano Mendoza, 2002). El proyecto también ayudó a los/as funcionarios/as a establecer un subsidio fiscal para las tierras privadas y aquellas propiedades colectivas no ancestrales que se involucraran en los esfuerzos de conservación.⁹ Durante los últimos años del proyecto SUBIR, cuando las plantaciones de palma africana de aceite comenzaron a amenazar los bosques naturales, los/as funcionarios/as municipales en la provincia de Esmeraldas se dedicaron más a los aspectos ambientales, ya que el proyecto les aconsejó en

temas de ordenanzas y reglamentos ambientales.

Costo de la titulación en los Centros Chachi

Entre 1997 y 1999, se dieron títulos a seis Centros Chachi, con 425 familias y 11.294 hectáreas (Table 1).

El costo promedio de titulación de tierras comunitarias bajo el proyecto SUBIR fue de aproximadamente 5,00 dólares por hectárea¹⁰, incluyendo:

- Trabajo de campo (transporte y coordinación de los/as funcionarios/as del proyecto y los/as funcionarios/as públicos/as en el sitio del proyecto para actividades de supervisión)
- Equipos GPS para registrar las fronteras
- Procesamiento cartográfico (salarios y suministros)
- Elaboración de Planes de Manejo y estudios sociohistóricos
- Envío de documentación y seguimiento de su tratamiento en las respectivas agencias del gobierno (sueldos y transporte)
- Honorarios de abogados/as y salarios de paralegales.

⁹ De acuerdo con el Art. 84 de la Constitución de 1998, las comunidades indígenas no pagan impuestos sobre la propiedad.

¹⁰ El costo de titulación de tierras no comunal o de colonización estaba entre 15 y 18 dólares por hectárea.

Debido al aislamiento de esta región en el Ecuador y a la falta de caminos e infraestructura, los aspectos más difíciles en la gestión de los conflictos y el proceso de titulación en las comunidades Chachis y afroecuatorianas fueron la logística y el costo de movilizar a la gente, y los recursos durante varios años para mantener en marcha el proceso de mediación y las reuniones comunitarias.¹¹

Evaluación de la participación de los/as paralegales

El énfasis en los/as paralegales locales ha traído tanto ventajas como desventajas. Estuvieron en condiciones de organizar y asistir a los programas de capacitación y a las reuniones establecidas para los jefes de la comunidad y sus miembros. También fueron capaces de comunicar la información legal pertinente a las comunidades en el idioma Chachi (Cha'palachi). Ya que eran parte de las comunidades, eran considerados iguales y pudieron recoger información pertinente como el número de familias y los límites de la comunidad. Su formación en resolución de conflictos resultó valiosa en el logro de un acuerdo mutuo entre los/as líderes de la comunidad. Por último, los/as paralegales tuvieron la tarea de vigilar el cumplimiento de los términos de los memorandos de acuerdo sobre la gestión de los recursos naturales y la tenencia de la tierra dentro de cada comunidad. Una desventaja de depender de los/as paralegales fue el hecho de que recibían un salario, mientras otros/as participantes locales no lo hacían. Las autoridades de la comunidad con frecuencia señalaban que ellas mismas no recibían un salario a pesar de que también trabajaban en la resolución de conflictos.

Los/as paralegales trabajaron en el esfuerzo de titulación y seguimiento hasta 2002, cuando terminó SUBIR. La mayoría de ellos per-

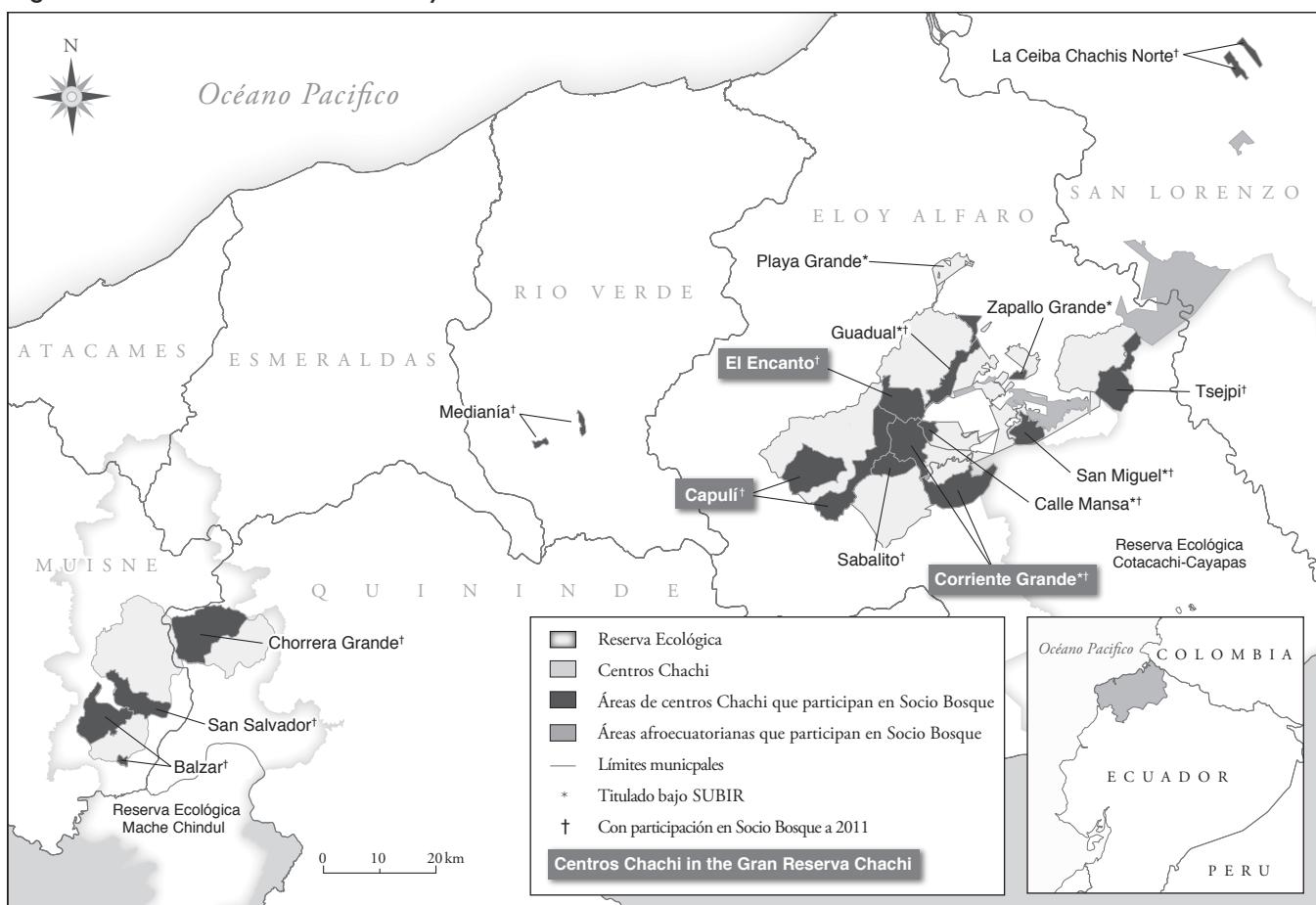
manecieron en la zona y muchos de ellos se convirtieron en líderes en sus comunidades y organizaciones locales. El proyecto SUBIR terminó su trabajo en el área con una estrategia de retirada que incluyó la preparación de las comunidades para asegurar la sostenibilidad de sus actividades, particularmente lo relacionado con la gestión forestal, tales como gestión de bosques nativos, reforestación, y silvicultura. Estas actividades incluían explotación forestal sostenible. Desafortunadamente, no hubo recursos económicos para implementar la estrategia.

El establecimiento de la Gran Reserva Chachi

Cuando SUBIR llegaba a su fin, la GTZ empezó a trabajar en el área con el Centro Capulí por la conservación del bosque la biodiversidad. En 2004, Conservación Internacional (CI) se unió a la GTZ y amplió el trabajo a otros tres Centros Chachi (Corriente Grande, El Encanto y Sabalito) en el cantón Eloy Alfaro para implementar un proyecto de programa de incentivos directos con base en un área conservada comunitariamente. De estos cuatro centros, Corriente Grande recientemente había sido titulado bajo el proyecto SUBIR, mientras que los otros Centros tenían títulos anteriores. El programa de incentivos directos fue diseñado e implementado para alcanzar los objetivos de conservación y reducción de la pobreza, por medio de la prohibición voluntaria de la conversión de los bosques y su explotación comercial, y la prestación directa de incentivos económicos para conservar los bosques (Mora et al., 2010). Los líderes y los miembros de las comunidades participaron en el diseño del programa y en las negociaciones relacionadas con el área de conservación (tamaño, ubicación, zonificación) y el plan de inversiones (es decir, cómo hacer uso de los incentivos). Se firmó un acuerdo en 2005

¹¹ En Zambrano Mendoza (2002) se presenta una cifra de 500,000 dólares como el costo total del componente de Políticas y Asuntos Legales de SUBIR para esos dos cantones. Esta cifra, además del manejo de conflictos y las actividades de titulación, incluye la capacitación de paralegales y las actividades de reforma legislativa. Ese documento menciona costos logísticos ya que el aislamiento de la región incrementó notablemente los costos del proyecto, que en otros cantones podía costar tan poco como 100.000 dólares.

Figura 1: La Gran Reserva Chachi y la zona de estudio circundante



University of Wisconsin Cartography Lab

con tres de estos Centros¹² por un período de prueba de tres años, para proteger 7.200 hectáreas pertenecientes a las tres comunidades, área que fue declarada posteriormente como Gran Reserva Chachi (Figura 1). Además, se planteó un área de amortiguamiento de 11.500 hectáreas, diseñada para usos sustentables como el ecoturismo y la explotación de productos no maderables. Durante la fase piloto de tres años, a las comunidades se les pagó un incentivo de 5,00 dólares por año por hectárea de bosque conservado (Mora et al., 2010). Este precio se basaba en el costo de oportunidad de protección de los bosques de la tala ilegal: “el valor por hectárea de bosque conservado se estimó en términos de los ingresos que se hubiera recibido de la tala y venta de árboles, incluida una referencia a los ingresos actuales y a

los ingresos potencialmente mayores en el futuro debido a la mejora en las prácticas de tala”(Mora et al. 2010: 6). El incentivo fue a un fondo administrado por la comunidad y las decisiones sobre cómo utilizar los fondos se tomaron en asambleas comunitarias, lo que produjo planes anuales de inversiones. Los fondos de incentivo fueron utilizados durante los primeros tres años para el control y la vigilancia, la producción agrícola (como el cacao), las microempresas y el microcrédito, así como para suministros médicos y materiales educativos. Estos fondos también se utilizaron para financiar mejoras de infraestructura tales como agua corriente, mejora de los techos de las casas, y centros comunitarios (Mora et al., 2010).

Un elemento crítico para el establecimiento de

¹² Sabalito decidió no participar en este tiempo y prefirió firmar contratos con compañías madereras.

este programa de incentivo directo fue que los Centros Chachi fueron capaces de entrar en negociaciones y acuerdos con los donantes (CI y GTZ) como dueños legales de la tierra. Si los Centros Chachi no hubieran declarado la propiedad legal sobre sus tierras comunales, hubiera sido necesario que los donantes ayudaran a los Centros en la obtención de las escrituras de propiedad (Wendland et al., 2010), aumentando considerablemente el tiempo y los fondos necesarios para poner en práctica el programa de incentivos directos. En otras palabras, el tiempo y el costo de la titulación o el aseguramiento de otro tipo de derechos sobre la tierra es a menudo parte de los gastos de establecimiento de los programas PAS o de incentivo directo. El Ecuador fue capaz de establecer rápidamente el programa de incentivo directo y mantener relativamente bajos los costos en Esmeraldas porque las comunidades Chachi y afroecuatorianas ya habían sido tituladas a mediados de los años 2000.

Basado en parte en la experiencia de la Gran Reserva Chachi, el gobierno ecuatoriano puso en 2008 en marcha un programa nacional de incentivos directos llamado Socio Bosque. Los objetivos del programa son la conservación de los bosques y el alivio de la pobreza, que se logran mediante la transferencia económica directa de incentivos a las comunidades rurales y sus familias a cambio de actividades de conservación. Los contratos se firman directamente entre el Estado (Ministerio de Medio Ambiente) y las comunidades; así, el Estado actúa como intermediario en cualquier fondo internacional utilizado en este programa. Un requisito para la participación de la comunidad es una escritura formal sobre sus tierras (de Koning et al., 2011). Además de los tres Centros Chachi originales, entre 2008 y 2010 diez Centros Chachi firmaron acuerdos de incentivo directo con el programa Socio Bosque, lo que añadió 19.092 hectáreas al programa (Figura 1).¹³ A partir de 2011, el incentivo anual pagado a los Centros

Chachi dentro del programa Socio Bosque varía entre 5 y 15 dólares por hectárea, dependiendo del número de hectáreas reservadas (Tabla 2).

En 2007-2008, a pesar de tener título de propiedad, Corriente Grande experimentó invasiones de tierras de parte de un grupo de vecinos afroecuatorianos de la Asociación Guayacanes que estaban extrayendo madera. Corriente Grande fue suspendida del programa Socio Bosque hasta que el conflicto se resolviera. Eventualmente, las autoridades nacionales asistieron a los Chachi para sacar a Guayacanes (Mora et al., 2010). El problema de las invasiones y la ocupación ilegal de tierras puede ser resultado del fracaso de las instituciones del Estado; un título de propiedad es de poca utilidad si el Estado no puede hacer cumplir y proteger los derechos que otorga. Mora et al. (2010: 10) sostien que “las invasiones son una amenaza latente en la zona”. El aislamiento de la región contribuye a la escasa presencia de funcionarios/as gubernamentales e incluso de instituciones regionales. En tales situaciones, las comunidades son potencialmente castigadas por medio de la suspensión de los pagos cuando se producen usurpaciones e invasiones, mientras que las agencias del gobierno regional responsable de la protección de los derechos no se ven afectadas. Afortunadamente, en este caso el programa de incentivos directos ha reforzado, en general, las relaciones entre los Centros Chachi y el Ministerio del Ambiente (Wendland et al., 2010), proporcionando más legitimidad a las demandas de propiedad y una mejor seguridad en la tenencia de la tierra. A pesar de que los servicios del Estado, tales como vivienda y educación, siguen quedándose cortos, la presencia de las organizaciones no gubernamentales,¹⁴ en particular ambientales, se ha incrementado, proporcionando por lo menos algunos servicios y apoyo a las comunidades.

Otro problema es que algunos miembros de las comunidades, así como gente de afuera, como

¹³ Siete Asociaciones y Comunas Afroecuatorianas también entraron en el programa.

¹⁴ Tales como Ecolex y Fundación Altrópico.

Tabla 2: Centros Chachi que participan en Socio Bosque a 2011

Centro Chachi	Fecha de ingreso	# de familias	Hectáreas bajo conservación	Incentivas anuales (\$)	Incentivo por hectárea (\$)
Corriente Grande*	Dec 2008	86	4,578.8	\$26,894.5	\$5.87
Calle Mansa*	Dec 2008	46	342.3	\$4,923.0	\$14.39
San Miguel*	Dec 2008	235	1,047.5	\$9,237.5	\$8.81
Capulí	Dec 2008	69	5,626.7	\$30,252.0	\$5.38
Guadual*	Dec 2008	52	1,175.2	\$9,876.0	\$8.41
Tsejpi	Dec 2008	78	2,000.0	\$14,000.0	\$7.00
La Ceiba Chachis Norte	Dec 2008	48	606.5	\$7,032.5	\$11.59
San Salvador	Dec 2008	117	1,785.7	\$12,928.5	\$7.24
Chorrera Grande	Dec 2008	89	3,723.6	\$22,618.0	\$6.07
Sabalito	June 2010	45	954.1	\$8,770.5	\$9.19
El Encanto	June 2010	162	1,813.6	\$13,068.0	\$7.20
Balzar	Oct 2010	46	2,352.6	\$15,763.0	\$6.70
Medianía	Oct 2010	66	285.8	\$4,358.0	\$15.24
Total		1,139	26,292.4	\$179,721.5	\$6.84

*titulado bajo SUBIR

Fuente: Karen Podvin, Ministerio del Ambiente, Socio Bosque (septiembre 2011)

los colonos y los madereros, están entrando en la Gran Reserva Chachi con el fin de cazar y extraer madera y otros recursos naturales. Este tipo de invasiones y la caza furtiva no son inusuales en regiones remotas de la zona tropical. Tanto la GTZ como CI han reconocido la necesidad de invertir en “capacitar a los miembros de la comunidad en el derecho a la tierra y su aplicación ... para aumentar su capacidad para hacer cumplir los derechos de propiedad y excluir a los invasores.” (Wendland et al., 2010: 18).

En términos más generales, en algunos casos la seguridad de la tenencia no debe ser considerada sólo como una condición previa para los programas de incentivos, sino más bien como un posible resultado de dichos programas. Esto resuena como un debate antiguo en la literatura sobre la tenencia de la tierra. Besley (1995) y muchos otros han argumentado que el aumento en la seguridad de la tenencia se traducirá en una mayor inversión en la tierra, mientras que

otros investigadores observan que los/as propietarios/as invierten en sus tierras (por ejemplo, plantación de árboles, vallas de construcción) con el fin de fortalecer la tenencia de la tierra (Brasselle et al. 2002). En un análisis institucional de los programas de PSA, Vatn (2010) sostiene que algunas comunidades entran en proyectos de PSA para mejorar la seguridad de su tenencia.¹⁵ En el caso de Socio Bosque, algunos participantes Chachi perciben la mejora en la seguridad en tenencia y la reducción de las invasiones ilegales a sus tierras como consecuencias de la participación en el programa de incentivos directos (de Koning et al., 2011).

En lo que respecta a la gobernanza local, algunas comunidades sostienen que el proceso de toma de decisiones relacionado con el plan de inversiones, cómo invertir los incentivos directos, ha fortalecido a las organizaciones locales y el gobierno (de Koning et al., 2011). Esta interacción entre las condiciones de tenencia y las motivaciones para

¹⁵ Vatn (2010) no especifica los sitios ni las comunidades.

participar en un programa de incentivos directos de conservación merece más investigación.

Conclusiones

Este estudio de caso revela que el complejo y políticamente difícil trabajo de fundamentar los derechos de la tierra y reforzar los conocimientos jurídicos locales, es el cimiento esencial para los programas de incentivos directos y de PSA. El énfasis en la capacitación y el pago de paralegales locales como líderes y facilitadores/as fue esencial para la mediación de conflictos de tierras y la delineación de derechos de tierras, sobre todo porque las agencias estatales eran débiles o estaban casi ausentes en esta zona boscosa remota. El caso de estudio también sugiere que, en lugar de ser la tenencia segura simplemente un precursor para la participación en programas de incentivos directos, algunas comunidades pueden optar por la participación como una estrategia para mejorar la seguridad de su tenencia. El caso también reveló que la presencia débil de las instituciones estatales en regiones boscosas remotas deja a las comunidades expuestas a invasiones de tierras y conflictos de propiedad. La experiencia con los/as paralegales y la promoción de la organización comunitaria, en particular el éxito en la resolución de disputas fronterizas a través de la mediación y los debates internos comunitarios acerca del uso de la tierra y la gestión de los recursos naturales, puede haber tenido un impacto positivo en la gobernanza local. Las investigaciones futuras podrán determinar el impacto de estos procesos en la gobernanza local y en el manejo comunitario de los recursos naturales.

Referencias

- Besley, T. 1995. "Property Rights and Investment Incentives: Theory and Evidence from Ghana." *Journal of Political Economy* 103:903–37.
- Brasselle, A.S., G. Frederic y J.P. Plateau. 2002. "Land Tenure Security and Investment Incentives: Puzzling Evidence from Burkina Faso." *Journal of Development Economics* 67:373–418.
- DeBoer, W. R. 1995. "Returning to Pueblo Viejo: History and archaeology of the Chachi (Ecuador)." En *Archaeology in the Lowland American Tropics*, ed. P. W. Stahl. Cambridge: Cambridge University Press.
- de Koning, F. et al. 2011. "Bridging the Gap Between Forest Conservation and Poverty Alleviation: the Ecuadorian Socio Bosque Program." *Environmental Science & Policy* 14:531–42.
- Ganzenmüller, A. et al. 2010. Caracterización ecosistémica y evaluación de efectividad de manejo de los bosques protectores y bloques del Patrimonio Forestal ubicados en el sector ecuatoriano del Corredor de Conservación Chocó-Manabí. Quito: Ministerio del Ambiente del Ecuador, EcoCiencia y Conservación Internacional. (<http://www.conservation.org.ec/publicaciones/imagenes/caracterizacion.pdf>)
- Mora, M. et al. 2010. "La Gran Reserva Chachi: Integrating biodiversity conservation and indigenous community development in Ecuador." En *Indigenous Peoples and Conservation: From Rights to Resource Management*, eds. K. W. Painemilla, A. B. Rylands, A. Woofter y C. Hughes. Arlington, VA (USA): Conservation International.
- Morales Feijóo, M. 2002. "Paralegales Comunitarios y la Tenencia de la Tierra." *Land Reform, Land Settlement and Cooperative* 2:99–109.
- Sierra, R. 1999. "Traditional resource-use systems and tropical deforestation in a multiethnic region in North-west Ecuador." *Environmental Conservation* 26:136–145.
- Vatn, A. 2010. "An Institutional Analysis of Payments for Environmental Services." *Ecological Economics* 10:1245–1252.
- Wendland, K. et al. 2010. "Rewards for Ecosystem Services and Collective Land Tenure: Lessons from Ecuador and Indonesia." *Mountain Forum Bulletin* X:19–22
- Zambrano Mendoza, O. ed. 2002. SUBIR: Integrando la conservación y el desarrollo: sistematización de los diez años de experiencia. Quito: USAID (informe no publicado).

Apéndice 1

Cronología de la titulación y de los procesos de PSA en los Centros Chachi	
Año	Evento
1992	FECCHE comienza el proceso de formalización de derechos sobre la tierra para los Centros Chachi sin títulos de propiedad en el noroeste de la región de Esmeraldas.
1994	SUBIR desarrolla un proyecto de titulación de tierras y de manejo de conflictos de tierra entre las comunidades Chachi y afroecuatorianas en los cantones Eloy Alfaro y San Lorenzo utilizando paralegales y mediación.
1995	Los/as paralegales y los/as líderes de la comunidad elaboran el documento inicial de titulación para los organismos gubernamentales INDA e INEFAN.
1996-97	Los mapas planimétricos (elaborado con GPS) y los memorandos de entendimiento respectivos se aprueban en las asambleas generales en sus respectivas comunidades Chachi y afroecuatorianas.
1997-99	Adjudicación de tierras para seis Centros Chachi (y 12 Asociaciones Afroecuatorianas).
2004	Tres Centros Chachi inician conversaciones con GTZ y CI sobre un esquema de incentivo directos para la conservación de bosques.
2005	Los acuerdos de conservación entre los tres centros Chachi, CI y GTZ se firman, y así se establece la Gran Reserva Chachi con un área de conservación comunitaria de 7.200 hectáreas.
2008	El Ecuador establece el programa Socio Bosque.
2011	Diez Centros Chachi y 7 Asociaciones Afroecuatorianas más entran en Socio Bosque, y aumentan la superficie de tierras bajo conservación a 37.465 hectáreas.

Acrónimos

CI	Conservation International
FECCHE	Federación de Centros Chachi de Esmeraldas
GPS	Global Positioning System (Sistema de Posicionamiento Global)
GTZ	Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (ahora parte de GIZ)
IERAC	Instituto Ecuatoriano de Reforma Agraria y Colonización
INDA	Instituto Nacional de Desarrollo Agropecuario
INEFAN	Instituto Ecuatoriano Forestal, de Áreas Naturales y Vida Silvestre
MAE	Ministerio del Ambiente
PSA	Pago por servicios ambientales
RECC	Reserva Ecológica Cotacachi Cayapas
SUBIR	Sustainable Uses for Biological Resources (proyecto)
TNC	The Nature Conservancy

Fuente de la publicación completa:

Naughton-Treves, L. and C. Day, eds. 2012. Lessons about Land Tenure, Forest Governance and REDD+. Case Studies from Africa, Asia and Latin America. Madison, Wisconsin: UW-Madison Land Tenure Center.

Disponible en:

USAID
www.rmportal.net/landtenureforestsworkshop
The Land Tenure Center
<http://nelson.wisc.edu/lte/publications.php>



3

Un análisis de los impedimentos estructurales para la participación de los/as propietarios/as privados/as en el Programa Socio Bosque en el Ecuador

Catherine Schloegel

Directora Ejecutiva, Fundación Cordillera Tropical, Cuenca, Ecuador
catherine.schloegel@aya.yale.edu

Resumen

En la cuenca del río Paute, en el sur-centro del Ecuador, coinciden diversos valores ambientales y económicos de importancia regional e internacional. La cuenca contiene el mayor sistema de generación hidroeléctrica en el Ecuador y también se considera un epicentro de biodiversidad dentro del hotspot de los Andes Tropicales. A finales de 2008, el Ecuador lanzó un programa nacional de pago por la protección de servicios ambientales llamado Socio Bosque, con el objetivo de proteger ecosistemas prioritarios como éstos. Sin embargo, después de sus primeros dos años de operación, existen marcadas diferencias en la participación, lo que sugiere que la estructura de Socio Bosque favorece la participación de los pueblos indígenas –grupos a los que el gobierno otorgó escrituras de propiedad– al tiempo que niega la participación a muchos/as propietarios/as mestizos/as, independientemente de los servicios ecosistémicos conservados. Otros programas parecidos que apuntan a conservar el carbono terrestre, como

REDD+, podrían aprender de la experiencia en la cuenca del río Paute, donde las irregularidades en las escrituras provinciales han restringido la participación de los/as propietarios/as de tierras. Estos programas podrían enfrentar prácticas similares de titulación heterogénea de la tierra lo que, en última instancia, limitaría el reclutamiento y la participación de los/as propietarios/as de tierras.

Introducción

En la cuenca del río Paute, en el sur-centro del Ecuador, coinciden diversos valores ambientales y económicos de importancia regional e internacional. La cuenca, con cerca de 900.000 habitantes, contiene el sistema de generación hidroeléctrica más importante del Ecuador (Figura 1). Se reconoce esta zona también como un centro de biodiversidad dentro del hotspot de los Andes Tropicales al albergar especies amenazadas de fauna y flora (BirdLife y Conservation International, 2005; Mittermeier et al., 2004, The Nature Conservancy et al., 2005; Mast et al., 2000). Esta superposición de intereses económicos y valores ecosistémicos proporciona un laboratorio ideal para la implementación de un programa de pago por la protección de servicios ambientales.

A finales de 2008, el Ecuador se convirtió en el tercer país de América Latina en lanzar un programa nacional de pago para la protección de servicios ambientales, Socio Bosque, siguiendo las experiencias en Costa Rica y México.¹ El programa ofrece un incentivo económico por hectárea a los/as propietarios/as que posean un terreno con escritura legal y estén de acuerdo en conservar los ecosistemas nativos por un período de veinte años. En su superficie, Socio Bosque es una herramienta atractiva para la conservación

entre los gobiernos provinciales y las organizaciones no gubernamentales en la cuenca del río Paute. Sin embargo, a pesar de haber aceptado a todos los candidatos interesados y calificados durante sus primeros dos años, menos de 0,75 por ciento del área total de participantes en el Programa Socio Bosque se encuentra dentro de la cuenca del río Paute (Programa Socio Bosque, 2011).

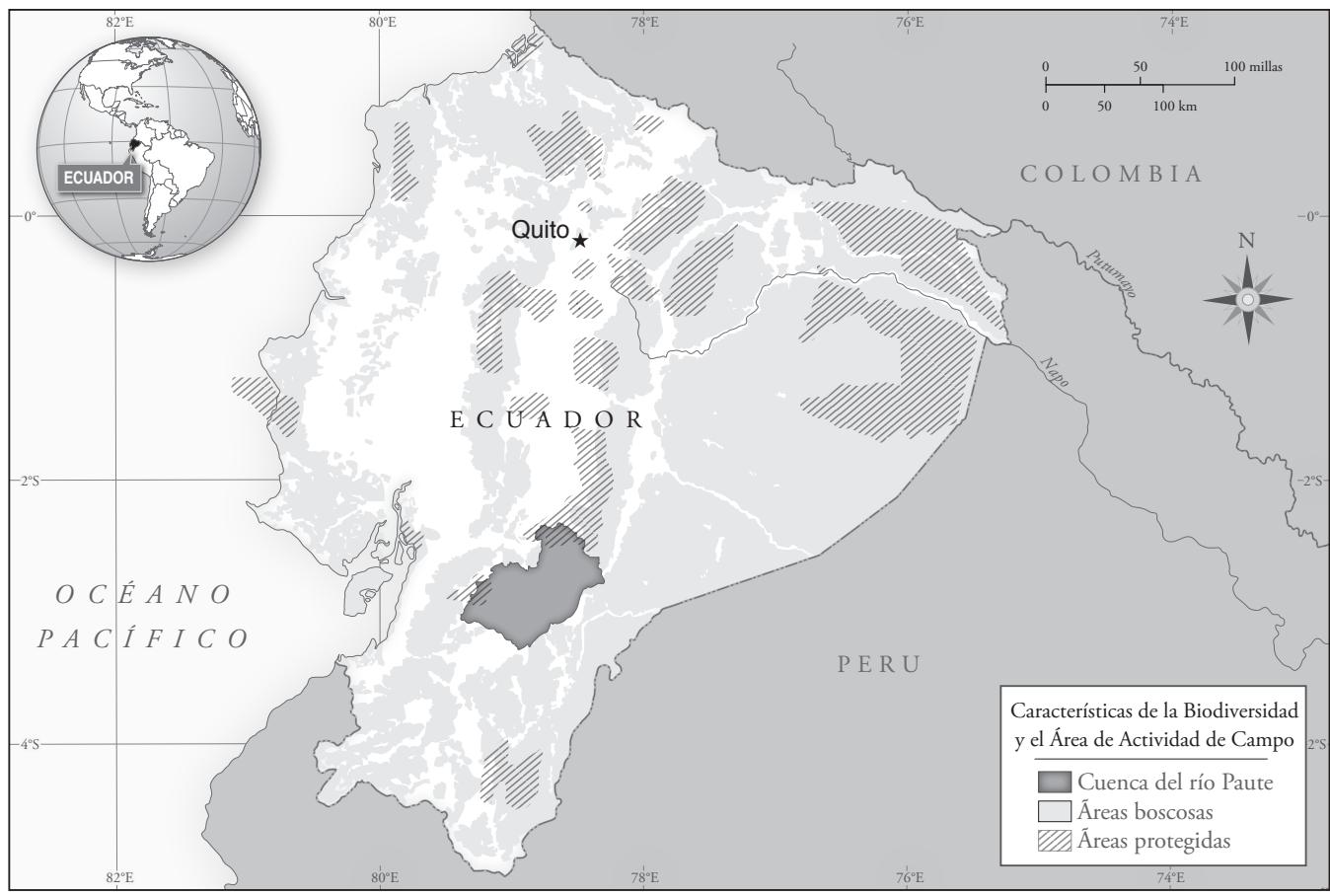
A nivel nacional, el principal factor que limita la participación en Socio Bosque se relaciona con la titulación de tierras, una cuestión que crea ganadores del programa –aquellas personas con las escrituras de propiedad aprobadas y a las que, por tanto, se les permite inscribirse– así como perdedores –aquellas personas a la que se les niega la participación debido a la falta de escrituras de propiedad o a la posesión de escrituras de propiedad incompletas– con independencia del nivel de prioridad o del servicio ambiental conservado. Las reglas actuales restringen la participación de muchos/as propietarios/as mestizos que, en algunos casos, no tienen escritura o que adquirieron sus tierras como “cuerpo cierto”, es decir, sin un croquis de ubicación que acompañara la escritura; esto hace que estas propiedades no se adecúen a las normas de Socio Bosque. Las personas a las que el gobierno otorgó escrituras de propiedad, principalmente grupos indígenas, son los beneficiarios principales del programa.²

La implementación de este programa en la cuenca del río Paute ofrece información preliminar sobre los problemas estructurales que pueden surgir en similares programas de servicios ambientales en otras partes: la incapacidad para procesar o resolver problemas relacionados con escrituras de tierras incompletas, impugnados o superpuestos; los desafíos de inscribir áreas de alto valor para

¹ Socio Bosque se vende como una compensación económica por las acciones de conservación y explícitamente evita toda referencia al concepto de pago por servicios ambientales. Sin embargo, comparte muchas características con otros programas de pago para la protección de servicios ambientales en México y Costa Rica, y las diferencias entre Socio Bosque y otros programas similares parecen ser principalmente semánticas.

² El Instituto Ecuatoriano de Reforma Agraria y Colonización (IERAC) otorgó oficialmente escrituras de propiedad a todos los grupos indígenas en las décadas de 1980 y 1990, completando mapas georreferenciados individuales y registrando cada propiedad con sus municipios locales.

Figura 1: Mapa de la cuenca del río Paute en el Ecuador.



University of Wisconsin Cartography Lab

la conservación, y el reclutamiento y la retención de los/as propietarios/as rurales. La descalificación resultante de muchos/as propietarios/as de bosques en zonas rurales en la cuenca del río Paute ofrece a los/as diseñadores/as del programa una retroalimentación que sugiere que la titulación de tierras, más que el valor del servicio, puede ser el principal criterio para la inclusión en el programa. Otros programas similares de conservación, como el de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación Forestal (REDD), podrían encarar retos similares en el reclutamiento y en la participación de los/as propietarios/as, y aprender lecciones de este caso.

Socio Bosque: el diseño de una nueva herramienta de conservación

El Ministerio del Ambiente del Ecuador lanzó So-

cio Bosque, un programa público de pago por la protección de servicios ambientales (según Wunder 2005), a finales de 2008. El programa agrega la oferta y la demanda de servicios ambientales locales –como producción hidroeléctrica, consumo de agua o conservación de la biodiversidad– bajo un paraguas nacional único. El Artículo 74 de la Constitución dice: “Los servicios ambientales no serán susceptibles de apropiación; su producción, prestación, uso y aprovechamiento serán regulados por el Estado”; en la práctica, esto ha llevado a la consolidación de todos los esfuerzos por pagos para la protección de servicios ambientales en el programa global Socio Bosque, y a la eliminación concomitante de las oportunidades de desarrollo de iniciativas regionales que pudieran haberse formado naturalmente entre los usuarios aguas arriba y aguas abajo.

El programa tiene como objetivo inscribir 3,6 millones de hectáreas de paisajes nativos y beneficiar a entre 500.000 y 1,5 millones de propietarios/as rurales para el año 2015 (Ministerio del Ambiente, 2008 y Ministerio del Ambiente, 2009). Una consigna gubernamental anual financia el programa Socio Bosque, lo que diferencia a este programa de algunos de sus análogos, que usan impuestos verdes para cubrir los costos. En el futuro, el programa tiene como objetivo inscribir las tierras participantes en los mercados internacionales de carbono y captar fondos adicionales por la venta de créditos de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degrado de los Bosques (REDD), eliminando la dependencia del financiamiento interno y de donantes. Un grupo de expertos/as estableció un costo de oportunidad de conservación de 30 dólares por hectárea para todas las tierras participantes, que sería ampliado a toda el área participante. Por ejemplo, una parcela de 150 hectáreas ganaría: \$ 30 x 50 hectáreas + \$ 20 x 50 hectáreas + \$ 10 x 50 hectáreas, para un total de 3.000 dólares por año (Tabla 1).

Tabla 1

Número de hectárea (\$)	Precio por hectárea (\$)
1	30,00
51	20,00
101	10,00
501	5,00
5.001	2,00
10.000	0,50

La participación es voluntaria y está abierta a todos los/as propietarios/as individuales o comunitarios de tierras con cobertura vegetal original y una escritura de propiedad legal. Aunque el programa acepta solicitudes de todos los/as propietarios/as interesados/as, pretende asignar los contratos con base en tres criterios: nivel de amenaza, prestación de servicios ambientales y pobreza; el peso asignado a las dos primeras va-

riables es casi el doble del que se asigna a la tercera (Ministerio del Ambiente 2008a). Es cierto que la carencia de información básica completa ha frustrado este cometido. El mapa de prioridades resultante designa el 40 por ciento de la región amazónica como de alta prioridad, en comparación con sólo el 27 por ciento de la Costa y Sierra, respectivamente (Ibíd.).³

En la parte baja del río Paute, Socio Bosque suplantó la implementación de un programa local de pago por servicios ambientales entre los/as propietarios/as de bosques aguas arriba y la generadora hidroeléctrica aguas abajo. El programa local estaba destinado a la conservación de propiedad privada con ecosistemas de bosques montanos tropicales y páramos, ecosistemas que capturan, almacenan y sueltan el agua utilizada por el mayor proyecto hidroeléctrico del país. Los participantes incluían las comunidades indígenas Kichwa y los/as propietarios/as mestizos/as, todos con prácticas pecuarias en pequeña escala. En esta región, los/as propietarios/as individuales tienen en promedio entre 50 y 1.000 hectáreas, mientras que las comunidades poseen escrituras sobre zonas significativamente más grandes que cubren entre 2.000 y 10.000 hectáreas.

El programa local respondía a la amenaza que representa actualmente la conversión de estos ecosistemas de bosques y páramo a agricultura y ganadería, y a la futura degradación correspondiente de los servicios hidrológicos (Fundación Cordillera Tropical, 2009). En definitiva, el programa local se alineaba estrechamente con los objetivos de conservación manifestados por Socio Bosque, lo que facilitó la adopción de éste a mediados de 2009.

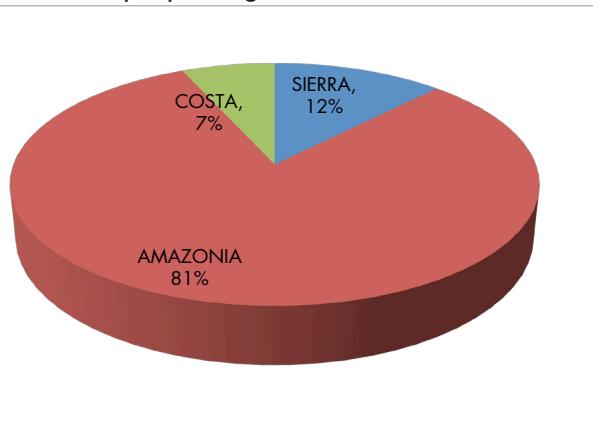
La participación en el programa en la cuenca del Paute

Algunas organizaciones no gubernamentales (ONG), financiadas de forma independiente, se

³ El restante 6% de tierras se encuentra dentro de las áreas protegidas existentes y los/as diseñadores/as no contemplaron estas áreas dentro de este análisis.

relacionaron con Socio Bosque para ayudar a las poblaciones prioritarias con sus aplicaciones. Las relaciones se establecieron orgánicamente dado que las prioridades de Socio Bosque estaban estrechamente alineadas con los de las iniciativas regionales de conservación encontradas en los hotspots Chocó-Darién y Andes Tropicales. En conjunto, se ha logrado la exitosa inscripción de 837.492 hectáreas en todo el país a través de 1.208 contratos (Programa Socio Bosque 2011). Las tasas de participación, sin embargo, varían mucho según región (Figura 2).

Figura 2: Porcentaje de áreas de conservación de Socio Bosque por región



La provincial de Cañar, en la parte baja de la cuenca del río Paute, representa solamente un 0,15 por ciento del total del área participante en Socio Bosque, a pesar de que la asociación con una ONG local ha generado presolicitudes por 5.286 hectáreas (Programa Socio Bosque 2011). Las irregularidades en las escrituras limitaron la participación a 617 hectáreas pertenecientes a 11 propietarios/as; se les negó la participación a más de 3.100 hectáreas. Después de un retraso de dos años, los/as propietarios/as de tierras rescindieron 1.587 hectáreas de las solicitudes porque perdieron confianza en la capacidad del programa para cumplir con los compromisos adquiridos. En resumen, si bien Socio Bosque clasificó el 30 por ciento de la cuenca del río Paute como de “prioridad alta”, y una organización no gubernamental ayudó en la difusión y en las preinscripciones

de los solicitantes, el programa ha aprobado un mero 11 por ciento de las hectáreas preinscritas, que contribuyen con sólo un 0,15 por ciento de la superficie total de inscritos en todo el programa.

Retos de la implementación: las prácticas de titulación de tierras regionales no cumplen con las normas nacionales

Independientemente del valor potencial de los servicios ecosistémicos protegidos, la descalificación sistemática de muchos de los/as propietarios/as rurales de los bosques de la cuenca del río Paute apunta a una estructura sesgada que puede influir al prohibir en esencia la participación de algunos/as propietarios/as. Según un informe de junio de 2010, la titulación de tierras constitúa el principal factor limitante de la participación en Socio Bosque en todo el Ecuador, lo que confirma las observaciones realizadas en la cuenca del río Paute (Bustamante y Albán 2010). Al igual que otros países tropicales, la titulación de tierras en el Ecuador es incompleta, parcial y con irregularidades consistentes entre provincias, así como entre propietarios/as de tierras indígenas y mestizos. El abogado ambientalista Manolo Morales explica que el sistema es una reliquia del movimiento de Reforma Agraria de los años 60s y 70s : “Desde aquella época hasta la presente, se hace evidente el problema de la seguridad en la tenencia de la tierra, marcada por la inseguridad jurídica producida por las contradicciones e inconsistencias en los distintos marcos jurídicos, la ausencia de un mecanismo eficiente de legalización y catastro de tierras, y la presencia de conflictos de posesión de los predios muchas veces adjudicados por el mismo Instituto Ecuatoriano de Reforma Agraria y Colonización”(Morales, M. et al. 2010:12).

Esta inseguridad y confusión se manifiestan en la provincia del Cañar, donde la mayoría de las escrituras usan el término “cuerpo cierto”, que aunque está legalmente sancionado por la ley ecuatoriana para su uso en lugares con una topografía extrema y de difícil acceso, no cumple con las

normas de Socio Bosque. Por lo general, una escritura de propiedad de cuerpo cierto hace referencia a los límites físicos de la tierra titulada, por ejemplo, el extremo sur limitado por un río determinado, pero no incluye un mapa georeferenciado de la propiedad. El resultado es que, si bien los/as propietarios/as mestizos/as han adquirido, registrado y pagado los impuestos sobre sus propiedades individuales de la tierra, las prácticas de titulación de tierras provinciales no cumplen con las normas nacionales. En contraste, el gobierno adjudicó escrituras de propiedad a la mayoría de los territorios indígenas, para quienes es fácil cumplir con los requisitos del programa. La reglas del programa colocan una carga injusta para los/as propietarios/as individuales al pedirles que corrijan los errores del pasado de líderes provinciales que, ya sea de manera incorrecta o incompleta, dejaron de cumplir con los estándares nacionales de titulación, o aún no han sido capaces de cumplir con los de nueva creación.

¿Puede el mayor apoyo extrajudicial incrementar el número de propietarios/as de tierras participantes en la provincia del Cañar?

Las organizaciones no gubernamentales locales han buscado identificar alternativas legales que permitan la participación de los/as propietarios/as de bosques con una escritura de cuerpo cierto, argumentando que las limitaciones estructurales no deben impedir la participación en el programa dada la importancia estratégica nacional de la región en la protección de los servicios hidrológicos. Sin embargo, los/as abogados/as del Ministerio del Ambiente rechazaron lo que puede haber sido la alternativa legal más atractiva que, en teoría, hubiera permitido una mayor participación local: una medición de campo de la propiedad con los/as propietarios/as y sus vecinos utilizando un sistema de posicionamiento global (GPS), más tarde acompañada de una declaración juramentada afirmando que la información del mapa topográfico presentado representa la superficie

del predio que pertenece al dueño/a de la propiedad. En otros casos, este proceso se ha utilizado con éxito para aclarar los límites de tierras, lo que demuestra que calzan con el marco legal nacional, así como responden a las necesidades de cada propietario/a; sin embargo, los/as abogados/as del Ministerio de Ambiente confirmaron que esta opción no cumple con las normas de Socio Bosque.

El resto de opciones legales son onerosas o requieren demandas y gastos notables, lo que efectivamente las descalifica como opciones de consideración seria. El Departamento Jurídico del Ministerio de Ambiente aceptaría escrituras de propiedad de cuerpo cierto en dos casos, ambos igualmente improbables a corto plazo: si se acompaña de un catastro, o si un propietario de tierras busca la “aclaratoria” de la propiedad por parte de un tribunal. La provincia de Cañar es similar a otras regiones rurales en el Ecuador que carecen de un catastro que proporcione un mapa de todas las propiedades conocidas en la región. Los catastros pueden costar más de \$500.000 y quedan fuera del ámbito de los grupos locales de conservación. La otra opción, una aclaratoria, requiere que el propietario presente una demanda para definir sus límites de propiedad. Un juez ordena que un/a topógrafo/a designado/a por la corte mida los límites de su la propiedad. El croquis resultante es posteriormente incorporado en la escritura de la tierra. Los/as abogados/as ambientales de la Corporación de Gestión y Derecho Ambiental (ECOLEX) advierten que una aclaratoria es un proceso que puede durar de dos a tres años e implicar gastos significativos. Algunas investigaciones independientes estiman los costos en más de 3.000 dólares por un mapa para una parcela de 50 hectáreas, aparte de los honorarios de los/as abogados/as, que es más que el ingreso promedio anual de muchos/as propietarios/as de tierras rurales, lo que confirma las observaciones iniciales.

Otras alternativas podrían considerar el incremento de la seguridad jurídica a través del apoyo

o el fortalecimiento institucional de los organismos encargado de la titulación de tierras; sin embargo, estas opciones son difíciles debido a los rápidos cambios en el terreno legal ecuatoriano. A mediados de 2010, el gobierno ecuatoriano disolvió el organismo nacional de titulación de tierras en respuesta a acusaciones de irregularidades generalizadas. Estos cambios pueden crear una atmósfera legal en el futuro que responda más adecuadamente a las acciones privadas o colectivas de los/as propietarios/as de tierras o de las organizaciones no gubernamentales; sin embargo, en el corto plazo, estos cambios confunden todos los esfuerzos locales por identificar una solución legal viable.

Lecciones desde el campo: Cómo incorporar las ideas que vienen desde abajo hacia arriba en el diseño de futuros programas REDD+

Un programa nacional REDD+ en otras partes de los trópicos puede enfrentar muchos de los mismos desafíos que Socio Bosque. Dado el creciente interés en REDD+ y su mandato acompañante de inscribir parcelas de bosque de alto riesgo, que son con frecuencia propiedad de los/as propietarios/as mestizos/as de tierras rurales y grupos indígenas, las nociones preliminares que siguen pretenden fortalecer el diseño de programas en el futuro.

1. Las iniciativas locales pueden dar lecciones valiosas y deben ser alentadas. A menudo, los grupos locales tienen un conocimiento detallado del paisaje local y son capaces de reclutar tierras de alta prioridad para participar en el programa, así como de responder rápidamente a los posibles obstáculos. La confianza en una estructura de abajo hacia arriba –como un programa REDD+ subnacional– para informar el diseño de programas nacionales de REDD+, podría ayudar en el futuro a la identificación de barreras para la participación y proponer soluciones viables y específicas para cada sitio.

2. La planificación de un programa REDD+ a escala nacional debe evaluar la disposición y capacidad institucional de municipios, tribunales y todas las instituciones involucradas en la titulación de tierras, para evitar la emisión de edictos individuales que se opongan a los objetivos de conservación y participación. En un lugar como el Ecuador, con una larga historia de conflictos en la titulación de tierras e instituciones relativamente débiles, una “talla única” para el desarrollo de las nuevas políticas de conservación ha sido inadecuada.

3. Una flexibilidad programática será fundamental para el éxito a largo plazo de cualquier programa REDD+. Si el objetivo final es proteger reservas forestales de carbono muy amenazadas, podría resultar inútil crear un mapa nacional de amenazas de deforestación si las áreas de alto riesgo/prioridad carecen de escrituras de propiedad o manifiestan irregularidades en ella, en última instancia obstaculizando la participación de sus propietarios/as en el programa REDD+. Las reglas del programa deben favorecer la protección inmediata del ecosistema, así como crear mecanismos para normalizar la titulación de tierras. El caso de la cuenca Platanar en Costa Rica ofrece un modelo potencial; allí, el pago para el programa de servicios ambientales (conocido por sus siglas como FONAFIFO) ha desarrollado un marco especial que ha protegido hábilmente los servicios hidrológicos en una región con pocas escrituras de propiedad legales. Cuando los/as funcionarios/as del programa encontraron que la falta de escrituras legales limitaba la participación a tan sólo el 12% de la cuenca, se asociaron con la empresa hidroeléctrica Platanar S.A. para crear un “pago diferenciado” para aquellos/as propietarios/as de tierras sin escrituras en el cuenca que accedieran a conservar la zona boscosa (Pagiola y Gamboa Méndez 2002). El pago era menor que el pagado por hectárea por FONAFIFO y la intención era ayudar a los/as propietarios/as de tierras a que obtuvieran una escritura de propiedad legal y la eventual transferencia de su participación a la

iniciativa nacional. El pago ayudó claramente a la compañía a garantizar la protección de los bosques y sus servicios hidrológicos relacionados en el corto plazo, mientras aseguraba que los/as propietarios/as tuvieran el capital necesario para obtener una escritura de propiedad en el mediano plazo. El modelo de Costa Rica es un claro ejemplo de la flexibilidad que los programas REDD+ requerirán en el futuro.

Conclusión

En conclusión, los programas nacionales de servicios ambientales –como Socio Bosque o un futuro programa nacional REDD+– pueden ser una herramienta efectiva para la conservación de ecosistemas de importancia crítica y sus servicios. Un programa nacional confiere muchas ventajas. Se pueden reducir los costos generales de transacción (aquellos relacionados con la administración, divulgación y seguimiento del programa). Sin embargo, el caso de Socio Bosque sugiere que las iniciativas nacionales, en contraste con sus equivalentes regionales, a menudo tienen dificultades para responder eficazmente a paisajes sociales y ambientales heterogéneos. En el caso de la cuenca del río Paute, existe un caso poderoso para la conservación de los servicios ambientales, pero en la actualidad las irregularidades en la titulación de tierras excluyen a la mayoría de la participación local. Una mejor planificación, reglas más flexibles en el programa y la incorporación de ideas nacidas desde abajo hacia arriba podrían reforzar ésta y las futuras iniciativas.

Referencias

- BirdLife and Conservation International. 2005. Áreas Importantes para la Conservación de las Aves en los Andes Tropicales: Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. Serie de Conservación de BirdLife No. 14. Quito: BirdLife International.
- Bustamante, M. y M. Albán. 2010. Evaluación del Programa Socio Bosque 2008-2009: Documento de Análisis de Política Pública. SENPLADES.
- Fundación Cordillera Tropical. 2009. Análisis de amenazas

y priorización de áreas geográficas de intervención: Nudo de Azuay, Zona sur del Parque Nacional Sangay, Ecuador. Cuenca, Ecuador.

- Mast, R. et al. 2000. “Tropical Andes” in Hotspots: Earth’s Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions by R.A. Mittermeier, N. Myers, C.G. Mittermeier. Washington D.C.: Conservation International.
- Ministerio del Ambiente. 2008. Acuerdo Ministerial 177. 2 de diciembre. Ecuador: Manual Operativo del Proyecto Socio Bosque.
- Ministerio del Ambiente. 2008a. Mapa de Priorización: Documento MT-PSB-001. Ecuador.
- Ministerio del Ambiente. 2009. Acuerdo Ministerial 115. 12 de noviembre. Expedir el Manual Operativo del Proyecto Socio Bosque. Ecuador.
- Mittermeier, R.A., P. Robles Gil, M. Hoffman, et al. 2004. Hotspots Revisited: Earth’s Biologically Richest and Most Threatened Terrestrial Ecoregions. Washington D.C. and Chicago: Conservation International and University of Chicago Press.
- Morales, M., L. Naughton-Treves y L. Suárez (Eds.). 2010. Seguridad en la tenencia de la tierra e incentivos para la conservación de bosques. Quito-Ecuador: ECO-LEX.
- Pagiola, S. 2002. Paying for Water Services in Central America. In (Eds.) Pagiola, S., J. Bishop y N. Landell-Mills. Selling Forest Environmental Services: Market based mechanisms for conservation and development. Londres: Earthscan Publications Limited.
- Méndez Gamboa, Jhonny A. Sin año. Un novedoso esquema de promoción de los pagos por servicios ambientales por parte de la Hidroeléctrica Platanar: Programa de pagos por servicios ambientales (PSA) en la cuenca del Río Platanar, San Carlos, Costa Rica. Cuidad Quesada, San Carlos, Costa Rica. Sin publicar.
- Programa Socio Bosque. Boletín Informativo No. 3. Primer semestre de 2011.
- The Nature Conservancy, EcoCiencia y Fundación Agua. 2005. Evaluación Ecorregional de los Páramos y Bosques Montanos de la Cordillera Real Oriental. Quito.
- Wunder, S. 2005. Payments for environmental services: Some nuts and bolts. CIFOR Occasional Paper No. 42. Strategy.

Fuente completa de la publicación:

Naughton-Treves, L. and C. Day. eds. 2012. Lessons about Land Tenure, Forest Governance and REDD+. Case Studies from Africa, Asia and Latin America. Madison, Wisconsin: UW-Madison Land Tenure Center.
Disponible en:
USAID
www.rmportal.net/landtenureforestsworkshop
The Land Tenure Center
<http://nelson.wisc.edu/ltc/publications.php>



4

Tenencia compleja y deforestación: Consecuencias para la conservación de la Amazonía ecuatoriana

Margaret B. Holland

*Asst. Professor, Department of Geography y Environmental Systems – University of Maryland, Baltimore
mholland@umbc.edu*

Free de Koning

Conservación Internacional Ecuador

Manuel Morales Feijóo

Executive Director, Ecolex; Quito, Ecuador

Lisa Naughton-Treves

Professor, Department of Geography – University of Wisconsin-Madison

Brian E. Robinson

*Global Environment Leadership Fellow
Institute on the Environment, University of Minnesota*

Luis Suárez

Director, Conservación International – Ecuador

Agradecimientos

Las autoras y autores reconocen a Jeanneth Alvear y Jeaneth Delgado, ambas del Ministerio del Ambiente del Ecuador, por haber provisto de datos no procesados sobre uso del suelo y cobertura forestal para este análisis. También agradecemos a Daniel Albán, de Ecolex, por su ayuda en la preparación de las hojas de datos espaciales regionales. M.B. Holland reconoce el apoyo de Land Tenure Center de la Universidad de Wisconsin-Madison, Conservation International y del proyecto “TransLinks” de USAID con Wildlife Conservation Society.

Introducción

La tenencia de la tierra es un factor clave que afecta las decisiones de inversión de los propietarios y propietarias de tierras, y es fundamental para las estrategias de desarrollo. La investigación reciente sobre deforestación y tenencia de la tierra ha adoptado un enfoque riguroso para controlar factores correlacionados con la tenencia, pero se limita a comparar las tasas de deforestación dentro y fuera de las áreas protegidas (Andam et al., 2008; Joppa y Pfaff, 2011; Joppa y Pfaff, 2010). Este documento reconoce la complejidad de las situaciones de tenencia de la tierra en gran parte del mundo en desarrollo y tiene como objetivo comprender mejor la comprender mejor la forma en que las mineras de tenencia de la tierra afectan las tasas de deforestación.

La tenencia de la tierra se ha convertido en un componente crítico, pero poco conocido, entre los mecanismos de conservación basados en incentivos (Robinson et al., 2011). El perfil más alto de estas políticas basadas en incentivos, REDD (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación), es ahora un componente planificado de la próxima ronda de acuerdos internacionales sobre el cambio climático (Robinson et al., 2011). La tenencia de la tierra clara y estable es esencial para que REDD y cualquier programa relacionado con la conservación basada en incentivos sean exitosos y equitativos (Bruce y Wendland, 2010). Sin embargo, hay una persistente falta de pruebas empíricas sobre si ciertas formas de tenencia de la tierra están correlacionadas con la disminución de las tasas de deforestación. Tal entendimiento, si bien a menudo depende del contexto, debe ayudar a formar la base para el diseño, priorización y ejecución de cualquier programa de incentivos de conservación, en especial cuando tales programas se han convertido en componentes grandes en las estrategias REDD nacionales.

En este artículo nos enfocamos en el norte de la Amazonía ecuatoriana y presentamos tres preguntas:

1. ¿Hay una variación significativa en los cambios de cobertura forestal entre las diferentes formas de tenencia de la tierra?
2. ¿Son los resultados de deforestación marcadamente diferentes para las áreas donde existen tenencias de la tierra superpuestas?
3. ¿Cómo podría el juego entre la tenencia de la tierra y la deforestación ayudar a informar la implementación mejorada de los mecanismos de incentivos para la conservación de bosques?

Nuestro estudio se centra en los bosques densos de las provincias de Sucumbíos y Orellana (Figura 1). Como posiblemente sea la norma en muchas regiones del mundo, la tierra en esta zona está sujeta a designaciones múltiples con diferentes normas relativas a la deforestación y el acceso a los recursos. Así pues, examinamos explícitamente si las formas superpuestas de tenencia afectan la deforestación. Utilizamos una regresión jerárquica de efectos mixtos para probar los cambios en el bosque en varias categorías de tenencia diferentes y en dos períodos de tiempo. Reconociendo que los motores locales de la deforestación amazónica pueden cambiar abruptamente a nivel nacional con el cambio político (Álvarez y Naughton, 2006), corrimos nuestras pruebas durante períodos de tiempo claves (1990-2000 y 2000-2008), marcados por diferentes políticas y distinta disponibilidad de tierras.

Con respecto a la política local, a continuación discutimos las implicaciones de nuestro análisis para el programa nacional de incentivos del Ecuador conservación de los bosques, Socio-Bosque. El programa Socio Bosque comprende un componente principal de la estrategia nacional REDD+ en progreso y, desde su inicio en 2008, el programa ha inscrito cerca de 8.800 km² para la conservación de ecosistemas naturales a través



Figura 1: La región de estudio comprende las dos provincias nororientales del país, Sucumbíos y Orellana.

de acuerdos de incentivos con 73 comunidades y más de 1.115 personas (MAE 2011b). Una quinta parte del área actualmente inscrita en Socio-Bosque está en nuestra región de estudio. El comprender el paisaje de tenencia, dinámica y conflictos en esta región es, por tanto, fundamental para alcanzar los objetivos del programa nacional ecuatoriano de conservación de bosques, servicios de los ecosistemas y mitigación de la pobreza.

La secuencia de colonización y cambio en la frontera del bosque de la Amazonía norte del Ecuador generalmente refleja la definida por Rudel (2007) en su meta-análisis de los agentes de cambio de la deforestación en los trópicos: de una deforestación impulsada por el Estado a través de programas de colonización y otras políticas relacionadas de la década de 1970, a una

deforestación más impulsada por la empresa en la década de 1990 (Rudel, 2007). El descubrimiento de petróleo en 1967 por el consorcio estadounidense Texaco-Gulf efectivamente abrió el acceso a la Amazonía norte del Ecuador (Uquillas, 1984), sobre todo desde que el gobierno y las empresas petroleras privadas invirtieron en la rápida construcción de carreteras y la construcción de un oleoducto trasandino para llevar el petróleo de la región a la costa pacífica. La colonización se estimuló al mismo tiempo por la Reforma Agraria y la Ley de Colonización en 1964, así como por un cambio en la ley en 1973 que fomentaba la colonización de pequeños productores rurales en particular, lo que resultó en un aumento rápido de la población humana y tasas espectaculares de deforestación (Bilsborrow et al. 2004; Sierra, 2000).

Durante los treinta años transcurridos entre el descubrimiento de petróleo en 1967 y la crisis financiera en 1998, la producción de petróleo de la Amazonía ecuatoriana representaba más del 50% de las exportaciones del país y de los ingresos del gobierno (a través de regalías). Y, sin embargo, aun cuando la producción aumentó considerablemente durante la década de 1990, los ingresos alcanzaron un pico, y luego comenzó a caer a finales de la década (Valdivia, 2005). El PIB nacional se había estancado y el país entró en una crisis financiera (1998-99).

El nuevo milenio vio importantes reformas estructurales en el Ecuador, incluyendo la dollarización completa de la economía. Entre 2002 y 2006 la economía creció un 5,2% en promedio, impulsada por altos precios del petróleo, las remesas y el aumento de las exportaciones no tradicionales (Beckerman, 2001). La inestabilidad política continuó, sin embargo, y tres presidentes más asumieron el cargo entre 2000 y 2007. En enero de 2007, el actual presidente, Rafael Correa, asumió el cargo y fue reelegido en unas elecciones anticipadas en el cargo hasta 2013, con la posibilidad de un segundo mandato hasta 2017.

Desde 2008, el gobierno del Ecuador pasó a una nueva Constitución y puso en vigor un nuevo plan integrado de desarrollo nacional (Plan Nacional para el Buen Vivir). También puso en marcha un programa de incentivos para la conservación del bosque basados en pagos (SocioBosque). La financiación de parques forestales y reservas creció al igual que las campañas para reforzar los derechos indígenas sobre la tierra. Más allá de las campañas petroleras y de colonización, la investigación previa en esta región indica que el patrón y el ritmo de pérdida de bosques también han sido influenciados por los cambios en la política nacional de conservación de bosques (Pan et al., 2007; Sierra, 2000).

La tenencia de la tierra en las regiones boscosas del Ecuador

La tenencia de la tierra en la Amazonía ecuatoriana ha seguido una cronología compleja desde la época de la colonización española, entrelazada con el cambio político y social, así como con el desarrollo de los recursos naturales. El cambio de la tierra y las normas contradictorias de acceso a la tenencia y de los recursos complican más esta historia. Más allá de la colonización impulsada por el petróleo, dos leyes de reforma agraria (1963 y 1973) jugaron un papel decisivo en la inducción de una rápida afluencia de colonos y colonas a la zona, principalmente de comunidades andinas, y en la conformación de su uso de la tierra. Estas leyes explícitamente determinaban que sólo los ocupantes que pudieran probar que la tierra estaba bajo uso productivo serían elegible para las escritura provisional y la posibilidad de crédito (Morales, M., Naughton-Treves, L., Suárez, 2010). A pesar de que estas leyes se modificaron en 1994, muchos colonos continúan asociando la tala de bosques con una mayor seguridad (Morales, M., Naughton-Treves, L., Suárez, 2010).

Las tierras rurales en el Ecuador actualmente recaen primariamente bajo la jurisdicción de dos agencias del gobierno: el Ministerio de Agri-

cultura (MAGAP) y el Ministerio del Ambiente (MAE). Las tierras administradas por el MAGAP anteriormente estaban bajo la jurisdicción del Instituto de Desarrollo Agrario (INDA, de 1994 a 2010), y antes, del Instituto Ecuatoriano de Reforma Agraria y Colonización (IERAC, de 1973 a 1994). Cuando el MAE fue creado en 1996, todas las tierras dentro del patrimonio forestal y los bosques protectores, que habían sido previamente administrados por el Instituto de Investigaciones Forestales, Áreas Naturales y Vida Silvestre (INEFAN), fueron entregados al MAE.

Según un estudio publicado en 2000 por la Organización para la Alimentación y la Agricultura (FAO), aproximadamente el 27% de las tierras administradas por el INDA (ahora MAGAP), y el 10% de las tierras del MAE (en el patrimonio forestal o bosques protectores) aún no se había escriturado, cubriendo un área total de cerca a 81.000 km² (FAO 2000). Es cierto que la mayoría de estas tierras están ubicadas en áreas que son extremadamente remotas y experimentan una amenaza de deforestación relativamente baja, al igual que partes de nuestra región de estudio (Morales, M., Naughton-Treves, L., Suárez, 2010). Además, el proceso y el costo de la adquisición de una escritura pueden ser prohibitivos para los propietarios y propietarias de tierras, con una estimación que coloca el costo promedio para esta región en \$ 1.500 dólares estadounidenses por escritura individual (M. Morales, comunicación personal., 2011).

Sin embargo, incluso las tierras con escritura sufren de inseguridad en la tenencia por el hecho de que hay demandas conflictivas o disputadas. Estas zonas de conflicto, a pesar de que están técnicamente tituladas, podrían representar una mayor amenaza a los bosques debido a que quienes las ocupan pueden verse obligados a convertir la tierra con el fin de establecer su reclamación. Un estudio elaborado por ECOLEX / FAO en 2000 estimó que cerca del 30% de la superficie del Ecuador sufre de esta situación de la tierra titulada en conflicto (Morales, M., Naughton-Treves,

L., Suárez, 2010).

De acuerdo con la Ley Forestal de Ecuador de 1981, la extracción forestal con fines comerciales no está permitida en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Esto se extiende a las tierras indígenas situadas dentro de áreas protegidas, a pesar de que la tala de bosques para la subsistencia de grupos indígenas en los parques está permitida (Morales, M., Naughton-Treves, L., Suárez, 2010). Para los territorios indígenas, la escritura de propiedad es reconocida como comunitaria y la tierra no puede ser vendida. La extracción forestal con fines comerciales en zonas comunales indígenas puede ser permitida si la comunidad tiene un plan de manejo forestal aprobado por el MAE. Las tierras comunales no pueden ser vendidas legalmente. A la industria del petróleo, por otro lado, se le ha permitido operar en los parques nacionales, reservas y territorios indígenas mediante la exención especial del gobierno. La reciente Constitución de 2008 cambió esto a una prohibición de actividades petroleras en áreas protegidas, a menos que, exista una petición del Presidente, y donde se haya demostrado que se trata de un caso de interés nacional (Finer et al., 2008).

Bosques protectores y patrimonio forestal del Estado son categorías creadas originalmente como parte de la Ley Forestal de 1981, revisada en 1990. Los bosques protectores pueden ser de dueños privados o ser públicos y caer bajo la jurisdicción del MAE. Las áreas del patrimonio forestal se reconocen como propiedad estatal, aunque pueden convertirse en propiedad privada o comunal a través de procesos de adjudicación administrados por el MAE. Sólo una vez que las tierras hayan sido transferidas a manos privadas (en cualquier forma), se puede permitir algún tipo de extracción forestal en ellas. Como tal, debe haber un plan de manejo sometido y aprobado por el MAE (Ley Forestal, 1981).

Con leyes así gobernando la conservación y la extracción forestal en todas formas de tenencia,

nuestra expectativa es que las áreas protegidas de la región sean las formas más efectivas de detener la deforestación. En relación con esto, presumimos que la deforestación será más alta en aquellas áreas de propiedad privada o en aquellas administradas por la recientemente creada Subsecretaría de Tierras en el MAGAP. Presumimos también que las áreas del patrimonio forestal (PF) y los bosques protectores (BP) representen áreas donde habrá una deforestación reducida comparada con la de las tierras privadas. Finalmente, como se dijo antes, conjeturamos que las zonas donde haya superposición de comunidades indígenas y formas de conservación de bosques (AP, PF y BP) exhibirán tasas de deforestación más altas que en aquellas formas individuales, ya que la superposición podría representar una región con conflictos en la tenencia de la tierra, donde la inseguridad en la tenencia haya aumentado concomitantemente.

Datos y Métodos

Área de estudio

Nuestra área de estudio abarca dos provincias, Sucumbíos y Orellana, ubicadas en el noreste de la Amazonía ecuatoriana. La superficie total de esta región es de 39.763 kilómetros cuadrados. Se definen cinco formas distintas de la tenencia a través de la región de estudio: (1) las áreas protegidas (AP), (2) las áreas de patrimonio forestal (PF), (3) los bosques protectores (BP), (4) las tierras de las comunidades indígenas, y (5) las tierras de propiedad privada o áreas de colonización adjudicadas por la recién creada Subsecretaría de Tierras del MAGAP (Figura 2 y Cuadro 1). Más de la mitad de la región ha sido designada como tierras indígenas (59,5% de la región de estudio), seguido de tierras privadas/MAGAP (21%) y áreas protegidas (15%), de acuerdo con las cifras más recientes.

Si bien las tres formas de protección y gestión de los bosques tienen límites espaciales que no se su-

perponen, la Figura 2 muestra una realidad diferente para las áreas de las comunidades indígenas de la región. La existencia de esta superposición espacial obliga a la pregunta de si esto indica un conflicto real sobre las reclamaciones forestales –lo que podría agravar la deforestación– o si la superposición con áreas de protección forestal representa una menor deforestación para aquellas áreas dentro de los territorios de las comunidades indígenas. Así pues, separamos las tres categorías de superposición espacial de las otras formas de tenencia y las consideramos como categorías adicionales para su inclusión en este análisis: áreas indígenas con (1) áreas protegidas, (2) bosques

protectores, y (3) áreas de patrimonio forestal. Esto representa el conjunto de las reclamaciones a la tierra superpuestas que podemos trazar un mapa e interpretar fácilmente. No define el conjunto de demandas en conflicto sobre las tierras que existen en esta región. Hay varios indicios de otras reclamaciones duplicadas existentes, en particular en los territorios indígenas, las tierras privadas y las tierras de que era titular el Instituto de Desarrollo Agrario (INDA), ahora Subsecretaría de Tierras dentro del MAGAP bajo la nueva Ley de Reforma Agraria (2010) (Morales, M., Naughton-Treves, L., Suárez, 2010). En general, en nuestro análisis suponemos que estas dos

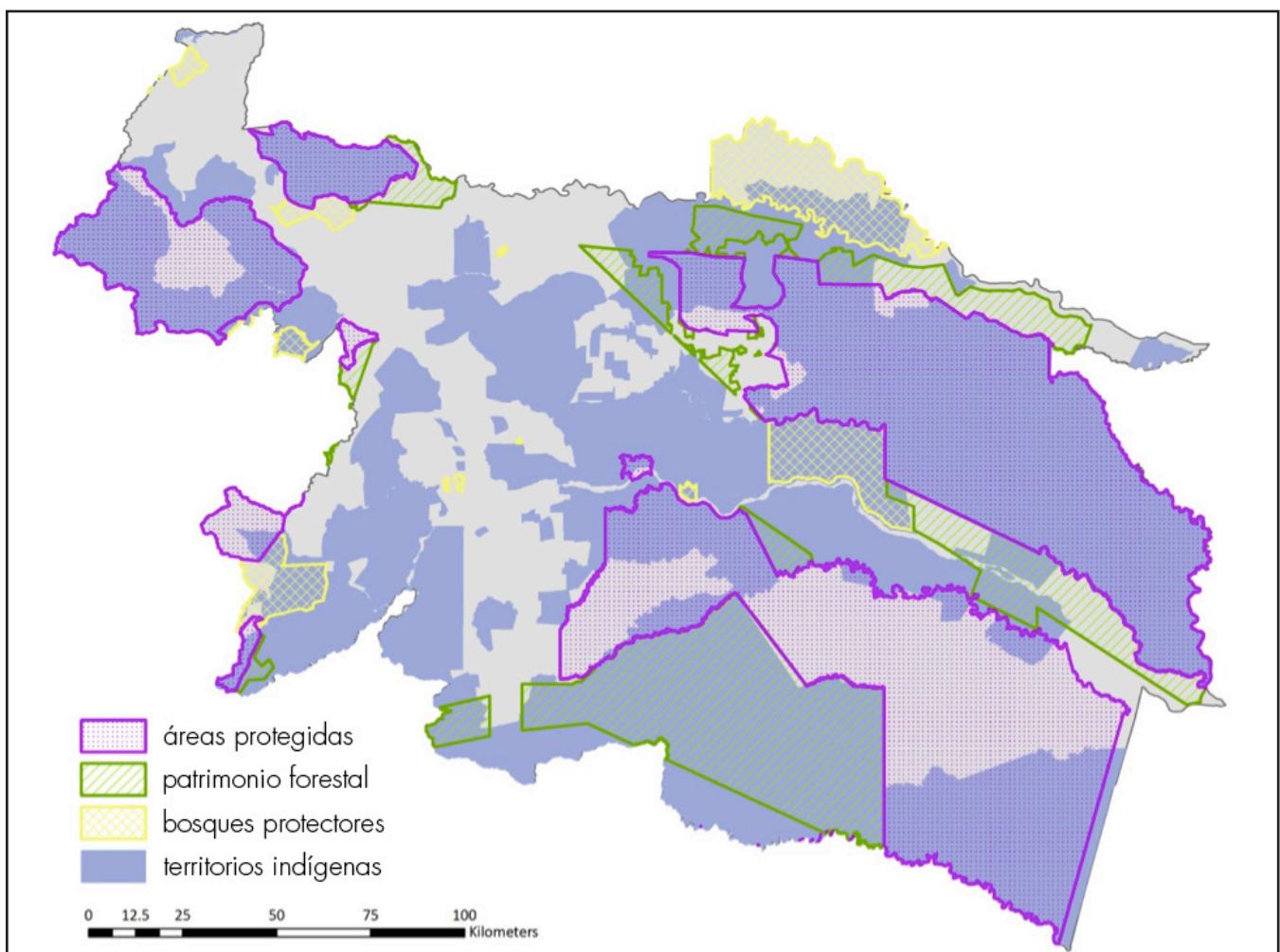


Figura 2: Mapa de la región de estudio con la distribución especial de las cinco categorías de tenencia principales (Nota: toda la tierra en gris se considera privada o del MAGAP sin escrituras. Fuente: MAE 2010, Sierra y Maldonado 2009).

formas de tenencia (los territorios indígenas y las tierras mixtas privadas/MAGAP) deben haber experimentado mayores tasas de deforestación en los dos períodos de tiempo que las otras formas, todas las cuales tienen más restricciones a la extracción forestal o metas de conservación más estrictas (por ejemplo, áreas protegidas).

[El Cuadro 1 y los detalles sobre el conjunto de datos para el análisis del cambio en el uso del suelo y la deforestación, así como la forma de tenencia, se incluyen en el Apéndice I]

Antecedentes, datos y métodos de Socio-Bosque

El programa SocioBosque se lanzó oficialmente en 2008, basándose en experiencias ganadas mediante los incentivos de conservación dentro del proyecto de la Gran Reserva Chachi (2005-2008). Las metas establecidas por SocioBosque son conservar 36.000 km² de bosques y otros ecosistemas nativos, y salvaguardar el sustento y mejorar el ingreso de entre 0,5 y 1,5 millones de personas (de Koning et al., 2011). El programa SocioBosque es administrado por el MAE y el presupuesto total de operación para los primeros dos años era de \$8,5 millones de dólares estadounidenses, con un 70% dirigido a pagos y un 15 % a costos de seguimiento (de Koning et al., 2011).

SocioBosque tiene una priorización espacial definida para la aplicación del programa, nacida de una evaluación basada en los siguientes criterios: amenaza de deforestación, provisión de servicios ecosistémicos (almacenamiento de carbono, regulación del agua y hábitat para biodiversidad) y grado de pobreza (basado en un índice de necesidades básicas insatisfechas, según lo publicado por el gobierno del Ecuador) (MAE 2008). Actualmente, se dice que el programa está dando prioridad a la intermediación de los acuerdos de incentivos en las zonas designadas como prioridad 1 ó 2 (en la Figura 4 se ve la ubicación de las áreas prioritarias en nuestra región de estudio); el

Ministerio de Medio Ambiente adquirió las capas espaciales que definen estas áreas prioritarias y utilizó definiciones para evaluar tendencias específicas de deforestación, así como para describir el paisaje de tenencia para cada una en la región de estudio.

Resultados

Cambios en los bosques a lo largo del área de estudio y en las categorías de tenencia

Durante el primer periodo (1990-2000), 4.076 km² (12,1% de área de bosque) fueron deforestados. Esto representa una tasa de deforestación anual de -1,3%, casi el doble que la tasa nacional para el mismo periodo (MAE, 2011). Tanto la extensión como el porcentaje de deforestación decrecen dramáticamente para el segundo periodo de tiempo (2000-2008) a 1.125 km² y 3,8%, respectivamente. La tasa anual de deforestación para este periodo de tiempo se reduce a -0,5% para la región de estudio en total, menos que el -0,6% estimados para el Ecuador continental (MAE, 2011).

Al mirar a través de las categorías de tenencia de la tierra, las áreas protegidas experimentaron el porcentaje y la tasa de deforestación menores en ambos períodos. Y, sin embargo, la pérdida fraccional de bosque (que representa la tasa anual de deforestación) se mantuvo el nivel de los bosques en AP, donde se redujo en todas las demás categorías para 2000-2008 (véase el Apéndice II, Cuadro 2). Como era de esperar, la tasa de deforestación sigue siendo más alta para la categoría mixta de tierras privadas-MAGAP, pero se redujo en más de la mitad para el año 2008. Las tierras indígenas ocupan la mayor proporción de la región de estudio (64% del área total) y, en general, mostraron el mayor volumen de pérdida de bosques por área total para el primer periodo de tiempo.

[Apéndice II, Cuadro 2]

En el caso de las categorías de la tenencia superpuestas, donde las áreas de las comunidades indígenas se traslanan con los bosques protegidos (BP) o con áreas de patrimonio forestal (PF), la tasa de deforestación fue menor a la que se produjo en cualquiera de esas categorías de tenencia por separado. Esto fue cierto en ambos períodos. En esencia, en lugar de crear una situación de acceso abierto, al parecer la ambigüedad en la tenencia se asocia con una menor tala. Si bien no hubo cambio en la tasa de deforestación de las tierras indígenas que se superponen con las áreas protegidas, hay una notable reducción en la cantidad de tierra deforestada para 2000-2008. De todas las categorías de tenencia, las tierras en áreas protegidas mostraron el cambio más pequeño en cobertura forestal a través de los dos períodos de tiempo.

Resultados del modelo

Los detalles de la regresión de efectos mixtos jerárquicos se pueden ver en el Apéndice III. El Modelo I muestra que a partir de 1990-2008 las pérdidas de bosque más fuertes se produjeron en las zonas de tierras privadas-MAGAP y durante el primer período (1990-2000), el grupo de referencia representado por el término constante (Tabla 3). Dos de las categorías que se superponen (las áreas protegidas con el patrimonio indígena, y el patrimonio forestal con el de los pueblos indígenas) se asocian significativamente con la reducción de la deforestación en relación con las tierras privadas. Estos resultados también muestran que las áreas protegidas por sí solas no tienen ningún efecto de protección adicional sobre la deforestación frente a las tierras privadas, después de controlar otros factores, como la proximidad a carreteras y centros de población. Este es un resultado común en los estudios de impacto emergentes de evaluación del efecto de la zona protegida (Andam et al., 2008; Joppa y Pfaff, 2011; Pfaff et al., 2009).

[Cuadro 3 en el Apéndice III]

El Modelo II desagrega los efectos de las variables independientes en los dos períodos de tiempo. En cuanto a la tenencia, sólo tres categorías surgen como significativas. En las tierras en las que un área protegida se superpone con un territorio indígena, la magnitud del efecto es grande y significativo en el primer período de tiempo, pero débil en el segundo. Lo mismo es cierto para las áreas donde se superponen el patrimonio forestal y el territorio indígena. Curiosamente, las áreas puras de patrimonio forestal muestran una menor deforestación que la tierra privada en el primer período de tiempo, pero una mayor deforestación en el segundo período de tiempo. Esto puede relacionarse con los conflictos y la inseguridad de la tenencia en torno a la Reserva Cuyabeno, como veremos más adelante.

En general, estos resultados demuestran el efecto dinámico de la tenencia sobre la deforestación a través del tiempo. La forma de tenencia se asocia con la disminución o la aceleración de la pérdida de bosques, incluso después de controlar que el motor clásico de la distancia a los caminos y otras covariables. No investigamos de forma explícita la seguridad de tenencia en el análisis anterior, que a menudo se piensa que es aún más importante que la forma de tenencia (Arnot et al., 2011; Robinson et al., 2011). Podría decirse, sin embargo, que estamos probando esencialmente la hipótesis de que la superposición de las formas de tenencia es un *proxy* para el conflicto y por lo tanto para la inseguridad, para lo cual no encontramos ninguna evidencia consistente. Discutimos a continuación las implicaciones de estos resultados, tras presentar primero los resultados del cambio forestal a través de áreas prioritarias para la implementación del programa SocioBosque en la región de estudio.

SocioBosque, deforestación y tenencia de la tierra

La implementación de SocioBosque en 2008 tenía tres criterios principales para enfocarse sobre las

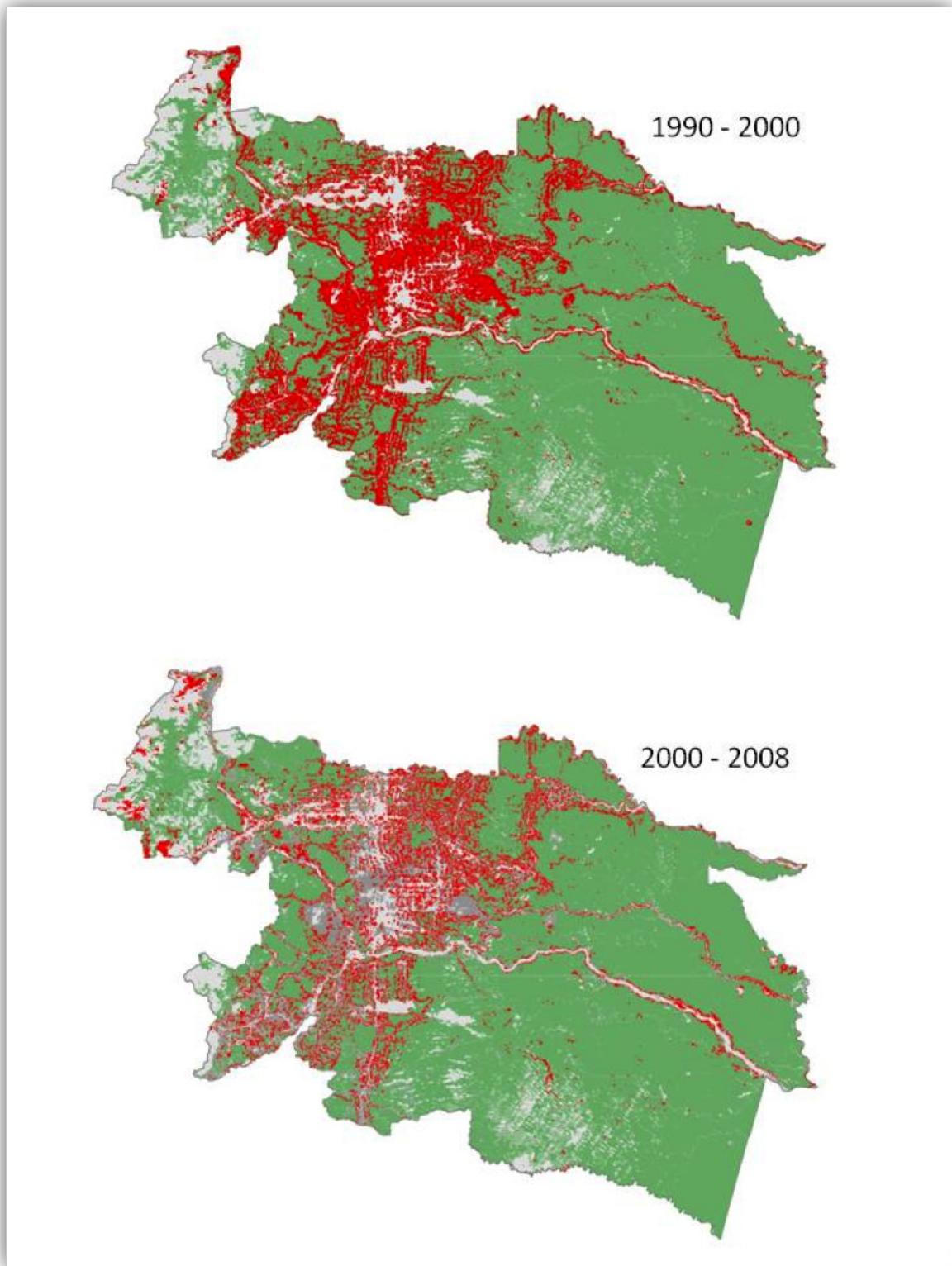


Figura 3: Deforestación observada en la región de estudio (provincias de Sucumbíos y Orellana) durante los dos periodos de tiempo del análisis: 1990-2000 and 2000-2008.

áreas: 1) amenaza de deforestación 2) servicios de los ecosistemas y 3) pobreza. Nuestro análisis aquí se refiere a la primera dimensión, ya que SocioBosque está basado en variables de distancia y puede beneficiarse de la inclusión de otras variables tales como la tenencia de la tierra.

Al igual que los resultados de la regresión, la cantidad de pérdida de bosques y la tasa de deforestación disminuyeron constantemente en el segundo período con respecto al primero. Curiosamente, las áreas de Prioridad 3 tuvieron las tasas más altas de deforestación en ambos períodos de tiempo, lo cual sugiere que deberían ser una prioridad más alta (Cuadro 4). Sin embargo, también vemos que la Prioridad 3 tiene el menor porcentaje de cobertura forestal (50% frente al 68% y 64% en las Prioridades 1 y 2), por lo que un análisis prospectivo de la amenaza puede encontrar un mayor riesgo en las zonas que tienen más bosque por cortar.

[Cuadro 4 en el Apéndice IV]

Nuestros resultados modelados revelan un cambio desde una reducción de la deforestación a un aumento previsto en la pérdida de bosques en las zonas patrimonio forestal a través del tiempo. La concentración del patrimonio forestal en la zona de Prioridad 1 (9% con respecto al 4,3% y 5,6% en las Prioridades 2 y 3) sugiere que esto podría representar un problema clave en la estrategia futura de aplicación de SocioBosque. En toda la región de estudio, SocioBosque ha negociado 195 acuerdos individuales y 16 acuerdos comunitarios entre diciembre de 2008 y mayo de 2011, lo que representa un área total de bosque de 1.804 km² (más del 90% de esta superficie en acuerdos de comunidad). Estimamos que las áreas que están ahora bajo acuerdos individuales con SocioBosque han experimentado una deforestación de 9,8% en 1990-2000, y de 4% para el período 2000-2008. Las áreas bajo acuerdos con la comunidad registraron un 2,2% la pérdida de bosques durante el período 1990-2000, y un 1,7% en 2000-2008.

Así, la deforestación ya se ha reducido considerablemente en esta región de estudio antes de la aplicación activa de SocioBosque, pero particularmente en áreas donde ahora se han negociado los contratos individuales del programa (Figura 4). Además, los territorios indígenas que no se superponen ocupan el área de mayor porcentaje para las Prioridades 1 y 2, lo que indica una sinergia espacial potencial y la oportunidad de obtener una orientación más específica de SocioBosque hacia formas específicas de tenencia de la tierra en esta región de estudio.

Nuestro análisis de las áreas de SocioBosque sólo explora los cambios pasados en la cubierta forestal y las categorías de tenencia de la tierra dentro de las áreas prioritarias actuales. Este análisis podría ser de interés para futuras actualizaciones en la delimitación de las áreas prioritarias para SocioBosque, que acaba de comenzar a permitir incentivos dentro de las áreas protegidas. Además, SocioBosque se dedica a algunas actividades fuera de las áreas prioritarias, por lo que este análisis puede ayudar a priorizar otros factores a considerar en las zonas fuera de las áreas prioritarias delineadas, como es la práctica para programa de pago de servicios de los ecosistemas en Costa Rica.

Discusión

Hacemos dos contribuciones principales a la literatura sobre la deforestación en este texto. En primer lugar, usando un conjunto de datos detallado y único para dos provincias nororientales del Ecuador, presentamos tasas específicas de deforestación para un conjunto complejo de categorías de tenencia de los bosques. En segundo lugar, presentamos cambios actuales en las tasas de deforestación dentro de cada una de esas categorías de tenencia a lo largo de dos períodos de tiempo: 1990-2000 y 2000-2008.

Con relación a las áreas de patrimonio forestal en la región de estudio, el resultado de un efecto

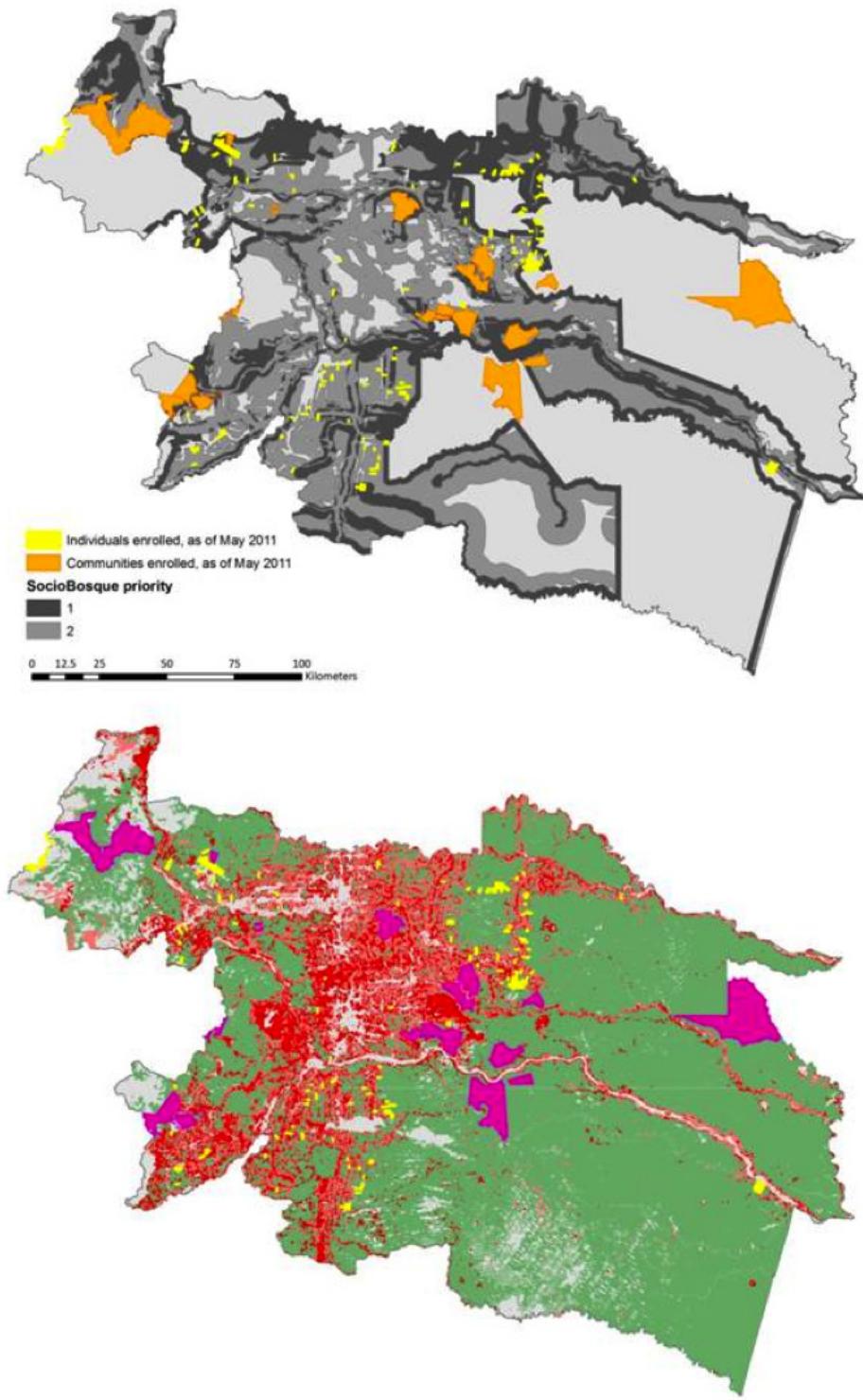


Figura 4: Distribución espacial de las inversiones de SocioBosque en la región de estudio, a mayo de 2011. El mapa en la parte superior (a) muestra las áreas prioritarias para las inversiones, junto con las ubicaciones de los convenios. El mapa de la parte inferior (b) muestra las mismas inversiones y la pérdida de bosques 90-00-08. En el mapa (b) los acuerdos comunitarios se muestran en color magenta, mientras que los acuerdos individuales aparecen en amarillo.

de desplazamiento de la deforestación entre los períodos de tiempo apunta hacia un área de investigación más a fondo de un conflicto relacionado con la tenencia y la inseguridad en estas áreas en particular. Por ejemplo, las investigaciones han documentado conflictos de tierras en el área de patrimonio forestal que rodea la cabecera de la Reserva de Cuyabeno en las últimas dos décadas (C. Mena et al., 2006), lo que podría estar generando este resultado. Dada la concentración de patrimonio forestal en la región de más alta prioridad para SocioBosque, se recomienda esto como un área específica de investigación y estrategia para el Ministerio del Ambiente.

Lo más importante es que nuestros estudios muestran que no sólo es el complejo de formas de tenencia y su relación con el cambio en los bosques, sino el efecto de la tenencia lo que puede ser dinámico. Nuestros resultados en cuanto a las áreas de patrimonio forestal en particular, demuestran que tales efectos pueden cambiar diametralmente, apuntando hacia el beneficio de analizar múltiples períodos de tiempo.

Conclusión

A partir de estos resultados generales, se derivan tres mensajes clave para los y las profesionales y responsables de las políticas con relación a la implementación de REDD y SocioBosque dentro de esta región. El primer mensaje es simplemente que la forma de tenencia importa cuando se trata de predecir el patrón y el grado de cambio de uso del suelo en esta región en el futuro. Incluso en la contabilización de los motores documentados de la deforestación en esta región (proximidad a la exploración petrolera, carreteras y mercados), el régimen de tenencia juega un papel en la desaceleración de la pérdida de bosques. Definir el paisaje de tenencia puede mejorar la definición de SocioBosque en cuanto a las áreas bajo alta amenaza de deforestación, así como en cuanto a la identificación de las principales oportunidades para el establecimiento de la conectividad dentro

del paisaje.

El segundo mensaje es que no podemos asumir que todas las áreas indígenas presentan resultados similares en términos de cambio de los bosques. La variación que hemos observado entre zonas indígenas que no se traslanan y aquellas que si lo hacen con áreas protegidas, bosques protegidos y las áreas del patrimonio forestal advierten en contra de tal suposición. De hecho, estos resultados coinciden bien con la investigación de Gray et al. (2007), quienes en esta misma región de estudio observaron un alto grado de variabilidad entre las comunidades indígenas en lo que respecta a la actividad agrícola y el uso de la tierra (Gray et al., 2007; Lu et al., 2010). Tal vez hubiéramos pasado por alto esta variación en los resultados en los bosques entre zonas indígenas comunitarias con superposición y sin ella, si no hubiéramos considerado inicialmente que estos traslapes podrían afectar de manera variada los resultados de los bosques.

Nuestro tercer y último mensaje se refiere a un desafío más amplio que enfrenta el Ecuador mientras continúa desarrollando el programa Socio Bosque como una pieza central de su estrategia nacional REDD. Los resultados del análisis del cambio en los bosques señalan el hecho de que la deforestación se ha reducido drásticamente en esta región, que históricamente ha experimentado uno de los índices más altos a nivel nacional. Esta es una tendencia que se ha producido incluso antes de la aplicación de un solo incentivo desde SocioBosque. Como SocioBosque se está desarrollando, será importante vigilar de cerca el impacto de los incentivos sobre los resultados de los bosques a través del tiempo, con el fin de realizar un seguimiento de la eficacia del mecanismo, en particular para la contabilidad futura en relación con REDD. Nuestros resultados sugieren que SocioBosque podría mejorar el impacto en la deforestación si se enfoca en las formas de tenencia donde las tasas históricas de deforestación son altas, pero que también han demostrado mejorar la conservación de los bosques a través de una

política forestal enfocada.

Bibliografía

- Alsalem, A. (1997). Fairness Measures and Importance Weights for Allocating Quotas to OPEC Member Countries. *The Energy Journal*, 18(2), 1-21.
- Andam, K. S., et al. (2008). Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(42), 16089-94. doi:10.1073/pnas.0800437105.
- Arnot, C. D., Luckert, M. K., & Boxall, P. C. (2011). What Is Tenure Security? Conceptual Implications for Empirical Analysis. *Land Economics*, 87(May), 297-311.
- Barbieri, F., Bilsborrow, R. E., & Pan, W. K. (2006). Farm Household Lifecycles and Land Use in the Ecuadorian Amazon. *Population and Environment*, 27(1), 1-27. doi:10.1007/s11111-005-0013-y
- Barbieri, Carr, D. L., & Bilsborrow, R. E. (2009). Migration Within the Frontier: The Second Generation Colonization in the Ecuadorian Amazon. *Population research and policy review*, 28(3), 291-320. doi:10.1007/s11113-008-9100-y
- Beckerman, P. (2001). Dollarization and Semi-Dollarization in Ecuador. Washington, DC. Retrieved from <http://ssrn.com/abstract=632711>
- Bilsborrow, R. E., Barbieri, A. F., & Pan, W. (2004). Changes in population and land use over time in the Ecuadorian Amazon. *Acta Amazonica*, 34(4), 635-647. doi:10.1590/S0044-59672004000400015
- Carr, D. L., Pan, W. K. Y., & Bilsborrow, R. E. (2006). Declining fertility on the frontier: the Ecuadorian Amazon. *Population and environment*, 28(1), 17-39. doi:10.1007/s11111-007-0032-y
- de Koning, F., Aguiñaga, M., Bravo, M., Chiu, M., Lascano, M., Lozada, T., & Suarez, L. (2011). Bridging the gap between forest conservation and poverty alleviation: the Ecuadorian Socio Bosque program. *Environmental Science & Policy*, 14(5), 531-542. doi:10.1016/j.envsci.2011.04.007
- Fearnside, P. (2001). Land-Tenure Issues as Factors in Environmental Destruction in Brazilian Amazonia: The Case of Southern Pará. *World Development*, 29(8), 1361-1372. doi:10.1016/S0305-750X(01)00039-0
- Finer, M., et al. (2008). Oil and gas projects in the Western Amazon: threats to wilderness, biodiversity, and indigenous peoples. *PloS one*, 3(8), e2932. doi:10.1371/journal.pone.0002932
- Geist, H. J., & Lambin, E. F. (2002). Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *BioScience*, 52(2), 143-150. American Institute of Biological Sciences. doi:10.1641/0006-3568(2002)052[0143:PCAUDF]2.0.CO;2
- Gray, C. L., et al. (2007). Indigenous Land Use in the Ecuadorian Amazon: A Cross-cultural and Multilevel Analysis. *Human Ecology*, 36(1), 97-109. doi:10.1007/s10745-007-9141-6
- Joppa, L. N., & Pfaff, A. (2011). Global protected area impacts. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society*, 278(1712), 1633-8. doi:10.1098/rspb.2010.1713
- Joppa, L., & Pfaff, A. (2010). Reassessing the forest impacts of protection: the challenge of nonrandom location and a corrective method. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1185, 135-49. doi:10.1111/j.1749-6632.2009.05162.x
- Lewis, S. L., et al. (2011). The 2010 Amazon drought. *Science (New York, N.Y.)*, 331(6017), 554. doi:10.1126/science.1200807
- Lu, F., et al. (2010). Contrasting colonist and indigenous impacts on amazonian forests. *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology*, 24(3), 881-5. doi:10.1111/j.1523-1739.2010.01463.x
- MAE. (2011). Estimación de la Tasa de Deforestación del Ecuador continental (p. 10). Quito, Ecuador. Retrieved from <http://www.ambiente.gob.ec/?q=node/749>
- Mena, C. F., Bilsborrow, R. E., & McClain, M. E. (2006). Socioeconomic drivers of deforestation in the Northern Ecuadorian Amazon. *Environmental management*, 37(6), 802-15. doi:10.1007/s00267-003-0230-z
- Mena, C., et al. (2006). Pressure on the Cuyabeno Wildlife Reserve: Development and Land Use/Cover Change in the Northern Ecuadorian Amazon. *World Development*, 34(10), 1831-1849. doi:10.1016/j.worlddev.2006.02.009
- Messina, J., et al. (2006). Land tenure and deforestation patterns in the Ecuadorian Amazon: Conflicts in land conservation in frontier settings. *Applied Geography*, 26(2), 113-128. doi:10.1016/j.apgeog.2005.11.003
- Morales, M., Naughton-Treves, L., Suarez, L. (Eds.). (2010). Seguridad en la tenencia de la tierra e incentivos para la conservación de los bosques 1970 - 2010 (p. 94). Quito, Ecuador: ECOLEX.
- Naughton-Treves, L., et al. (2006). Expanding protected areas and incorporating human resource use: a study of 15 forest parks in Ecuador and Peru. *Policy* (Vol. 2, pp. 32-44).
- Nelson, A., & Chomitz, K. M. (2011). Effectiveness of Strict vs. Multiple Use Protected Areas in Reducing Tropical Forest Fires: A Global Analysis Using Matching Methods. (H. H. Bruun, Ed.) *PLoS ONE*, 6(8), e22722. doi:10.1371/journal.pone.0022722
- Nepstad, D., et al. (2006). Inhibition of Amazon Deforestation and Fire by Parks and Indigenous Lands. *Conservation Biology*, 20(1), 65-73. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00351.x
- Pan, W., et al. (2007). Forest clearing in the Ecuadorian Amazon: A study of patterns over space and time. *Popu-*

- lation research and policy review, 26(5-6), 635-659.
doi:10.1007/s11113-007-9045-6
- Pfaff, A., Robalino, J., Sanchez-azofeifa, G. A., & Andam, K. S. (2009). Park Location Affects Forest Protection: Land Characteristics Cause Differences in Park Impacts across Costa Rica. *The B.E. Journal of Economic Analysis & Policy Contributions* 9(2), Article 5.
- Phillips, O., et al.(2009). Drought sensitivity of the Amazon rainforest. *Science* (New York, N.Y.), 323(5919), 1344-7. doi:10.1126/science.1164033
- Robinson, B., Holland, M. B., & Naughton-Treves, L. (2011). Does secure land tenure save forests? A review of the relationship between land tenure and tropical deforestation. CCAFS Working Paper No. 7, CGIAR Rese. doi:10.1111/1467-8616.00112
- Rudel, T. (2007). Changing agents of deforestation: From state-initiated to enterprise driven processes, 1970–2000. *Land Use Policy*, 24(1), 35-41. doi:10.1016/j.landusepol.2005.11.004
- Sierra, R. (2000). Dynamics and patterns of deforestation in the western Amazon : the Napo deforestation front. *Applied Geography*, 20, 1-16.
- Tabor, K., et al. (2010). Forest and woodland cover and change in coastal tanzania and kenya, 1990 to 2000. *Journal of East African Natural History*, 99(1), 19-45.
- Uquillas, J. (1984). Colonization and Spontaneous Settlement in the Ecuadorian Amazon. In M. Schmink & C. H. Wood (Eds.), *Frontier Expansion in Amazonia* (pp. 261-284). Gainesville: University of Florida Press.
- Valdivia, G. (2005). On indigeneity, change, and representation in the northeastern Ecuadorian Amazon. *Environment and Planning A*, 37(2), 285-303. Pion Ltd. Retrieved from:
<http://www.envplan.com/abstract.cgi?id=a36182>

Apéndice I

Cuadro 1. Descriptive statistics for tenure categories within study region, separated according to those present in the first time period (T1), 1990-2000, and the second time period (T2), 2000-2008.

Tenure form (singular and overlapping)	# Areas	Total Area in study region (km ²)	Average size (mean, km ²)	% study region	Permitted forest use
Private/MAGAP Lands T1	undefined	8564.46	n/a	21.5	Forest extraction for commercial gain permitted where privately owned
T2	undefined	8286.23	n/a	20.8	
Protected areas (PA) T1	4	5717	1429	14.4	strict conservation
T2	6	5995.2	999.2	15.1	
Forest patrimony areas (PF) T1	7	1588.8	1429	227	forest extraction permitted with plan only if privately owned
T2	7	1588.8	999.2	227	
Protected forests (BP) T1	7	272.8	39	0.7	forest extraction permitted with plan only if privately owned
T2	7	272.8	39	0.7	
Indigenous community lands (non-overlapping) T1	11	10215.8	928.7	25.7	forest extraction for commercial gain allowed with plan
T2	10	9519.7	952	23.9	
PA overlap with indigenous community lands T1	13	8375.6	644.3	21.1	subsistence forest extraction permitted
T2	15	9020.8	601.4	22.7	
PF overlap with indigenous community lands T1	14	4261.4	304.4	10.7	forest extraction permitted with plan (communal ownership)
T2	14	4261.4	304.4	10.7	
BP overlap with indigenous community lands T1	3	804.9	268.3	2	forest extraction permitted with plan (communal ownership)
T2	5	858.8	171.8	2.2	

Apéndice II

Cuadro 2. Descriptive statistics for tenure categories within study region, separated according to those present in the first time period (T1), 1990-2000, and the second time period (T2), 2000-2008.

Control Variables (separated by tenure category)	Observations	Mean	Standard Dev	Min	Max
Protected area (PA) non-overlap					
Percent forested, base year	8268	95.0	6.6	0	100
Percent deforested	8268	0.5	5.3	0	100
<i>(log transformed variables)</i>					
Distance to nearest road	8268	3.1	1.1	-11.5	4.0
Distance to nearest navigable river	8268	2.8	0.9	-9.2	3.9
Distance to nearest oil well	8268	2.3	1.1	-11.5	3.8
Distance to nearest populated center	8268	2.8	0.8	-6.9	3.9
Distance to nearest mining concession	8268	4.5	0.6	1.7	5.1
PA-INDING (overlap)					
Percent forested, base year	10670	93.3	10.9	0	100
Percent deforested	10670	1.7	8.0	0	100
<i>(log transformed variables)</i>					
Distance to nearest road	10670	2.8	1.0	-11.5	4.0
Distance to nearest navigable river	10670	1.3	2.6	-9.2	3.8
Distance to nearest oil well	10670	2.4	0.9	-11.5	4.1
Distance to nearest populated center	10670	1.9	1.0	-6.9	3.3
Distance to nearest mining concession	10670	3.8	0.7	-1.1	4.9
Forest patrimony (PF) non-overlap					
Percent forested, base year	2100	90.7	17.5	0	100
Percent deforested	2100	5.7	17.1	0	100
<i>(log transformed variables)</i>					
Distance to nearest road	2100	1.2	3.3	-11.5	3.7
Distance to nearest navigable river	2100	1.0	2.5	-9.2	3.4
Distance to nearest oil well	2100	2.4	1.5	-11.5	3.7
Distance to nearest populated center	2100	0.9	1.5	-6.9	2.4
Distance to nearest mining concession	2100	3.7	1.0	-1.2	5.0
PF-INDING (overlap)					
Percent forested, base year	2698	93.6	9.2	8.2	100
Percent deforested	2698	2.5	9.4	0	92.3
<i>(log transformed variables)</i>					
Distance to nearest road	2698	2.5	2.6	-11.5	4.2
Distance to nearest navigable river	2698	2.6	1.5	-9.2	4.0
Distance to nearest oil well	2698	1.9	1.7	-11.5	3.4
Distance to nearest populated center	2698	1.6	1.4	-6.9	3.5
Distance to nearest mining concession	2698	3.6	0.9	0.3	4.7

Apéndice II continued

Control Variables (separated by tenure category)	Observations	Mean	Standard Dev	Min	Max
Protected forest (BP) non-overlap					
Percent forested, base year	106	86.2	22.0	0	100
Percent deforested	106	8.7	19.4	0	96.9
<i>(log transformed variables)</i>					
Distance to nearest road	106	1.3	1.9	-11.5	2.1
Distance to nearest navigable river	106	2.3	0.6	1.2	3.3
Distance to nearest oil well	106	1.0	1.0	-3.3	2.1
Distance to nearest populated center	106	0.6	1.6	-6.9	1.9
Distance to nearest mining concession	106	0.4	2.7	-6.9	2.5
BP-INDING (overlap)					
Percent forested, base year	792	89.6	18.7	0	100
Percent deforested	792	7.4	20.3	0	100
<i>(log transformed variables)</i>					
Distance to nearest road	792	1.3	2.2	-11.5	2.7
Distance to nearest navigable river	792	1.3	1.2	-9.2	3.6
Distance to nearest oil well	792	1.6	1.4	-11.5	2.8
Distance to nearest populated center	792	0.8	1.3	-6.9	2.3
Distance to nearest mining concession	792	3.3	1.0	-6.9	4.2
Indigenous community land (INDIG) non-overlap					
Percent forested, base year	10444	78.9	28.9	0	100
Percent deforested	10444	18.4	28.9	0	100
<i>(log transformed variables)</i>					
Distance to nearest road	10444	-1.0	5.0	-11.5	4.2
Distance to nearest navigable river	10444	1.6	1.6	-9.2	3.8
Distance to nearest oil well	10444	1.3	2.3	-11.5	3.9
Distance to nearest populated center	10444	0.0	2.2	-6.9	3.2
Distance to nearest mining concession	10444	2.4	1.4	-6.9	4.7
Private-MAGAP lands					
Percent forested, base year	21486	72.6	31.4	0	100
Percent deforested	21486	21.8	30.2	0	100
<i>(log transformed variables)</i>					
Distance to nearest road	21486	-1.4	5.3	-11.5	4.2
Distance to nearest navigable river	21486	0.3	3.8	-9.2	3.9
Distance to nearest oil well	21486	1.4	2.5	-11.5	4.1
Distance to nearest populated center	21486	-0.2	2.3	-6.9	3.5
Distance to nearest mining concession	21486	2.2	1.9	-6.9	5.1

Apéndice III

Regression methods

We used a hierarchical mixed effects model to assess the relationship between forest change and hypothesized predictors. Our dependent variable is the percent of forested area at the beginning of a time period deforested by the end of that period, and we have a two-period panel over which we assess this rate of deforestation: 1990-2000 and 2000-2008. Of interest is estimating the explanatory power of eight tenure categories after controlling for the proximity of a particular grid cell and other characteristics of its location that might influence forest cover. Proximity variables include the distance to a road, river, oilfield, population center and mineral mine. Location characteristics include a grid cell's population density, elevation, soil quality and initial amount of forest cover. Using a dummy variable for the second time period, we can also include interactions between the time period and each of the control variables.

We also include a canton, or municipality, dummy variable to help capture the spatially-invariant unobservables, such as urbanization and migration between provinces in the study region, as well as broader macro-level policy changes at the national level that might influence land use change in the region, such as shifts in oil prices. We know that past demographic trends, mainly rapid population growth and migration patterns, have influenced land use change in this study region (Barbieri et al., 2009; D. L. Carr et al., 2006). The canton dummy helps to account for any broader population change dynamics occurring within the two provinces.

Recent literature has explored robust methodology for measuring the effect of protected areas on deforestation compared to non-protected areas, often referred to as “matching” techniques that draw from the impact evaluation literature (Andam et al., 2008; Joppa et al., 2010). Here we choose to use

a regression approach since we are interested in the relative effects over multiple tenure categories after controlling for many covariates. Further, regression analyses have been shown to produce similar results to matching approaches when it is possible to control for proper proximity and locational characteristics (Pfaff et al., this issue).

Preliminary analysis included fixed effects, between effects, and random effects models. Here we present the results of a mixed effects model with fixed effects at the canton level and random effects for tenure category and our other covariates. The hierarchical approach does not explicitly account for spatial autocorrelation, but is robust to interdependence across the nested units of analysis. A fully nested version (gridcells nested within municipalities nested within provinces) of the models presented here is not statistically distinguishable from a municipality-only model, so we've chosen to present the results from the simpler model for parsimony. The lack of difference between the two models implies spatial autocorrelation is not affecting our results.

Finally, we do not explicitly investigate tenure security in the analysis below, although it is often thought to be even more important than the particular form of tenure (Arnot et al., 2011; Robinson et al., 2011). Primarily this is because we have no clear measure of tenure security for our study area. However, one can view our analysis as arguably testing the hypothesis that overlapping tenure form is a proxy for conflict and thus tenure insecurity, which we will discuss below.

Cuadro 3. Deforestation calculations for 1990-2000 and 2000-2008, for the study region and eight categories of land tenure.

	Total Area (km ²)	Forest base (km ²)	Deforested (km ²)	% Deforested	Defor./year	% Deforested to Agriculture	Fractional loss of defor.
1990-2000							
Study Region	39,762.7	33,606.8	4,079.6	12.1	408.0	78.4	-1.3
PA (no overlap)	5,717.0	5,381.5	49.4	0.9	4.9	50.2	-0.1
PA-INDING (overlap)	8,375.6	7,477.5	134.1	1.8	13.4	20.2	-0.2
PF (no overlap)	1,588.8	1,472.8	88.4	6.0	8.8	69.1	-0.6
PF-INDING (overlap)	4,261.4	3,564.9	136.6	3.8	13.7	47.1	-0.4
BP (no overlap)	272.8	164.8	31.4	19.0	3.1	62.6	-2.1
BP-INDING (overlap)	804.9	738.5	89.1	12.1	8.9	63.4	-1.3
INDING (no overlap)	10,215.8	8,549.8	1,858.4	21.7	185.8	81.1	-2.4
Private-MAGAP	8,564.5	6,278.4	1,693.7	27.0	169.4	85.0	-3.1
2000-2008							
Study Region	39,762.7	29,966.5	1,135.0	3.8	141.9	55.6	-0.5
PA (no overlap)	5,995.2	5,088.6	25.0	0.5	3.1	54.1	-0.1
PA-INDING (overlap)	9,020.8	7,883.0	120.1	1.5	15.0	9.4	-0.2
PF (no overlap)	1,588.8	1,392.2	38.5	2.8	4.8	49.2	-0.4
PF-INDING (overlap)	4,261.4	3,476.3	52.4	1.5	6.5	46.7	-0.2
BP (no overlap)	272.8	140.1	9.9	7.1	1.2	22.2	-0.9
BP-INDING (overlap)	858.8	695.0	18.2	2.6	2.3	51.5	-0.3
INDING (no overlap)	9,519.7	6,307.4	411.5	6.5	51.4	65.2	-0.8
Private-MAGAP	8,286.2	4,616.4	460.2	10.0	57.5	61.5	-1.3

Apéndice IV continued

Cuadro 4. Predictors of percent of analysis unit deforested.

Dependent Variable: Percent deforested		Model I (aggregate effect)		Model II (effect by time period)		Time Period							
Independent Variables		Coeff	St. Err.	Coeff	St. Err.								
Tenure	Protected Area (PA)	-0.43	(3.11)	-1.76	(2.85)	1							
				0.45	(2.85)	2							
	PA + Indigenous overlap	-3.23	(1.66)**	-4.89	(1.22)***	1							
				-1.26	(1.22)	2							
	Forest patrimony area (PF)	-2.14	(1.41)	-4.82	(1.23)***	1							
				2.13	(1.23)*	2							
	PF + Indigenous overlap	-4.03	(2.29)*	-5.46	(2.09)***	1							
				-1.58	(2.09)	2							
Proximity	Protected Forest (BP)	-2.35	(1.88)	-2.75	(2.40)	1							
				-2.47	(2.40)	2							
	BP + Indigenous overlap	0.29	(4.21)	-0.13	(3.74)	1							
				2.27	(3.69)	2							
	Indigenous area (non-overlap)	-1.40	(1.09)	-0.54	(1.07)	1							
				-1.15	(1.07)	2							
	ln(dist. to road)	-1.30	(0.20)***	-1.91	(0.17)***	1							
				-0.25	(0.17)	2							
Characteristics	ln(dist. to oilfield)	-0.44	(0.53)	-0.58	(0.50)	1							
				-0.28	(0.50)	2							
	ln(dist. to river)	-0.52	(0.24)**	-0.26	(0.20)	1							
				-0.34	(0.20)*	2							
	ln(dist. to pop center)	-1.62	(0.25)***	-2.38	(0.23)***	1							
				-0.38	(0.23)	2							
	ln(dist. to mine)	-0.50	(0.08)***	-0.53	(0.09)***	1							
				-0.50	(0.09)***	2							
	Population density	0.10	(0.39)	0.10	(0.28)	1							
				0.11	(0.28)	2							
	Elevation	-0.01	(0.03)	-0.01	(0.03)	1							
				-0.01	(0.03)	2							
	% grid cell with fertile soil	0.00	(0.00)	0.01	(0.00)***	1							
				-0.01	(0.00)***	2							
	% grid cell forested	-0.18	(0.06)***	-0.38	(0.04)***	1							
				-0.24	(0.04)***	2							
Time period 2 (2000-2008)		-9.37	(0.16)***	-26.26	(0.83)***								
Y-Intercept (private land in period 1)		42.93	(9.93)***	59.57	(8.77)***								
<i>Log likelihood</i>		-243922		-239967									
<i>n</i>		56,564		56,564									
Results are from a hierarchical mixed effects model: fixed effects at the municipal level (11 groups) and random effects for all independent variables													
Standard errors are in parenthesis; *p<0.1, **p<0.05, ***p<0.01													

Esta publicación fue realizada gracias a la colaboración del Land Tenure Center de la Universidad de Wisconsin en Madison, la Corporación de Gestión y Derecho Ambiental ECOLEX, y Conservación Internacional Ecuador, con la generosa ayuda del Pueblo de los Estados Unidos de América por la United States Agency for Development (USAID) a través del “Leader with Associates Cooperative Agreement” No. EPP-A-00-06-00014-00 para la implementación del proyecto TransLinks. El contenido de esta publicación es de completa responsabilidad de los autores y no refleja necesariamente las opiniones de la USAID o del gobierno de los Estados Unidos.

Fuente original (inglés):

Naughton-Treves, L. and C. Day. eds. 2012. Lessons about Land Tenure, Forest Governance and REDD+. Case studies from Africa, Asia and Latin America.
Madison, Wisconsin: UW-Madison Land Tenure Center.

Disponible sin costo a:

USAID: www.rmportal.net/landtenureforestsworkshop

o

The Land Tenure Center: <http://nelson.wisc.edu/ltc/publications.php>

Traducción:

Patricio Mena Vásconez, pamv59@gmail.com

Diseño:

Samuel Matthews y Tanya Buckingham
University of Wisconsin-Madison Cartography Laboratory

Mayo 2012