



ESCENARIOS DE LOS POSIBLES IMPACTOS AMBIENTALES FUTUROS ASOCIADOS A IIRSA EN LOS ECOSISTEMAS DE TRES ÁREAS DE ESTUDIO EN BOLIVIA Y PERU

El presente estudio examina los posibles futuros impactos asociados al desarrollo de grandes proyectos de infraestructura vial en la amazonia oeste. Para esto se analizan los impactos en tres áreas de estudio, dos en Perú y una en Bolivia.

ESCENARIOS DE LOS POSIBLES IMPACTOS AMBIENTALES FUTUROS ASOCIADOS A IIRSA EN LOS ECOSISTEMAS DE TRES ÁREAS DE ESTUDIO EN BOLIVIA Y PERU

Rodrigo Sierra, Santiago López,
Ramón Rivero, Juan Luis Dammert,
Patricia Cabaleiro y Gilmer Medina.
Agosto, 2011.

RESUMEN

El presente estudio examina los posibles futuros impactos asociados al desarrollo de grandes proyectos de infraestructura vial en la amazonia oeste. Para esto se analizan los impactos en tres áreas de estudio, dos en Perú y una en Bolivia, asociadas a mejoras viales en proceso de implementación o planificadas en el contexto de la Iniciativa para la Integración de la Infraestructura Regional Suramericana (IIRSA).

Para medir los posibles impactos futuros establecemos relaciones entre factores asociados al desarrollo de infraestructura y la deforestación, una dimensión clave del impacto en las áreas de estudio.

Las relaciones son parametrizadas usando un modelo de regresión logística multivariado que estima la probabilidad de que un área determinada sea deforestada en función de los factores analizados. Los resultados indican que los impactos potenciales en las tres áreas son significativos en términos de deforestación, pérdida de hábitat y emisiones de carbono.

Al mismo tiempo, los patrones espaciales indican que en el escenario más probable, con disminución de los costos de transporte y crecimiento acelerado de la población urbana, el resultado espacial del impacto es la intensificación de la presión, medida como la probabilidad de deforestación, en áreas cercanas a centros poblados y caminos y una desintensificación de la presión en las áreas alejadas de los mismos. Factores institucionales, y en especial los tipos de tenencia de la tierra y categorías de conservación, reducen las probabilidades de deforestación. Estos patrones presentan oportunidades para la gestión del territorio y, potencialmente, para la conservación de la biodiversidad.

El análisis no incluye algunos tipos de presión claves, y en especial la expansión de actividades extractivas comerciales (tala, caza, pesca, minería) que debe esperarse con la reducción de costos de transporte. Estos deben ser incluidos en estudios futuros para obtener una visión completa de los posibles impactos. Su inclusión depende de la generación de información relevante, la cual no está disponible al momento.

AGRADECIMIENTOS

El presente estudio fue impulsado por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza dentro del proyecto "Understanding Rapid Environmental Change in the Southern Tropical Andes", el cual tiene como objetivo analizar los impactos acumulativos de múltiples proyectos de infraestructura en la región asociados a la Iniciativa para la Integración de la Infraestructura Regional Suramericana (IIRSA).

El financiamiento del proyecto y de este estudio proviene de la Fundación MacArthur. El apoyo local de personas y organizaciones en las tres **áreas de estudio fue vital para el entendimiento de los posibles impactos de IIRSA y de la efectividad y** limitaciones de la metodología propuesta. Los autores agradecen a todos estos por el apoyo prestado. Cualquier error u omisión es enteramente responsabilidad de los autores.

INTRODUCCION

Los gobiernos sudamericanos e instituciones financieras internacionales apoyan el desarrollo de proyectos de infraestructura a gran escala que mejoren el acceso a los mercados globales y la competitividad de los países de la región. La Iniciativa para la Integración de la Infraestructura Regional Suramericana (IIRSA) pretende coordinar alrededor de 500 de estos proyectos, organizados en 10 ejes o corredores que consisten en sistemas de transporte multimodal (camino, hidrovías y ferrocarriles), redes eléctricas y tuberías.

Estos y otros planes de expansión y mejoramiento de la red vial en la amazonia han causado preocupación por sus posibles impactos en los ecosistemas y biodiversidad de la región. La evidencia histórica y las proyecciones existentes sugieren escenarios futuros funestos debido a los cambios en la accesibilidad, el incremento del costo de oportunidad de la vegetación natural y el valor de la tierra, y la facilitación de la movilidad de la población que acompaña a este tipo de proyectos. Estos afectan los patrones del uso de suelo, las coberturas asociadas, y, a través de éstas, las condiciones de conservación de la biodiversidad en los niveles biogeográficos correspondientes. A nivel continental, el impacto general del desarrollo de la red de carreteras, ferrocarriles e hidrovías es la fragmentación de las grandes unidades biogeográficas de la región. A nivel regional y local, los posibles impactos incluyen degradación de recursos y servicios ecosistémicos terrestres y acuáticos y pérdida de ecosistemas y biodiversidad con distribuciones restringidas.

Por otro lado, esta preocupación, y las proyecciones y modelos de deforestación futura, como las de Laurance et al (2002), quizás el

estudio más citado en el tema, se contraponen a las evidencias de la disminución de la presión sobre los ecosistemas amazónicos en general. Por ejemplo, análisis recientes sugieren que las tasas de deforestación han bajado significativamente en Brasil y Ecuador, registrándose en los últimos años, al menos en Brasil, los niveles de deforestación más bajos de las últimas dos décadas (Figura 1). En estos países, en este mismo período, se han diseñado y ejecutado grandes proyectos de infraestructura, sobre todo enfocados en el mejoramiento, por parte de los gobiernos, de las redes de transporte nacionales existentes y en la expansión de las redes viales locales, impulsada generalmente por actores locales.

Es difícil saber si esta reducción es permanente y una indicación de cambios estructurales en la demanda de territorio, o si está relacionada, como lo fue en el pasado, a una

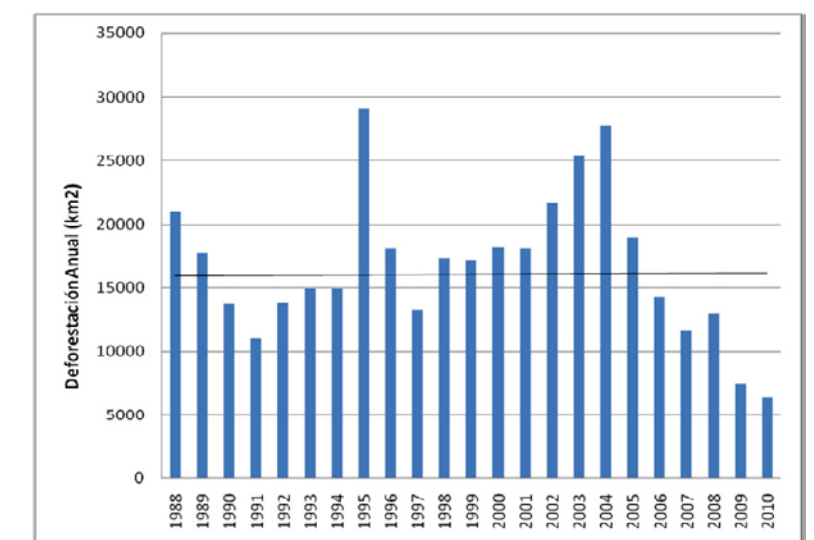


Figura 1. Deforestación anual en la Amazonia Legal Brasileña, 1988-2010. La línea horizontal es el promedio para el período. (Fuente: www.inpe.gov.br en 10-07-2011).

contracción temporal debida a crisis globales u otros factores cíclicos. Ya se habían visto reducciones en las tasas de deforestación en periodos anteriores, seguidos de periodos con tasas más altas. El seguimiento a largo plazo de las decisiones de uso del suelo en la amazonia indican que los factores macroeconómicos son importantes para explicar decisiones a nivel micro (e.g., Moran et al. 2002) y macro.

Más allá de estas presiones cíclicas, algunas condiciones claves que explicaban la deforestación en la región en el pasado, incluidas algunas asociadas al desarrollo de infraestructura vial, han cambiado; y en especial, las tendencias en el crecimiento y distribución espacial de la población. Además, estas tendencias a la baja son un promedio, debiéndose asumir que la presión sobre los ecosistemas siga incrementándose en algunas áreas. Por ejemplo, en el caso brasileño, el más documentado de la amazonia, la deforestación en los estados de Acre y Amazonas en el 2010 fue mayor que en 2009, aunque todavía bastante menor que el promedio histórico de cada uno, mientras en los otros fue menor o igual (Figura 2).

Dentro de este contexto, el presente estudio explora los posibles impactos del desarrollo

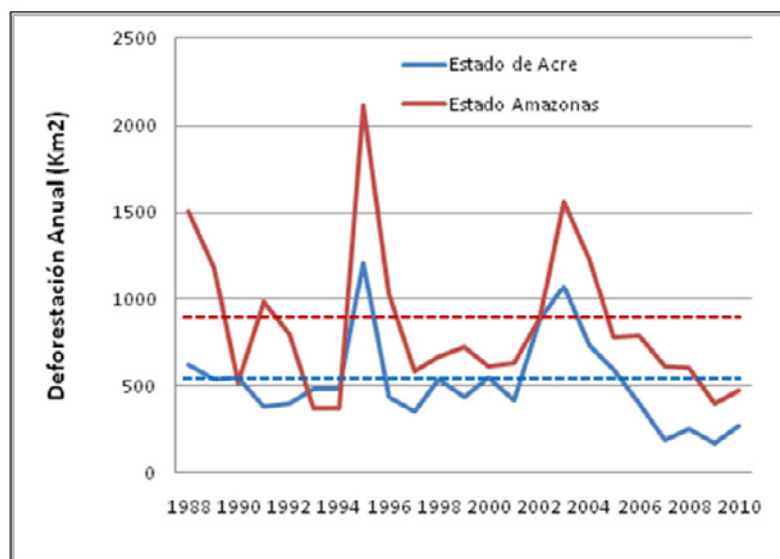


Figura 2. Deforestación anual en los Estados de Acre y Amazonas, 1988-2010. Las líneas horizontales son el promedio para el periodo (Fuente: www.inpe.gov.br en 10-07-2011).

de grandes obras de infraestructura, como las propuestas por IIRSA, en la biodiversidad y los servicios ecosistémicos del oeste de la Amazonia. La variable clave para medir estos impactos es el cambio de cobertura, y en especial deforestación, que puede ser explicado estadísticamente por el desarrollo de proyectos de infraestructura.

El estudio se enfoca en tres áreas, dos en Perú y una en Bolivia, como estudios de caso. Las áreas y proyectos de infraestructura seleccionados para este análisis son: En Perú: El segmento del Corredor Vial Amazonas Norte (CVAN) entre Tarapoto – San Martín (Figura 3A) y el Tramo III de la Carretera Interoceánica Sur (CIOS) entre Assis–Puerto Maldonado–Masuko (Figura 3B). En Bolivia: El segmento del Corredor Norte conformado por la carretera Cobija-El Chorro-Riberalta del Grupo 2 del Eje de Integración y Desarrollo Perú-Brasil-Bolivia (Figura 3C).

Estos comprenden trabajos de construcción, pavimentación, rehabilitación y mantenimiento de carreteras y construcción de puentes. En base a estos se propone un modelo regional, aplicable en el contexto dentro del cual estas tres áreas son representativas. Las coincidencias y divergencias entre los procesos locales observados ilustran las generalidades y especificidades del posible impacto a nivel regional.

El contexto de análisis es específico y no aplica a todos los escenarios de desarrollo de infraestructura probables en la amazonia. Específicamente, los estudios de caso son representativas de áreas donde: 1) las redes viales han existido por varias décadas y donde el proceso de desarrollo contempla principalmente el mejoramiento de las redes troncales, con expansión secundaria de las redes locales de transporte, y 2) la mayoría de las unidades productivas que causan deforestación son de tamaño mediano a pequeño, en propiedad individual o colectiva, y su producción se destina a mercados locales.

Este es el contexto que aplica, en general, a la amazonia en Bolivia, Colombia, Ecuador y Perú. Debe esperarse que las relaciones entre

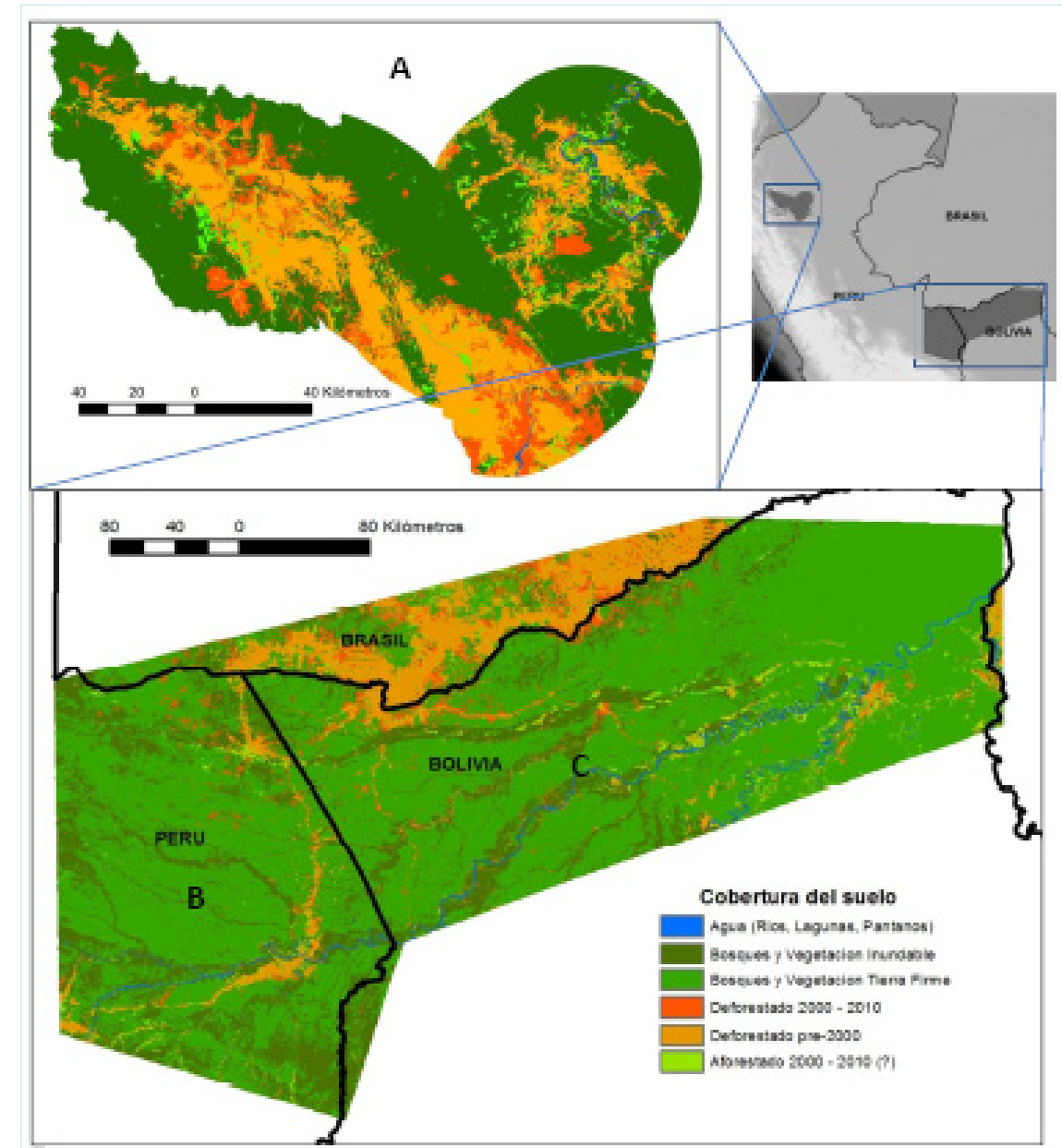


Figura 3. Áreas seleccionadas para el análisis de los posibles impactos del desarrollo de infraestructura.

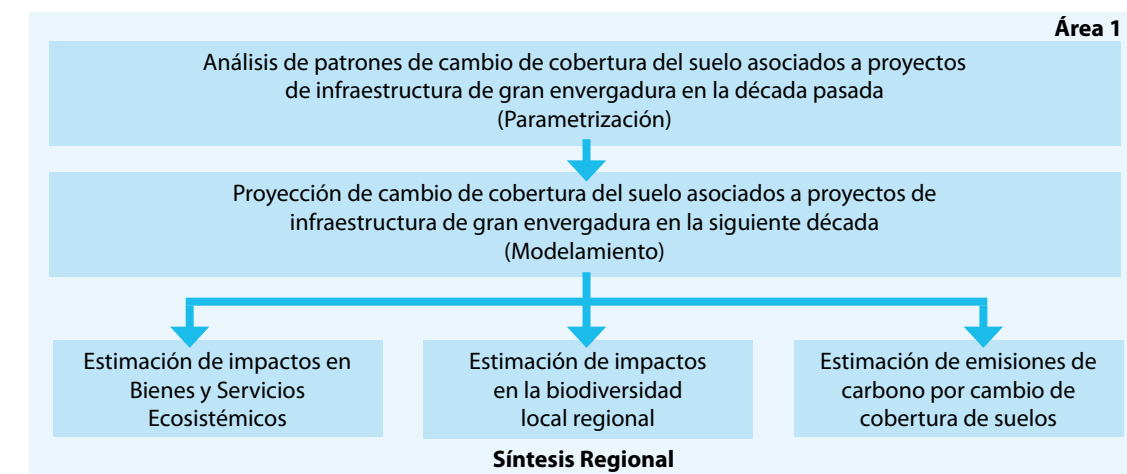


Figura 4. Metodología para la generación de escenarios de impactos futuros posibles asociados a IIRSA en tres áreas de estudio en Bolivia y Perú.

infraestructura vial y cambios en la cobertura natural de una zona sean diferentes si se tratase de la construcción de nuevas vías o si las unidades productivas son de gran escala.

El objetivo es generar información de escala regional para el análisis objetivo de opciones de política tanto para la sociedad civil como para los tomadores de decisiones, con el fin de promover decisiones mejor informadas. La mayoría de analistas coinciden en que las evaluaciones de la contribución económica y social de la expansión de caminos generalmente ignora o subestima los costos ambien-

tales (e.g., Fearnside et al. 2006, Vera-Díaz et al. 2009). El incorporar los costos ambientales es crítico para mejorar los procesos de toma de decisiones sobre la expansión de grandes obras de infraestructura de transporte, especialmente cuando su construcción o mejora es inevitable en el mediano plazo y deseada por la mayoría de los actores de la región.

También busca apoyar a actores locales y regionales en sus esfuerzos para la conservación de la diversidad biológica y otros valores ecológicos y sociales esenciales de la región mientras avanza el desarrollo de IIRSA.

METODOLOGIA

La Figura 4 resume la propuesta metodológica para este estudio. El primer componente es la medición de los patrones de cambio asociados los proyectos IIRSA en cada área. La parametrización de estos patrones es la base del desarrollo de modelos y proyecciones de los impactos futuros posibles en las áreas de interés específico. Para esto se elaboraron mapas de cobertura para los años 2000 y 2010 en base a la interpretación digital de imágenes MODIS para Madre de Dios y Pando y para el 2009, en base a imágenes LANDSAT para San Martín. Para comparación en San Martín se usó el mapa de cobertura oficial existente del 2000. Por sus características radiométricas y espaciales, MODIS y LANDSAT han sido usados exitosamente para el mapeo de la vegetación en amazonia (ver por ejemplo Eva et al. 2004 y Ferreira et al. 2010). El Anexo 1 describe la metodología de clasificación empleada.

El elemento más importante en esta etapa es un sistema de regresiones logísticas multivariadas (RLM), espacialmente explícito, que estima la probabilidad de deforestación en el sitio *i* de cada área de interés en función de una serie de variables que miden condiciones definidas por las características de red vial local (e.g., costos de transporte) y las características locales del territorio. Es un modelo en equilibrio, que asume que no ocurrirán cambios adicionales significativos si el contexto no cambia. El modelo pretende explicar, no predecir, el impacto observado en estas tres regiones. En base a las relaciones establecidas analizamos cuáles son los

cambios probables, en términos de deforestación, de la ejecución de proyectos IIRSA en cada una de las áreas y en general para la región. Otros tipos de impacto, como degra-

dación de bosques por tala o contaminación de sistemas acuáticos, no son analizados aquí, pero asumimos que son proporcionales al impacto medido en términos de deforestación.

El segundo componente estima los impactos posibles en términos de la deforestación futura posible asociados a cambios en las condiciones afectadas por el desarrollo de proyectos IIRSA. Específicamente, analizamos el impacto de la reducción de los costos de transporte entre el lugar *i* y el destino *j* y del incremento de la densidad de población en *i* utilizando la metodología desarrollada por López y Sierra (2010). Aplicaciones individuales y simulaciones cartográficas específicas de los cambios esperados son presentadas para demostrar la correspondencia de los patrones definidos por los modelos y los observados en el campo. Las variables de los modelos individuales son estimados usando datos estandarizados para hacerlos comparables y generalizables.

En el tercer componente se analizan los impactos potenciales en las condiciones de conservación de la biodiversidad y servicios ecosistémicos de las tres áreas de interés a partir de los cambios de cobertura estimados por los modelos cuantitativos para cada zona. Este enfoque es consistente con las tendencias en investigación para la estimación de balances integrados de múltiples servicios simultáneos a escalas de paisaje en base a medidas específicas de cobertura del suelo (De Bello et al. 2010, Lavorei et al. 2011). Para estimar el impacto en biodiversidad y servicios ecosistémicos de las áreas de estudio en Madre de Dios y Pando se utilizaron los mapas de sistemas ecológicos de la amazonia oeste (Josse et al. 2003). En la zona de interés en San

Martin se añadió un sistema no contemplado en el esquema por Josse et al., el Bosque del montano bajo del oeste de la Amazonia. Para medir el impacto en biodiversidad se estimó la pérdida probable, en función de las probabilidades de deforestación, del área remanente en 2009/2010 de cada uno de los sistemas ecológicos de cada zona usando como base la metodología diseñada por Sierra (2006). El impacto en servicios ecosistémicos fue medido como las emisiones de carbono asociadas a la deforestación estimada utilizando las estimaciones de contenido de carbono por hectárea (C/Ha) a realizadas por Asner (20xx) para Madre de Dios. En base a estas, se im-

putó un C/Ha a cada sistema ecológico de cada región, en base al promedio zonal de contenido de carbono.

Los promedios estimados fueron asignados a los sistemas ecológicos de las otras dos zonas de interés basado en continuidad, es decir si los mismos sistemas aparecen en éstas, y en su afinidad taxonómica. Es importante anotar que estos volúmenes son considerados un mínimo. Todos los expertos locales consultados coinciden en que los volúmenes estimados por Asner subestiman significativamente los volúmenes reales de C/Ha.

El modelo conceptual: relaciones entre el desarrollo de infraestructura de transporte y la deforestación en la amazonia oeste

En general, el desarrollo de la infraestructura vial facilita dos procesos que promueven deforestación (Figura 5, Tabla 1). Primero, reduce los costos de transporte del punto i al destino j. Este cambio expande el área donde la agricultura es factible y permite mayores economías de escala en actividades extractivas (tala, caza, pesca), agroindustriales (soya, palma africana) y mineras. Se espera que menores costos de accesibilidad resulten en un mayor incentivo para la deforestación (Lorena y Lambin 2009, Souza-Soler et al. 2009, Vance y Geoghegan 2004). Mayores costos inhiben la inversión en actividades productivas que resultan en deforestación. Por lo tanto, áreas localizadas en sitios muy costosos (o muy lejos e inaccesibles) no sean deforestadas. Segundo, el desarrollo de infraestructura genera demanda de territorio para usos no forestales (agricultura, asentamientos) asociados al incremento de la población y su efecto multiplicador en un área, generalmente a través de la llegada de migrantes que ocupan áreas de bosque que luego son taladas por motivos económico-productivos o institucionales (Laurance et al. 2002).

Todos los estudios que han usado población (tasa de crecimiento, densidad) como variable para explicar deforestación han encontrado una relación positiva con deforestación: a mayor densidad o tasa de crecimiento, mayor deforestación.

Estos efectos son mediados por las características del territorio y su compatibilidad con los usos en demanda. Por ejemplo, para un nivel determinado de demanda de territorio y de costos de transporte, áreas ligeramente colinadas van a ser preferidas a áreas que son inundadas periódicamente para usos agropecuarios en general.

Los patrones de deforestación en las áreas de estudio en San Martin y Madre de Dios

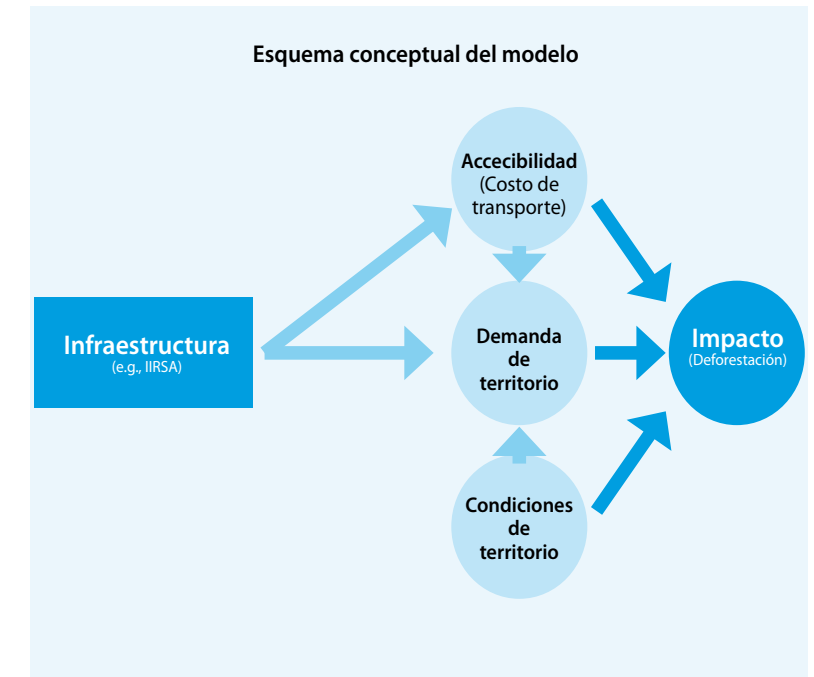


Figura 5. Modelo funcional de los impactos del desarrollo de infraestructura vial en amazonia.

en Perú y en Pando, Bolivia, confirman estas relaciones. La deforestación baja rápidamente con el incremento de los costos de transporte, medida como la distancia a caminos principales, sea ésta medida como deforestación total (Figura 6A) o deforestación reciente (Figura 6B). Para la amazonia brasileña, Alves (2007) reporta que hasta fines de la década de los 1990s, casi el 90% de la deforestación había ocurrido a menos de 100 kilómetros de una carretera federal. La reducción de los costos de transporte aumentó la deforestación en las áreas donde se realizó la inversión en carreteras y en las vecinas, aun si éstas no recibieron ninguna inversión (Pfaff et al. 2006). Laurance et al. (2001) estimaron que si el Programa Avanza Brasil, que pretende pavimentar cerca de 7500 km de carreteras en la Amazonia brasileña, se implementa en su totalidad, entre el 28 y 42 por ciento del área de bosque de la región podría ser transformada a otros tipos de cobertura del suelo.

En algunas condiciones la construcción de carreteras puede tener un efecto contrario. El trabajo de Wunder (2003), por ejemplo, sugiere que cuando las condiciones de intercambio entre los sectores agrícolas/rurales tradi-

Factor o variable	Efecto en deforestación	Escala			
		MICRO (Hogar y Firma)	MESO (Regional)	MACRO (Nacional)	TOTAL
Más cerca a mercados	Incrementa	0	4	0	4
	Reduce	0	2	0	2
	Sin efecto	0	0	0	0
Más cerca a caminos	Incrementa	0	10	4	14
	Reduce	0	1	0	1
	Sin efecto	0	0	2	2
Disminución de los costos de transporte	Incrementa	3	9	1	13
	Reduce	0	0	0	0
	Sin efecto	0	0	0	0
Incremento del valor de la tierra	Incrementa	0	0	0	0
	Reduce	3	1	0	4
	Sin efecto	0	0	0	0
Mas oportunidad de empleo (off-farm)	Incrementa	0	0	0	0
	Reduce	9	0	0	9
	Sin efecto	0	0	0	0
Mayor productividad agrícola	Incrementa	1	2	1	4
	Reduce	5	3	1	9
	Sin efecto	0	3	2	5
Mayor crecimiento de la población	Incrementa	2	11	12	25
	Reduce	0	0	3	3
	Sin efecto	0	4	4	8
Mayor densidad de población	Incrementa	0	2	13	14
	Reduce	0	0	0	0
	Sin efecto	0	0	1	1

Tabla 1. Sistematización de la literatura sobre los impactos de cambios asociados al desarrollo de infraestructura vial. Valores indican el número de estudios que apoyan una determinada relación, por tipo o escala de análisis (Fuente: Kaimowitz & Angelsen 2011 y autores)

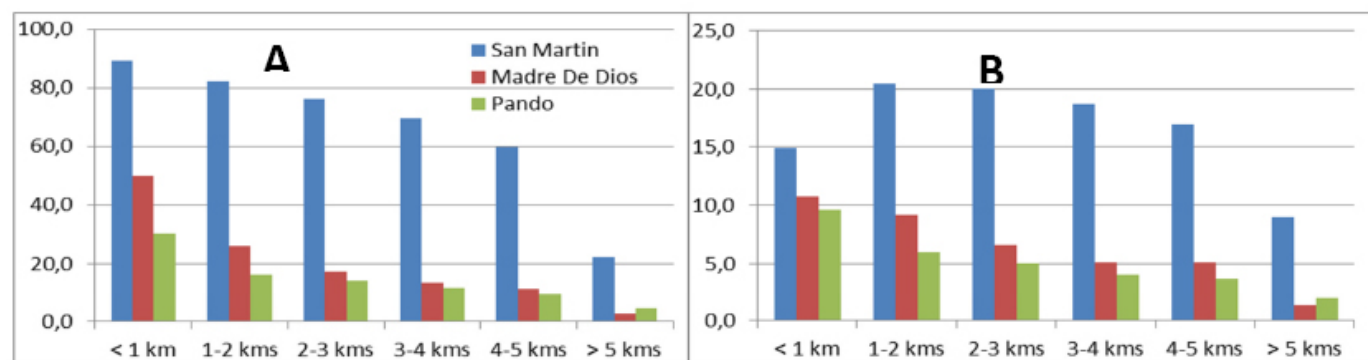


Figura 6. Intensidad de deforestación por distancia a caminos en las áreas de estudio medida como la proporción del área en cada rango de distancia que ha sido deforestada en total (A) y entre 2000-2010 (B).

cionales y los sectores urbanos de un país o región son perjudiciales para el primero, el resultado de la expansión de la infraestructura vial es un abandono de las zonas rurales. En estas condiciones, el impacto de una mejor red vial es limitado en términos de deforestación debido a la pérdida de población en las áreas rurales. Otra forma en que mejor accesibilidad resulta en menos deforestación es si ocurre en áreas consolidadas, por ejemplo de colonización antigua, simultáneamente con la atracción de sectores urbanos cercanos o empleo fuera de la finca (off-farm). En estos casos, el resultado es la movilización de la población rural a zonas urbanas o periurbanas y la intensificación del uso del suelo de las zonas agrícolas tradicionales.

Por ejemplo, Pfaff et al. (2007) notaron que es posible que las inversiones en carreteras bajen la tasa de deforestación en las áreas vecinas sin carreteras si las oportunidades creadas promueven la emigración de zonas con menores niveles de accesibilidad. En algunos casos, se ha sugerido que este tipo de procesos de redistribución de la población es la causa principal de las transiciones forestales observadas en algunos países (e.g., Hecht y Saatchi 200x). Para la amazonia brasileña, Andersen et al. (2002) encontraron que no sólo el impacto adicional de la construcción y mejoramiento de la infraestructura vial depende del nivel previo de deforestación, sino que, en zonas con deforestación previa significativa, mejor acceso puede reducir las tasas de deforestación. Algo similar está pasando en algunas áreas de la amazonia ecuatoriana, donde la pavimentación de carreteras a lo largo de la base de los Andes ha permitido a la población, previamente dispersa en zonas agrícolas antiguas, trasladarse a centros poblados con mejores servicios a lo largo de la carretera. Estos nuevos agricultores ausentes intensifican el uso de las mejores tierras, dejando que la vegetación natural en áreas marginales se recupere y disminuyendo la presión sobre áreas con cobertura de bosque. Desde un punto de vista de políticas, esta condición explica la presión para disminuir las restricciones de intensificar el uso de suelo en las áreas donde se está concentrando la población.

Esto contrasta con la mayoría de las proyecciones de deforestación hechas para la región, que asumen que el impacto dominante es a expansión de las áreas de uso, no la intensificación del uso, como sugieren estos argumentos. En parte, esta diferencia se explica por el uso en las proyecciones de relaciones medidas o estimadas para los periodos tempranos de la deforestación asociada a la migración de personas hacia la amazonia desde otras regiones rurales, generalmente en crisis, de los respectivos países.

Por ejemplo, las proyecciones de Pfaff et al. (2006) y Laurance et al (2001) se basan en observaciones de hace casi dos décadas, periodo que corresponde, usando la información para la amazonia brasileña como indicador, con las tasas de deforestación más altas registradas a nivel regional (Figura 1), y cuando las carreteras eran los canales de distribución de población desde zonas rurales tradicionales hacia la frontera agrícola amazónica.

En la última década los patrones de migración han cambiado mucho a nivel regional en las fronteras de deforestación, como las tres áreas de interés, donde el proceso de deforestación es asociado a la expansión de una economía rural de productores pequeños y medianos que han ocupado el territorio por décadas. Desde el punto de su magnitud, la migración hacia amazonia siempre se ha dirigido principalmente hacia centros poblados (e.g., Brown et al. 1994, Browder 1997, Sierra 2000, Fearnside et al. 2006).

La migración inicial hacia áreas rurales en la frontera agrícola, sin embargo, era suficiente para que sus poblaciones base crecieran rápidamente. En este periodo, territorios indígenas, la población se asentó en pueblos estables y sus tasas de mortalidad decrecieron, generando también poblaciones que crecen rápidamente y demandan territorio. Sin embargo, a partir de la mitad de década de los 90s se empieza a observar un estancamiento generalizado en el crecimiento de la población rural y un aceleramiento del crecimiento de la población urbana. Este proceso es obvio en Madre de

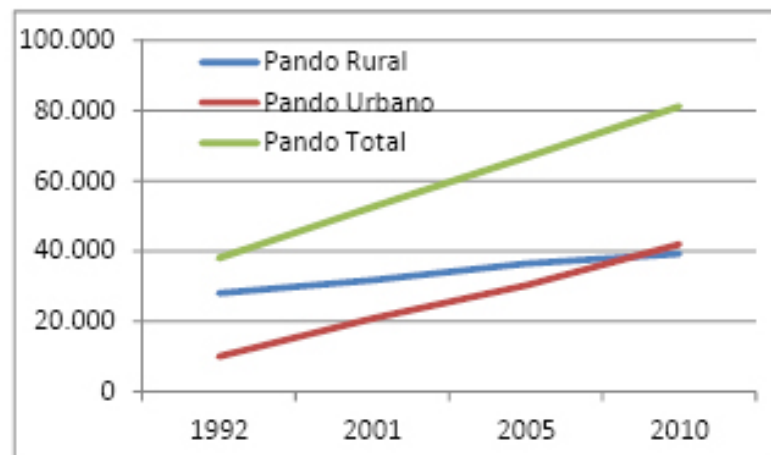
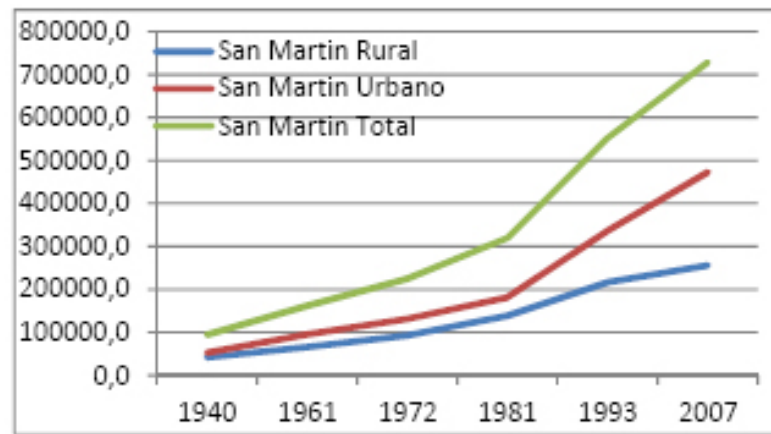
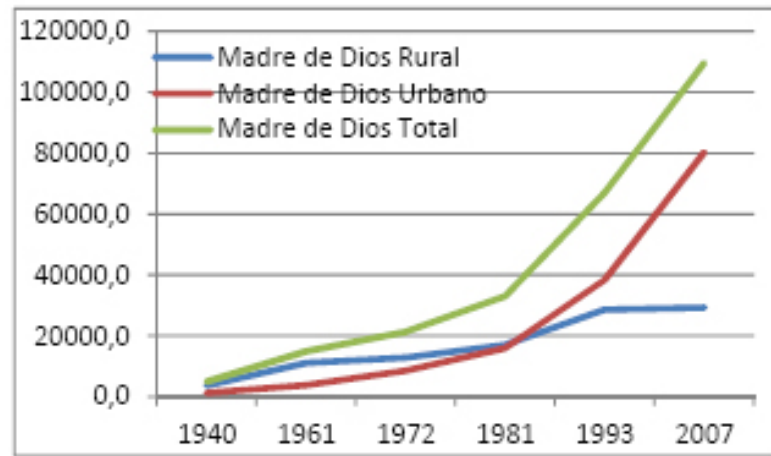


Figura 7. Crecimiento de la población rural, urbana y total en las áreas de interés. Datos para Pando para 2005 y 2010 son proyecciones (Fuente: www.inei.gov.pe y www.xxxx.gob.bov en 10-07-2011).

Dios Pando y se empieza a evidenciar en San Martín (Figura 7). Parte del estancamiento se debe a la caída de los flujos migratorios hacia áreas rurales y la intensificación de los mismos hacia áreas urbanas. Otro factor importante es la disminución de las tasas internas de crecimiento de población rural asociadas a la caída precipitosa de la fertilidad en la región, incluyendo en grupos indígenas (Clark et al. 2002, www.inei.gov.pe/biblioinei/pub/bancopub/Est/Lib0006/G23.htm en 10-07-2011). Las relaciones entre estructura familiar y deforestación han sido demostradas claramente para sistemas productivos colonos (e.g., McCracken et al. 2002) e indígenas (e.g., López y Sierra 2010). En general, familias más grandes generan más deforestación.

En áreas de expansión agrícola por colonización el tipo de tenencia de tierra es también un factor institucional que generalmente se encuentra asociado a la deforestación (Perz 2002, Carr 2004). Por ejemplo, si un área está dentro de una zona natural protegida o el acceso a la tierra es de régimen común es muy probable que la intensidad de deforestación sea menor que en áreas aledañas fuera de las mismas. La continua regularización de la tenencia y el incremento de los estándares de vida también contribuyen a la disminución de las tasas de deforestación. La propiedad elimina la necesidad de deforestar para cumplir requisitos para la titulación y para avisar o potenciales competidores de que el predio está ocupado. En territorios indígenas el proceso es similar. Rudel et al. (2002), por ejemplo, concluyeron que en territorios indígenas ya reconocidos este efecto se invierte. Es decir, inicialmente la deforestación aumenta hasta que la comunidad logre una tenencia segura de la tierra y luego decrece una vez que la competición por tierra disminuye. Por otro lado, Lambin et al., (2003) encontraron que la provisión de tenencia segura de la tierra junto con el acceso a créditos y mercados alienta mayor deforestación en vez de reducirla. Este es un resultado lógico si la deforestación es una expresión de la inversión realizada con objetivos productivos bajo sistemas extensivos, como ganadería.

Finalmente, en la literatura sobre deforestación se reconoce que el contexto geofísico juega un importante rol en la determinación de su intensidad (Rudel, 2000). El contexto geofísico se refiere a las relaciones topológicas entre los objetos geográficos como tipo de terreno, suelos, y clima en los sitios mismos de deforestación. Las características topográficas como pendiente o irregularidad del terreno probablemente afectan la decisión de deforestar un área o dejarla como bosque. La pendiente del terreno puede ser vista como una medida relativa de costos de conversión en el sitio. Áreas con fuertes pendientes aumentan los costos de conversión de bosque a no-bosque y por consiguiente las hacen menos atractivas que áreas más planas. Esta relación es generalizable. Por ejemplo, Sierra y Russman (2006) encontraron que la gente deforestaba más bosque con fines agrícolas en áreas con bajas pendientes que en áreas con pendientes fuertes en centro américa y Keese et al. (2007) encontraron que el mayor porcentaje de área agrícola y pastos en los Andes ecuatoriales se encuentra en terrenos planos.

El modelo geo-estadístico

El modelo estadístico aplicado en este estudio, RLM, ha sido utilizado exitosamente en estudios de cambio en el uso y cobertura de la tierra para representar las relaciones funcionales ilustradas en el modelo conceptual ilustrado por la Figura 5 (e.g., Chomitz y Gray, 1996; Huang, Cai, y Peng, 2007; Ludeke, Maggion, y Reid, 1990; Mertens y Lambin, 2000). La técnica RLM obtiene coeficientes para cada variable independiente basada en una muestra de datos. Estos coeficientes pueden ser interpretados como pesos en un algoritmo usado para generar un mapa de probabilidades de cambio de bosque a no-bosque para cada sitio i en una región determinada. La aplicación de los resultados de RLM para actualizar los valores de la variable dependiente en la forma de mapas numéricos permite la generación de superficies de probabilidad de cambios en la cobertura de la tierra. Al combinar los resultados de RLM con métodos espacialmente explícitos (e.g.,

álgebra de mapas) se crean escenarios geográficos de deforestación, que son usados como insumo en modelos dinámicos como autómatas celulares (AC). Modelos AC de cambios de uso de la tierra han sido exitosamente aplicados para el análisis de deforestación en la Amazonía ecuatoriana (Messina y Walsh, 2001, Walsh et al. 2008), llanura venezolana (Moreno et al. 2007) y Amazonía brasilera (Soares-Filho et al. 2002).

Para la implementación del modelo, para cada observación o celda i de la muestra, los valores de las variables dependientes e independientes fueron registrados. Las variables espacialmente explícitas (i.e. valores con ubicación espacial) fueron evaluadas como determinantes de la presencia de deforestación, y por consiguiente, como influencias en las decisiones de manejo de la tierra.

Específicamente, el modelo RLM es formulado como:

$$\text{Logit}(Pa(i)) = \text{Ln} [Pa(i) / (1 - Pa(i))] = La(i) \quad (1)$$

$$La(i) = \alpha + \beta_1 \text{CstDstMer}_i + \beta_2 \text{CstDstVia}_i + \beta_3 \text{DstRio}_i + \beta_4 \text{IntPob}_i + \beta_6 \text{TenTierra}_{i(1,2,3)} + \beta_5 \text{IrregTer}_i \quad (2)$$

En este modelo, las variables en el modelo son mapas explícitos. $La(i)$ es el modelo logístico y puede ser interpretado como el impacto, medido como la "tendencia hacia" la deforestación en un sitio i con coordenadas (x,y) . α es el intercepto y los β_n son los coeficientes de la regresión que representan cómo las variaciones del predictor afectan a la probabilidad de deforestación en el sitio i . Estos coeficientes son aplicados mediante álgebra de mapas para obtener las probabilidades espacializadas de deforestación. El modelo no incluye una medida de la población rural debido a ésta es una constante.

El modelo explica deforestación en función de los costos de transporte en el momento de la medición, la demanda de tierra directa e indirecta, y condiciones locales. Específicamente, la variable dependiente es una clasificación binaria de cobertura del

terreno (i.e. bosque = 0; no-bosque = 1). Los costos de transporte hacia mercados y desde centros de servicio son medidos por el tiempo mínimo de acceso a cada sitio i (CstDisMk) medido en horas desde el centro urbano más cercano. Las variables costo-distancia involucran valores acumulados de costo ponderado de movimiento por unidad lineal. La ubicación y extensión de los destinos j , los centros poblados, generalmente urbanos, de cada zona, fueron definidas por los espejos de luz nocturnos en el año 2009 medidos por los datos generados por el DMSP-OLS Nighttime Lights Time Series, Versión 4, de la National Oceanographic and Atmospheric Administration.

Para la estimación de los costos de transporte se desarrolló una superficie de costos de movimiento en base a un muestreo en campo de las velocidades típicas en tres tipos de caminos (pavimentado, afirmado mejorado y afirmado), cruce de ríos (gabarras y pontones) y vegetación natural e intervenida. En el Anexo 2 se presentan los costos de transporte utilizados para estimar las distancias ponderadas hacia los tres tipos de destinos. Modelos similares han sido usados para estudiar los impactos de los costos de transporte en el uso del suelo por Vera-Díaz et al. (2009) y Russman y Sierra (2006).

Los costos de transporte locales, medidos también en horas y kilómetros hasta el acceso terrestre o fluvial más cercano son medidos por CstDisVía y DstRio, respectivamente. CstDisVía es una medida ponderada de costos en tiempo desde cada sitio i a la vía más cercana. DstRio es una medida lineal de distancia, en km, desde cada sitio i al río navegable más cercano.

Debido a que la disponibilidad de información demográfica es diferente en cada área de interés, y el objetivo es tener modelos comparables y uno consolidado o regional, la demanda de territorio es medida en el modelo por un índice estandarizado de densidad de población (IntPob) que se construyó en base a la reflectancia nocturna medida por la DMSP-OLS Nighttime Lights Time Series,

Version 4, para el periodo en que se realizaron las otras medidas. La reflectancia de las luces nocturnas han sido usada en varios estudios para estimar condiciones demográficas en áreas de asentamientos densos (e.g., Doll et al. 2006 y Ebener et al. 2005).

Este índice, IntPob, es igual a la suma de intensidades en un círculo de radio 50km dividido para el área del círculo, en unidades equivalentes a intensidad/km². Este es proporcional a la densidad de población urbana ya que la población urbana de un área es proporcional a la suma de reflectancias en un espejo de luz nocturna. La Figura 8 demuestra esta relación para el área de estudio en San Martín, Perú. Asumimos que esta relación se mantiene en las otras dos áreas de interés. IntPob es medido a partir de este valor como un proxy de la densidad de población por kilómetro cuadrado. La expectativa es que a mayor población urbana, mayor sea la demanda de territorio para usos no forestales. Esta expectativa es consistente con otros estudios de deforestación que demuestran que la "presión poblacional" está estrechamente relacionada con deforestación (Pichón 1997, Perz 2002, McCracken et al. 2002, Carr 2004). Para eliminar falsos positivos, los mapas de luz nocturna fueron pulidos mediante control de campo para eliminar focos de luz que no correspondían a población (e.g., campos mineros, patios de construcción, quemadas y antorchas).

El modelo también incluye dos condiciones locales del territorio que afectan deforestación: acceso al y control del territorio y costos locales de transformación. Acceso y control refleja principalmente condiciones de tenencia y reglamentación sobre uso. TenTierra son tres variables binarias que identifican territorios comunitarios (1), áreas protegidas (2) y áreas castañeras (3). Cada una representa distintas formas de acceso y control del uso de la tierra. Los costos locales de transformación son medidos por las condiciones topográficas de un área. IrregTer el nivel de rugosidad de paisaje.

Para desarrollar los escenarios futuros posibles los valores de las variables explicativas son cambiadas para representar los cambios

esperados con el desarrollo de infraestructura en cada una de las regiones.

Específicamente, exploramos los impactos de dos cambios: la reducción de los costos de transporte y el incremento de la población urbana. El primero mide los cambios en el retorno a la inversión productiva en cada sitio i y el segundo es un indicador del incentivo de producción agropecuaria que genera la disponibilidad de mercados y centros de servicio urbanos cercanos.

Una característica útil del modelo de regresiones utilizado es que utiliza para la estimación de relaciones estadísticas entre las variables dependientes, deforestación, y las variables independientes o explicativas, un proceso iterativo en el cual, los factores analizados son incluidos en el modelo en función de su significancia para explicar la variación observada en la variable explicada. De esta manera se puede identificar qué factores son más importantes para explicar deforestación y, a través de estos, cómo el desarrollo de infraestructura afecta la cobertura del suelo.

Los datos para este estudio provienen de una serie de modelos espaciales en formato raster, cada uno representando la variación espacial de cada variable en el modelo. La muestra fue obtenida usando una técnica aleatoria estratificada. La muestra para la zona de interés en Madre de Dios contiene 7 447 observaciones (celdas), para San Martín 10 142, y para la zona de interés en Pando, Bolivia, 12 507. Estos números equivalen a aproximadamente al 1% del total de celdas de cada mapa para cada zona. Estas observaciones son integradas en una base de datos común para desarrollar un modelo regional, que resume los patrones coincidentes observados en las tres áreas de interés. Tanto para las zonas de Perú y Bolivia como para la muestra integrada o regional se usó un subconjunto de datos con el 80% de la muestra para la calibración del modelo y un 20% para la validación del mismo. Para minimizar el problema de auto-correlación espacial se seleccionaron celdas que estén al menos separadas por el doble de la resolución de la celda (en promedio la distancia entre observaciones es de 10 celdas). Las celdas seleccionadas para

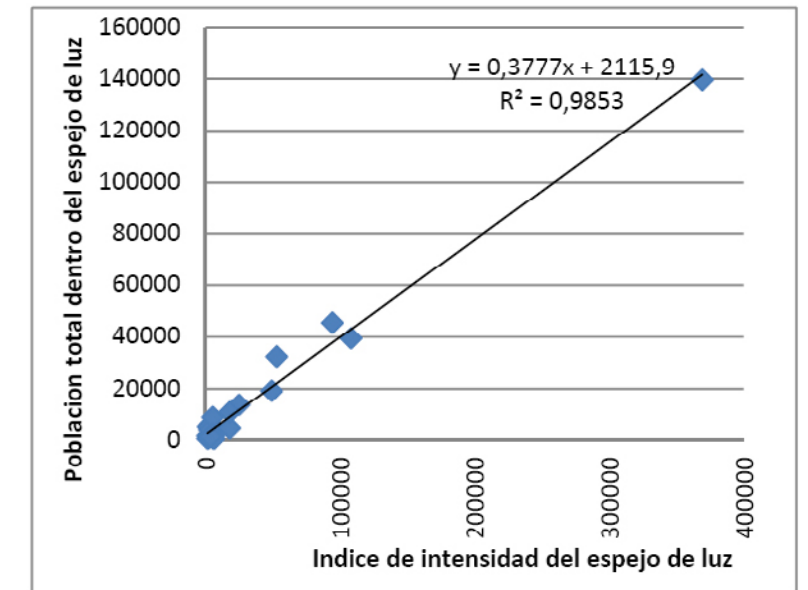


Figura 8. Relación entre la intensidad del espejo de luz nocturna medido por el Defense Meteorological Satellite Program Operational Linescan System y la población que vive dentro del mismo para el área de estudio en San Martín (Fuente de datos de luminocidad: www.ngdc.noaa.gov/dmsp en 12-04-2011).

la calibración del modelo fueron obtenidas de una forma aleatoria usando una distribución de Bernoulli. Las estadísticas descriptivas de las variables usadas en el modelo geoestadístico se incluyen en el Anexo 3. El Anexo 4 presenta los valores de los coeficientes de cada modelo.

La eficiencia del modelo logístico para adecuadamente clasificar una observación entre bosque y no bosque fue evaluada usando dos métodos. El primer método es una matriz de confusión que prueba la precisión general del modelo para clasificar las celdas en base a sus probabilidades predichas usando un punto de corte igual a la probabilidad media predicha de las áreas deforestadas (i.e. valores mayores o iguales a la media son clasificados como no-bosque y valores menores como bosque). El test usa un grupo de celdas para generar el modelo y obtener las probabilidades y otro grupo de celdas no usadas en la calibración del modelo para probar su precisión. El segundo método usa todas las celdas de la muestra para construir una curva Característica Operativa Receptora (COR), que es un índice visual de la precisión del modelo. La curva es graficada en dos dimensiones. La dimensión de la Sensibilidad se refiere a la probabilidad que un caso "positivo" (i.e. celdas clasificadas como no-bosque) es correc-

tamente clasificado y es desplegado en el eje de las ordenadas. El valor denominado 1-Sensibilidad es la taza falsa negativa. La dimensión de la Especificidad es la probabilidad de que un caso "negativo" (i.e. celdas clasificadas como bosque) es correctamente clasificado. El valor denominado 1-Especificidad es la taza falsa positiva y es planteado en el eje de las abscisas. Este permite estimar, en el caso de nuestro estudio, las celdas de bosque que fueron falsamente predichas como no-bosque. El análisis de tanto Sensibilidad como de 1-Especificidad permite determinar la utilidad del esquema de clasificación y analizar una serie de puntos de corte en un esquema binario de clasificación de la cobertura del suelo (López y Sierra, 2010).

La combinación de RLM y AC permite evaluar espacialmente la deforestación. El modelo AC aplicado en este estudio usa un vecindario tipo Von Neumann (i.e. las conexiones diagonales son ignoradas en una ventana de 3 x 3) para la transición de la celda central de bosque a no-bosque. Si la probabilidad promedio del vecindario es mayor o igual a 0.5 (i.e. la mayoría de celdas son propicias a deforestación) entonces la celda central es muy probable que también cambie a no-bosque. El modelo usa un proceso iterativo con esta regla de transición determinística y se detiene cuando el total de número de celdas es igual al número observado de celdas clasificadas como no-bosque o cuando no existen más transiciones probables. Es importante notar que la utilidad más importante de esta representación es la de validar la lógica del modelo estadístico y de su resultado geográfico, no la de estimar niveles de deforestación con precisión. Desde un punto de estimación de deforestación, las áreas donde la probabilidad de deforestación es menor que el promedio, por ejemplo menor a 0.5, deben experimentar deforestación con una intensidad proporcional. Por este motivo el modelo AC tiende a subestimar la deforestación en área con probabilidades menores a la media y a sobreestimarla en áreas con probabilidades superiores a la media. Por ejemplo, si la probabilidad promedio de un área de características determinadas es 0.4,

se debe esperar que el 40% de estas celdas sean deforestadas. En el modelo AC estas no reflejan deforestación si el promedio zonal es menor a este límite 0.5.

Por este motivo, las estimaciones de deforestación en el futuro, y de los impactos asociados, no se basan en el modelo AC sino en una estimación de la fracción deforestada de cada área de interés en base a:

$$\text{AreaDef}_i = \sum S_i * P_i \quad (3)$$

Donde AreaDef_i es el área deforestada estimada para cada área de interés, I , o para cada unidad de interés, por ejemplo tipo de vegetación. P_i es la probabilidad estimada de deforestación para el sitio S_i . Por ejemplo, si dentro del área de interés hay 100 celdas con probabilidad de deforestación 0.9, entonces, para efectos de contabilidad, se asume que 90 celdas de las 100 son deforestadas.

Este mecanismo es utilizado para estimar la deforestación potencial para cada unidad de biodiversidad analizada y para estimar las emisiones potenciales asociadas con los cambios esperados. Los escenarios de impacto posibles se desarrollaron aplicando una serie de presunciones sobre el comportamiento futuro de los sistemas de toma de decisiones del uso del suelo. Las más importantes son: que las relaciones observadas en el pasado se mantienen en el futuro y que las relaciones observadas son funcionales. La primera implica que los sistemas productivos, incluyendo tecnología y mercados, y las estructuras institucionales, por ejemplo condiciones de tenencia, no van a ser substancialmente diferentes en el horizonte de supuesta aplicabilidad estadística de las relaciones medidas. La segunda implica que las variables usadas para predecir impacto son eficientes y reales, no un artefacto estadístico. Como en toda proyección, debe esperarse que las relaciones aplicadas se alejen de lo real con el tiempo. Sin embargo, es razonable esperar cierta estabilidad en estas dos dimensiones en las tres áreas de interés debido a que estas son áreas consolidadas, con unidades productivas y sistemas de tenencia estables.

Deforestación e impactos en biodiversidad y servicios ecológicos asociables al desarrollo de infraestructura vial en las tres zonas de interés y la región.

La situación hacia fines de la década del 2010.

La Tabla 2 resume los cambios de cobertura del suelo observados en las tres áreas de estudio y la Tabla 3 sistematiza las relaciones modeladas entre los factores asociados a los impactos medidos como deforestación.

El área de estudio de San Martín tiene un nivel de intervención mucho mayor que las otras dos áreas, con casi 40% del área de estudio en usos no forestales.

Parte de esta diferencia es explicada por el tamaño del área de estudio y una densidad de población mucho más alta. Es bien conocido el efecto de diseño del área de estudio en las mediciones de variables espaciales. Por otro lado, entre año 2000 y el año 2010 el área deforestada se incrementó más rápidamente en la zona sur, tanto en Perú como en Bolivia, en parte debido a que las dos empiezan con una base más pequeña.

Las Figuras 9 y 10 ilustran la congruencia de los patrones de deforestación generados por los modelos RLM y patrones observados. A diferencia de la evaluación no paramétrica del modelo estadístico, los modelos espaciales permiten evaluar la presencia/ausencia de deforestación en una forma visual, tomando en cuenta la ubicación geográfica de las predicciones. En general, los modelos producen una patrón espacial consistente con lo observado aunque la magnitud de la deforestación es subestimada en la región de Pando. La Figura 7 sugiere una explicación para esta diferencia: en Pando la deforestación en el pasado no está tan relacionada como en las dos otras regiones con las variables en el modelo, y en especial la demanda de territorio generada indirectamente por una población urbana significativa. La misma figura

Tipo de Cobertura	San Martín		Madre de Dios		Pando	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Agua (Ríos, Lagunas)	162	0,8	271	0,6	840	1,2
Vegetación Natural	11 634	57,2	40282	92,9	64 497	91,7
Deforestado Pre-2000	5270	25,9	1137	2,6	1550	2,2
Deforestado 2000-2009/10	2467	12,1	1017	2,3	1964	2,8
Aforestado 2000-2009/10	791	3,9	633	1,5	1514	2,2
Deforestado 2009/10	7737	38,1	2154	5,0	3515	5,0
Total	20 325	100,0	43 340	100,0	70 366	100,0

Tabla 2. Cambios en la cobertura del suelo en las tres regiones de interés. (Fuente: este estudio).

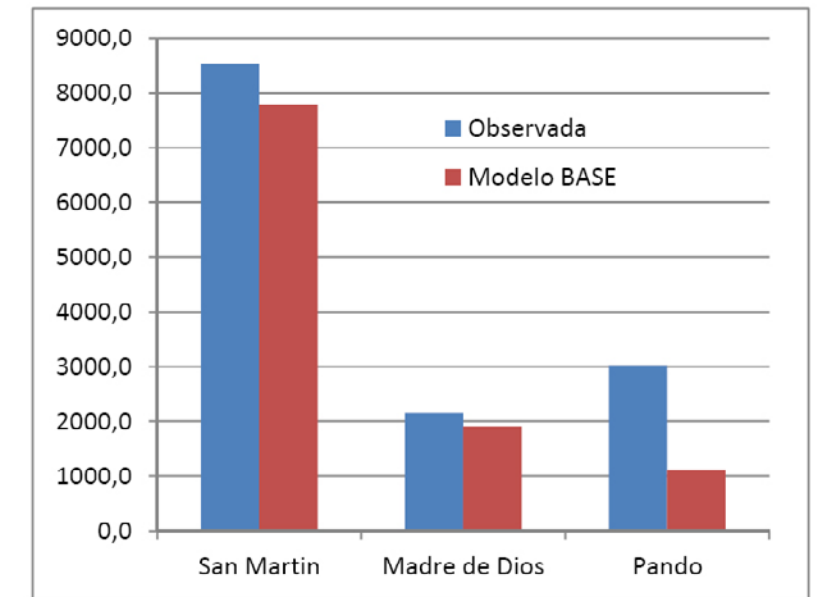


Figura 9. Comparación de las medidas de deforestación observada total en cada área de interés y las predichas por los modelos RLM. El valor predicho está calculado en base a la ecuación 3 en el texto (Fuente: Este estudio).

ilustra, sin embargo, que debe esperarse que en futuro la relación se vuelva más fuerte: la población urbana está empezando a crecer rápidamente y a sobrepasar a una población rural estancada, convirtiéndose en un mercado para productos locales y un apoyo para el desarrollo agrícola de la zona.

La Tabla 3 sistematiza la importancia estadística de cada una de las variables analizadas. Aquí se resume los resultados de los modelos usando una característica operativa del modelo de regresiones seleccionado.

Como se esperaba, las dos condiciones que mejor explican la deforestación observada están relacionadas a cambios poten-

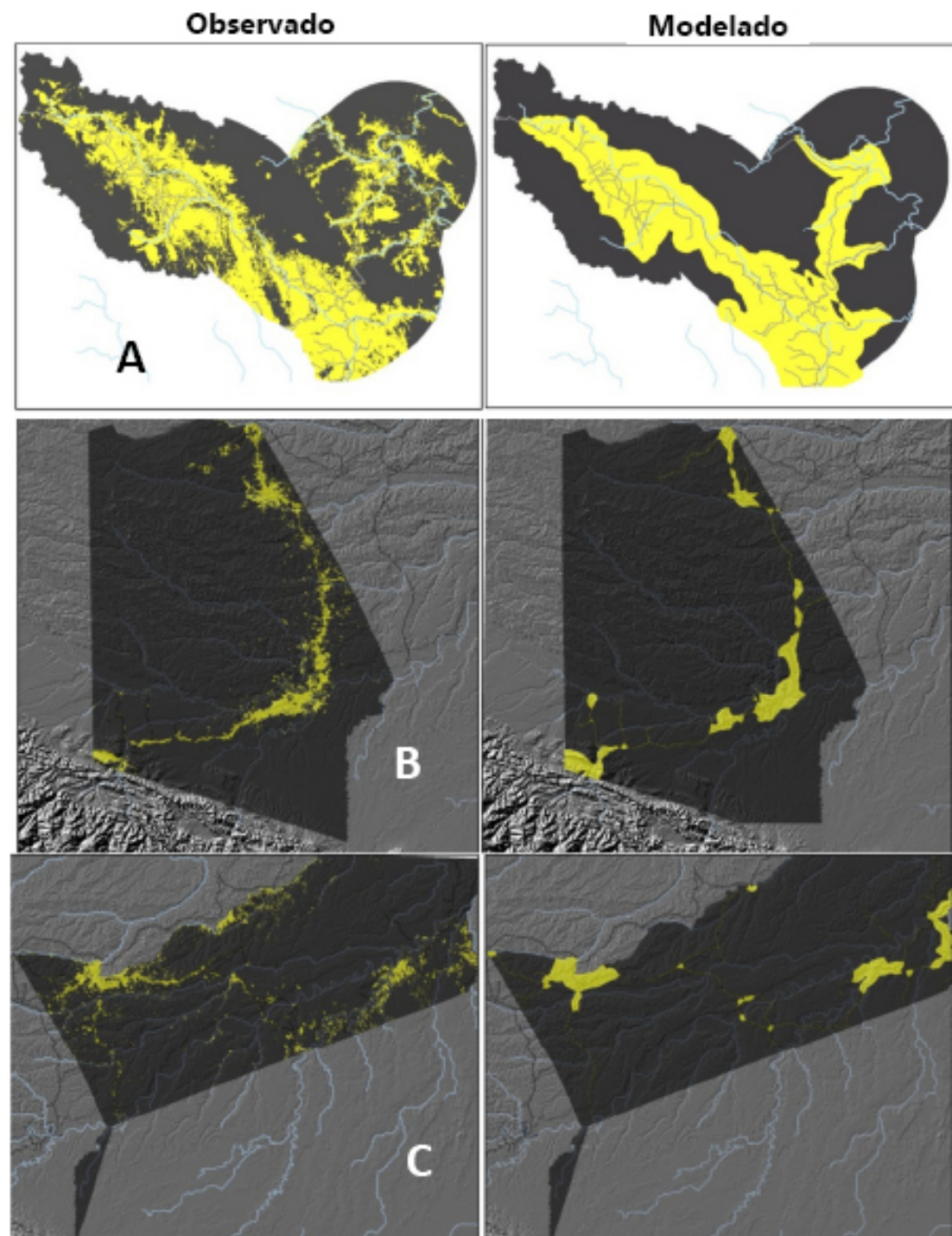


Figura 10. Evaluación de las predicciones espaciales del modelo de regresión logística mediante comparación del modelo AC con los patrones observados para las tres zonas de interés en: A) San Martín, Perú, B) Madre de Dios, Perú, y C) Pando, Bolivia. Los mapas no están dibujados a escala.

cialmente asociados al desarrollo de infraestructura. Densidad poblacional es la más importante para explicar deforestación en San Martín y Madre de Dios. Para la zona de San Martín, la probabilidad de deforestación está positivamente relacionada con inten-

sidad poblacional (IntPob) e irregularidad del terreno (IrregTer), e inversamente asociada a costos de accesibilidad a mercados (CstDstMer), vías (CstDstVia) y tipos de tenencia de la tierra (TenTierr(1) y TenTierr(2)). En el caso de los costos de accesibilidad a

Variable	Alias	Área de Interés			
		San Martín	Madre de Dios	Pando	Regional
Costo-distancia a centros urbanos (horas)	CstDstMer	1 (-)	1 (-)	2 (-)	2 (-)
Costo-distancia a vías (horas)	CstDstVia	5 (-)		4 (-)	4 (-)
Distancia a Ríos (Km)	DstRio			5 (-)	6 (-)
Intensidad Poblacional	IntPob	3 (+)	2 (+)	1 (+)	1 (+)
Tierra comunitaria (Si= 1; No = 0)	TenTierra(1)	4 (-)	3 (-)		5 (-)
Area Protegida (Si = 1; No = 0)	TenTierra(2)	2 (-)			3 (-)
Zona Castañera (Si = 1; No = 0)	TenTierra(3)		4 (-)		
Irregularidad (sqrt(log grados))	IrregTer	6 (+)		3 (+)	7 (+)

Tabla 3. Sistematización de los resultados de los modelo RLM para las zonas de interés y a nivel regional. Numero indica el orden de entrada en el modelo logístico. Signo en paréntesis indica la dirección de la relación estadística.

mercados (CstDsMer), se esperaría que con el aumento de una unidad en el costo de accesibilidad la probabilidad disminuya muy ligeramente. Si una celda, por ejemplo, tiene una probabilidad de cambio de 0.63 (e.g. la probabilidad media de las celdas clasificadas como no-bosque en la zona), la probabilidad de que esa celda se convierta en zona deforestada con el aumento de una unidad en IntPob e IrregTer subiría ligeramente a 0.66. Con un incremento de una unidad en los costos de accesibilidad a mercado y transporte, la probabilidad decrecería ligeramente a alrededor de 0.55. Interesantemente, la probabilidad de una celda de convertirse en no-bosque decrecería a aproximadamente a 0.19 (una reducción de casi el 70% en la probabilidad) si un área se incluye en una zona protegida y a 0.45 (una reducción de casi el 30%) si pertenecería a una comunidad indígena. En general, la variación en la probabilidad por unidad de cambio en los predictores será mayor (positiva o negativamente) cuando los Exp(T) son diferentes a 1 y menor cuando son similares a 1. El valor en sí de la probabilidad de cambio dependerá del valor original de la celda.

En el caso de zona de Pando, en Bolivia, las probabilidades de que una celda pase a no-bosque aumentarían con un incremento en intensidad poblacional e irregularidad del terreno y disminuirían con mayores costos de accesibilidad a mercados, costos de transporte, y distancia a ríos. Por ejemplo, si usamos una probabilidad de 0.23 (e.g. la probabilidad media de las zonas de no-bosque

en la zona), la posibilidad de que esas celdas pasen a no-bosque con el aumento de una unidad en intensidad poblacional (IntPob), subiría a aproximadamente 0.74. En el caso de irregularidad del terreno (IrregTer), la probabilidad subiría a 0.48. En el caso de costos de transporte (CstDstVia), y distancia a ríos (DstRio), por el aumento de una unidad en cada una de estas variables la probabilidad bajaría muy ligeramente. Si la accesibilidad a mercados (CstDstMer) empeoraría en una unidad, la probabilidad de deforestación bajaría a 0.18. En el modelo integrado, que representa la región ampliada, densidad de población también aparece como la condición más importante. Los coeficientes de la regresión logística pueden utilizarse para estimar la razón de las ventajas de cada variable independiente del modelo. El significado de los coeficientes de la regresión logística no es tan directo como el de una regresión lineal. Mientras los beta son convenientes para probar la utilidad de los predictores, el término Exp(T) es más fácil de interpretar probabilísticamente. Exp(T) representa la razón de cambio en las ventajas del evento de interés por una unidad de cambio en el predictor. Por ejemplo, en el modelo de la zona de interés en Madre de Dios, Perú, la intensidad poblacional (IntPob) tiene un Exp(T) igual a 5.77, lo que significa que la ventaja de cambio de una celda catalogada como no-bosque son 5.77 veces la ventaja de cambio en esa celda por cada unidad de cambio en el predictor, manteniendo los otros factores iguales. Lo que esto significa en términos de probabilidades depende de la probabilidad inicial de la celda.

Es decir, si una celda tiene una 20 probabilidad de 0.34 (e.g. la probabilidad media de las celdas clasificadas como no-bosque), entonces se puede interpretar que la ventaja de cambio de esa celda sería 0.52 (i.e. $0.34 / (1 - 0.34) = 0.52$). La ventaja de cambio, por cada unidad de IntPob, sería 2.97 (i.e. $0.52 * 5.77 = 2.97$) y, por lo tanto, la probabilidad de que una celda de bosque sea deforestada aumentaría a 0.75 (i.e. $2.97 / (1 + 2.97)$); un aumento de más del 100% en la probabilidad inicial. En el caso de tenencia de tierra (TenTierra(1)), se esperaría que la probabilidad baje a 0.10 si el tipo de tenencia cambiase de categoría a zona comunal. Si la zona se convirtiese en un predio de producción de castañas (TenTerra(2)) entonces la probabilidad también disminuiría a 0.23.

Los escenarios futuros posibles

Analizamos los impactos de tres escenarios posibles relacionados al desarrollo de infraestructura en las tres áreas de interés. El primer escenario asume que la población urbana se duplica. En función de lo observado en el pasado (Figura 7), esto podría suceder en los próximos 15 a 20 años. Este escenario asume que no hay un cambio significativo en los costos de transporte internos a cada área de interés. El segundo escenario asume que los costos de transporte se reducen en un 50% debido a la mejora de la red regional existente, y específicamente la implementación de los proyectos IIRSA, y la expansión de las redes locales de transporte, pero que la población urbana deja de crecer al ritmo observado en las décadas anteriores. Asumimos que este cambio tiene un periodo de realización similar al del primer escenario. Finalmente, el más probable, el tercer escenario asume que estos dos cambios ocurren simultáneamente y en un periodo similar. Una ventaja importante de este método es que los dos factores pueden variar en forma continua permitiendo realizar análisis de sensibilidad y la generación de muchos posibles escenarios, más cercanos y más lejanos en el tiempo. En este análisis se utilizan solo los factores directamente imputables al desarrollo de infraestructura, como IIRSA, pero es posible,

usando la misma mecánica estadística y conceptual, desarrollar otro tipo de escenarios relacionados a otras variables funcionales en el modelo. Por ejemplo, se puede evaluar como el establecimiento de una área protegida, o su eliminación, cambian las condiciones de uso del suelo en cada una de las regiones. Además, aunque no se realiza aquí, es posible, de manera experimental, desarrollar escenarios para otras áreas que compartan el contexto socio-económico y ecológico utilizando los parámetros derivados del modelo regional. Por ejemplo, si asumimos que los sistemas productivos e institucionales observados en las tres áreas de estudio, y resumidos por el modelo regional, aplican a una zona donde una carretera va a ser construida, el modelo puede generar escenarios cuantitativos y espaciales del posible impacto en un periodo de consolidación equivalente al encontrado en las tres áreas de estudio. Esta aplicación va más allá del alcance del presente estudio.

Escenarios de impactos en la cobertura del bosque (deforestación)

La Tabla 4 resume las proyecciones de deforestación asociadas a cambios imputables al desarrollo de grandes proyectos de infraestructura, como los previstos por IIRSA, en las tres áreas de interés. En efecto, usando el modelo RLM base como punto de partida, las proyecciones a futuro sugieren impactos significativos. El crecimiento de la población, aun sin mejoras a las vías en las tres zonas, generan en el modelo un mínimo de 15.5% adicional de deforestación y un máximo de 74.6%. Estos incrementos, sin embargo, son menores que los generados por el modelo que incorpora las mejoras en accesibilidad que conducen a una caída en los costos de transporte, que van desde el 16.5% al 94.8%. Los resultados también sugieren que los dos procesos tienen un impacto mayor que cada uno independientemente. Esto es evidente en los porcentajes de incremento de deforestación, que son mayores en el escenario 3 que las suma de los porcentajes de los dos primeros escenarios. En el peor de los casos, en Pando, el área deforestada se incrementa más de dos veces.

Región	Deforestación (Km2)				
	Observada	Modelo BASE	Modelo Escenario 1	Modelo Escenario 2	Modelo Escenario 3
San Martin	8528,3	7792,3	9002,3	9074,8	10539,6
Diferencia Km ²		-736,0	1210,0	1282,6	2747,3
Diferencia %		-8,6	15,5	16,5	35,3
Madre de Dios	2154,1	1907,1	2411,8	3352,4	4057,2
Diferencia Km ²		-247,0	504,7	1445,3	2150,2
Diferencia %		-11,5	26,5	75,8	112,7
Pando	3028,7	1114,3	1945,1	2170,2	3446,6
Diferencia Km ²		-1914,4	830,9	1055,9	2332,4
Diferencia %		-63,2	74,6	94,8	209,3

Tabla 4. Proyecciones de deforestación en base a las relaciones identificadas por el modelo RLM. La diferencia en km² y % se basan en: la comparación con lo observado para el modelo base y con el modelo base para los tres escenarios.

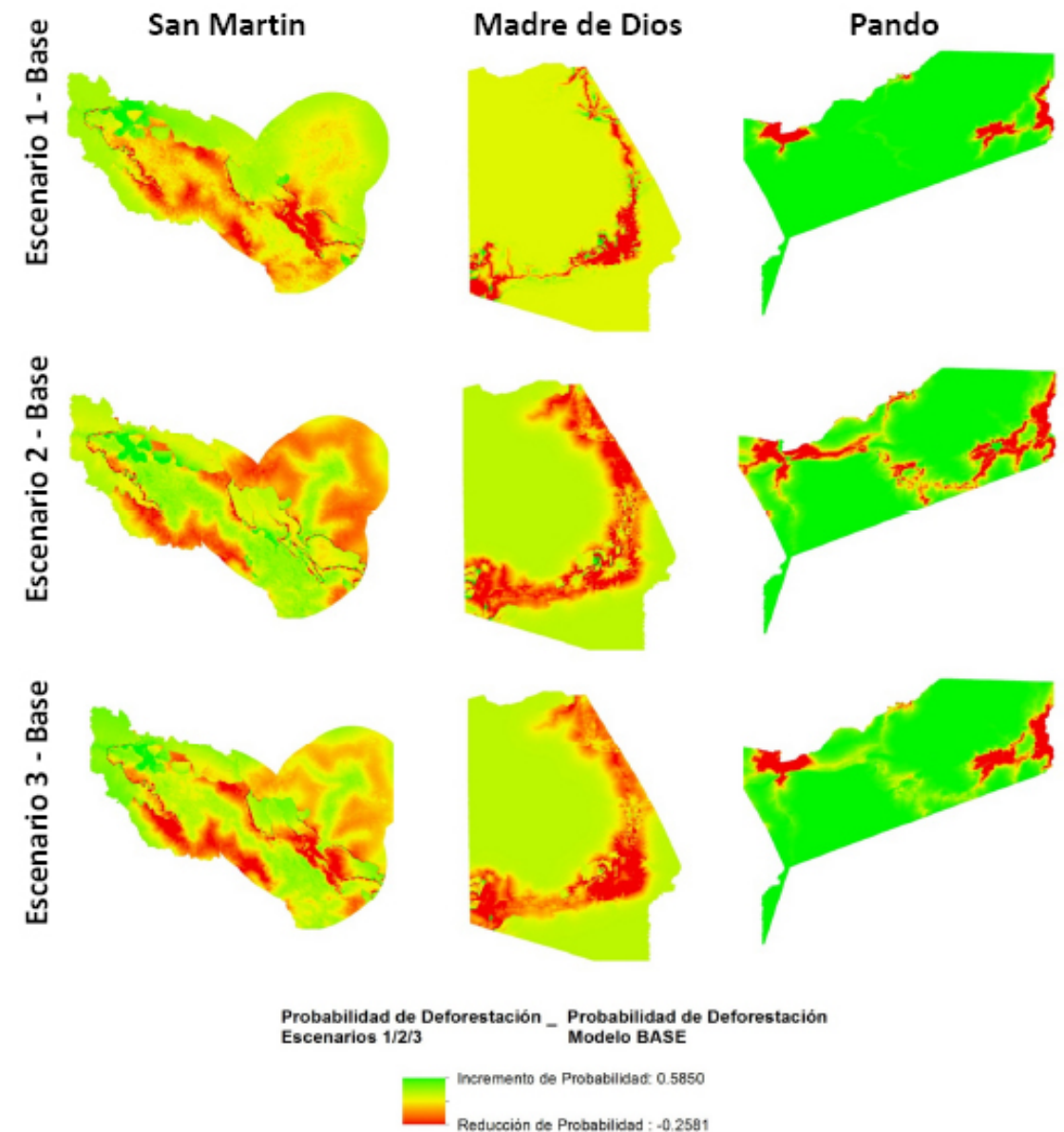


Figura 11. Impacto en la probabilidad de deforestación asociados a los cambios previstos en cada escenario. Comparado con probabilidades del modelo base. Los mapas no están dibujados a escala.

Los patrones espaciales del impacto son ilustrados por la Figura 11. La diferencia entre las probabilidades de deforestación futuras estimadas y las probabilidades base estimadas por el modelo RLM indican que los impactos son distintos y complementarios. El efecto del crecimiento de la población urbana es la intensificación de la deforestación en áreas cercanas a las vías y centros poblados (rojo) y una aparente desintensificación en las áreas alejadas de estas (verde). La reducción de los costos de transporte por otro lado incrementa la probabilidad de deforestación hacia afuera de las vías y centros poblados. La combinación de los dos tiene como impacto fundamental la intensificación de deforestación en áreas cercanas a caminos, pero lejanos a centros poblados, la reducción de presión en las áreas más lejanas.

Escenarios de impactos en servicios ecosistémicos de retención de carbono

La tabla 5 resume los impactos proyectados con los cambios imputables al desarrollo de infraestructura en las zonas de interés mediante la aplicación del modelo RLM a los mapas de contenido de carbono desarrollados para este estudio. Los mismos son consistentes con lo observado en los patrones de deforestación en cada uno de

los escenarios y áreas de interés. En el escenario tres, el más probable de los tres analizados aquí, la zona de estudio en San Martín pierde la quinta parte de su reservorio de carbono. Las otras dos regiones pierden cantidades similares de carbono, pero debido a su base mayor, proporcionalmente pierden menos de la quinta parte de su reservorio de carbono. Estimadas como emisiones posibles, el desarrollo de proyectos IIRSA, junto con los procesos de crecimiento de población asociados, pero no determinados por los mismos, resulta en una emisión neta de cerca de 60 millones de toneladas métricas de carbono a la atmósfera.

La pérdida de carbono en el escenario uno ocurre principalmente en las áreas de crecimiento de población debido a la intensificación de la deforestación en estas zonas (Figura 12), simultáneamente con una ganancia de contenido, debido a la reducción de las tasas de deforestación hacia afuera de estas. En el escenario más probable, tres, el impacto es la pérdida del carbono almacenado en áreas peri-urbanas y una recuperación en las zonas más alejadas de vías y centros urbanos. En Pando, en este y los otros escenarios, el modelo no genera recuperación de carbono, posiblemente reflejando la naturaleza principalmente rural del contexto de la zona.

Áreas de Estudio	Contenido Carbono (Millones Toneladas)				
	Observada	Modelo BASE	Modelo Escenario 1	Modelo Escenario 2	Modelo Escenario 3
San Martín	103,5	104,8	96,4	94,4	83,7
Diferencia		1,2	-8,3	-10,3	-21,0
Diferencia (%)		1,2	-7,9	-9,9	-20,1
Madre de Dios	382,1	387,3	383,1	373,6	368,1
Diferencia		5,2	-4,3	-13,7	-19,2
Diferencia (%)		1,4	-1,1	-3,5	-5,0
Pando	596,	2 621,7	615,7	612,3	602,5
Diferencia		25,5	-6,0	-9,4	-19,2
Diferencia (%)		4,3	-1,0	-1,5	-3,1

Tabla 5. Proyecciones de cambio en el reservorio de carbono en base a las relaciones identificadas por el modelo RLM. La diferencia en millones de toneladas de C y % se basan en: la comparación con lo observado para el modelo base y con el modelo base para los tres escenarios.

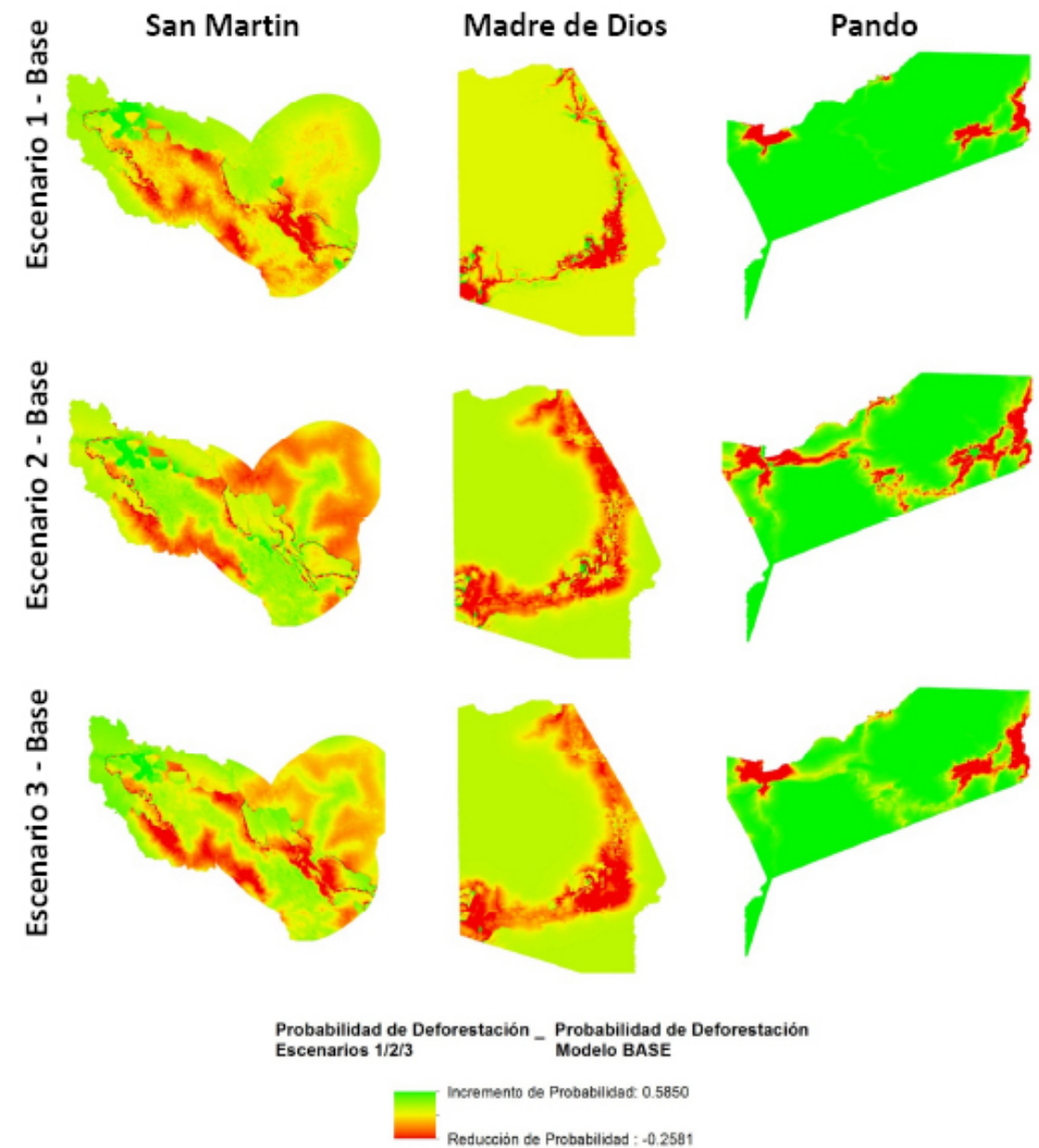


Figura 12. Impacto en el reservorio de carbono por ha asociados a los cambios previstos en cada escenario. Comparado con reservorio de C del modelo base. Los mapas no están dibujados a escala.

Escenarios de impactos en las condiciones de conservación de la biodiversidad

La Tabla 6 presenta las estimaciones de impacto en la biodiversidad de las tres regiones de interés en función de los cambios esperados en su cobertura. Como en los dos casos anteriores, los impactos están directamente asociados a los niveles de deforestación proyectados por el modelo RLM. En San Martín, en el escenario tres, el más probable, los sistemas ecológicos pierden aproximadamente la quinta parte de su área actual, siendo los más afectados los bosques de piedemonte del oeste de la amazonia, el bosque pantanoso de la llanura aluvial del oeste de la amazonia y el bosque pantanoso de la llanura aluvial del oeste de la amazonia. En Madre de Dios, los sistemas ecológicos más impactados son el herbazal pantanoso de la llanura aluvial de

la alta amazonia, que perdería la quinta parte de su superficie actual, y el complejo de vegetación sucesional riparia de aguas blancas de la amazonia y el bosque pantanoso de la llanura aluvial del oeste de la amazonia, los cuales pierden aproximadamente la décima parte de su área actual. En Pando, el sistema más afectado sería el complejo de bosques y vegetación riparia de aguas blancas del Beni, que pierde casi la tercera parte de su área actual. En esta misma zona, el modelo estima que no hay reducción de presión en las áreas alejadas de centro poblados. Esto se debe posiblemente a que el modelo detecta que la población actualmente, cuando se hicieron las medidas, es principalmente rural. En el futuro, con los cambios demográficos esperados, que acerquen a Pando más a lo observado en San Martín y Madre de Dios, debería esperarse que los patrones de impacto evolucionen de una manera similar.

Implicaciones para la gestión de impactos futuros

Todo modelo es una simplificación de la realidad. Los modelos presentados aquí simplifican la complejidad de los posibles impactos del desarrollo de infraestructura vial de gran escala, como los propuestos por IIRSA. Los resultados presentados sugieren que el desarrollo de infraestructura vial podría tener impactos significativos en la superficie de vegetación natural de cada zona y, a través de estos, en los niveles de conservación de la biodiversidad de cada zona y sus emisiones de carbono. Los impactos más probables están relacionados a la intensificación del uso del suelo en áreas cercanas a caminos y, sobre todo, a centros poblados, y la desintensificación de los usos en las áreas alejadas a los mismos. Estas observaciones son consistentes con las caídas en las tasas de deforestación observadas en los últimos años: hay menos deforestación pero es más concentrada. En el escenario más probable, los paisajes de mosaicos de remanentes de bosque con agricultura/ganadería se transforman paulatinamente en paisajes bipolares: bosque / no bosque. Este proceso explicaría las propuestas en Brasil de eliminar restricciones en el área mínima de reserva de bosque que un predio debe tener. El costo de oportunidad de ese bosque aumentó con la expansión y mejoramiento de la infraestructura vial en el país.

Las diferencias con otros estudios y proyecciones sobre el impacto, y en especial, la falta en este estudio de un escenario de expansión generalizada del impacto, medido como deforestación, se basa principalmente en que los estudios anteriores se concentran en la dimensión rural de la ocupación del suelo, que fue sin duda clave hasta hace poco más de una década, e ignoran en su análisis la influencia de los mercados y centros de servicio locales en la generación de demanda de territorio.

Desde un punto de conservación, es posible que la intensificación de la presión que es probable con el desarrollo de proyectos

de infraestructura ofrezca una oportunidad. Modelos de paisaje sugieren que patrones de deforestación compactos o concentrados son mejores para conservación (e.g., Barbosa y Metzger 2006). Los impactos en este caso recaen principalmente sobre remanentes de vegetación natural que por su cercanía a áreas pobladas y, posiblemente, sus métricas espaciales (e.g., pequeñas, fragmentadas) tienen valores de conservación globales relativamente bajos. El beneficio potencial es la reducción de presiones de deforestación en áreas alejadas y más extensas, con valores de conservación globalmente más importantes. Por otro lado, estos mismos cambios van a incrementar la presión sobre los remanentes de la biodiversidad local (e.g., reservas locales de bosque determinadas por ley, áreas remanentes en predios privados) y su costo de conservación. Por ejemplo, los costos de programas de reducción de emisiones en áreas urbanas y peri-urbanas van a incrementarse ya que los costos de oportunidad de esos bosques van a ser también más altos.

Las diferencias entre los modelos también dicen algo interesante. En especial, resaltan el papel de factores de tenencia en la conservación de la biodiversidad local y regional. En situaciones como las de San Martín, donde la deforestación es extensiva, son los límites de reservas lo que aseguran que la biodiversidad se conserve. En Madre de Dios y Pando, las áreas protegidas no contribuyen, en el modelo, a la conservación de la biodiversidad (medido como la reducción de la probabilidad de deforestación). En estas áreas, la presión global no ha llegado a los niveles de San Martín, pero en base a lo observado aquí, debemos esperar que si llegara, las áreas protegidas serían uno de los factores que controlarían el riesgo. Esto, a su vez, quiere decir que el manejo de áreas protegidas es clave para mejorar las opciones de conservación.

En general, la gestión de territorio en áreas urbanas, peri-urbanas y a lo largo de caminos se convierte en una herramienta clave en estos escenarios. En especial, la gestión local de las zonas de alta densidad poblacional, que es donde está la presión más evidente, por

Sistema Ecológicos por Zona de Interés	Remanencia (Km2)			Diferencia (%)						
	Observado	Modelo BASE	Modelo Escenario 1	Modelo Escenario 2	Modelo Escenario 3	Modelo BASE	Modelo Escenario 1	Modelo Escenario 2	Modelo Escenario 3	
San Martín										
Bosque del montano bajo del oeste de la Amazonia	6156,3	5667,7	5371,6	5253,1	4773,1	-7,9	-5,2	-7,3	-15,8	
Bosque del piedemonte del oeste de la Amazonia	1466,6	1232,0	1167,8	1023,6	955,7	-16,0	-5,2	-16,9	-22,4	
Bosque inundable de la llanura aluvial de ríos de aguas blancas del oeste de la Amazonia	57,6	55,4	54,0	47,4	46,0	-3,8	-2,6	-14,5	-17,0	
Bosque inundable y vegetación riparia de aguas negras del oeste de la Amazonia	18,7	12,3	11,1	10,1	9,0	-34,0	-9,8	-17,7	-27,0	
Bosque pantanoso de la llanura aluvial del oeste de la Amazonia	53,6	39,0	36,5	32,8	30,1	-27,2	-6,5	-15,8	-22,9	
Bosque pantanoso de palmas de la llanura aluvial del oeste de la Amazonia	204,1	182,7	175,5	157,4	150,3	-10,5	-3,9	-13,9	-17,7	
Bosque siempreverde subandino del oeste de la Amazonia	1781,8	1677,9	1599,8	1494,4	1402,0	-5,8	-4,7	-10,9	-16,4	
Complejo de vegetación sucesional riparia de aguas blancas de la Amazonia	65,5	58,4	56,2	49,7	47,6	-10,8	-3,7	-14,9	-18,4	
Madre de Dios										
Bosque aluvial de aguas negras estancadas del sur de la Amazonia	294,1	305,2	305,0	293,3	292,3	3,8	-0,1	-3,9	-4,2	
Bosque con Bambu del suroeste de la Amazonia	11807,2	12266,6	12238,0	11993,5	11953,1	3,9	-0,2	-2,2	-2,6	
Bosque de arroyos de aguas claras del suroeste de la Amazonia	15,2	15,0	14,4	14,0	14,0	-1,1	-3,8	-6,6	-6,6	
Bosque de tierra firme depresionada del sur de la Amazonia	247,1	246,5	245,3	240,1	235,2	-0,2	-0,5	-2,6	-4,6	
Bosque del piedemonte del suroeste de la Amazonia	3835,4	4042,8	3990,3	3882,6	3815,8	5,4	-1,3	-4,0	-5,6	
Bosque inundable de la llanura aluvial de ríos de aguas blancas del suroeste de la Amazonia	3706,9	3866,0	3832,3	3736,6	3644,3	4,3	-0,9	-3,3	-5,7	
Bosque inundable y vegetación riparia de aguas mixtas de la Amazonia	88,7	89,7	89,4	82,8	82,4	1,1	-0,3	-7,7	-8,2	
Bosque inundable y vegetación riparia de aguas negras del suroeste de la Amazonia	239,3	241,3	240,2	235,2	233,3	0,8	-0,5	-2,5	-3,3	
Bosque pantanoso de la llanura aluvial del oeste de la Amazonia	163,0	166,1	163,2	159,5	148,0	1,9	-1,7	-3,9	-10,9	
Bosque pantanoso de palmas de la llanura aluvial del sur de la Amazonia	289,4	291,4	289,7	282,8	276,1	0,7	-0,6	-3,0	-5,3	
Bosque siempreverde estacional de la penillanura del suroeste de la Amazonia	16592,1	16553,6	16397,6	15962,6	15745,9	-0,2	-0,9	-3,6	-4,9	
Bosque siempreverde subandino del suroeste de la Amazonia	1258,7	1598,6	1552,2	1535,3	1490,6	27,0	-2,9	-4,0	-6,8	
Complejo de vegetación sucesional riparia de aguas blancas de la Amazonia	173,0	169,8	160,5	157,3	148,7	-1,8	-5,5	-7,4	-12,4	
Herbazal pantanoso de la llanura aluvial de la alta Amazonia	57,9	59,4	57,0	53,5	47,0	2,6	-4,0	-9,9	-20,9	
Sabanas arboladas y arbustivas de la alta Amazonia sobre suelos anegables	16,7	17,2	16,4	16,4	16,4	3,4	-4,8	-4,8	-4,8	
Pando										
Bosque aluvial de aguas negras estancadas del sur de la Amazonia	4567,4	4745,6	4736,5	4722,2	4700,7	3,9	-0,2	-0,5	-0,9	
Bosque bajo esclerofilo de arenas blancas del centro sur de la Amazonia	4243,1	4300,8	4252,0	4242,5	4154,2	1,4	-1,1	-1,4	-3,4	
Bosque con Bambú del suroeste de la Amazonia	260,6	271,8	271,3	264,5	262,6	4,3	-0,2	-2,7	-3,4	
Bosque de arroyos de aguas claras del suroeste de la Amazonia	2883,4	2972,9	2961,5	2953,5	2936,2	3,1	-0,4	-0,7	-1,2	
Bosque de palmas del centro-sur de la Amazonia	4968,1	5032,3	4977,6	4944,1	4815,9	1,3	-1,1	-1,8	-4,3	
Bosque de tierra firme depresionada del sur de la Amazonia	2192,7	2283,9	2280,3	2268,4	2259,7	4,2	-0,2	-0,7	-1,1	
Bosque del piedemonte del suroeste de la Amazonia	366,0	390,9	390,9	390,9	390,9	6,8	0,0	0,0	0,0	
Bosque inundable de la llanura aluvial de ríos de aguas blancas del suroeste de la Amazonia	841,4	925,6	918,4	918,8	908,0	10,0	-0,8	-0,7	-1,9	
Bosque inundable de la llanura aluvial de ríos de aguas negras del centro-sur de la Amazonia	467,7	499,6	494,9	491,5	483,4	6,8	-0,9	-1,6	-3,2	
Bosque inundable y vegetación riparia de aguas mixtas de la Amazonia	1112,0	1309,5	1303,2	1292,7	1274,0	17,8	-0,5	-1,3	-2,7	
Bosque inundable y vegetación riparia de aguas negras del suroeste de la Amazonia	560,5	612,2	611,8	611,3	610,8	9,2	-0,1	-0,1	-0,2	
Bosque inundado por aguas blancas estancadas del suroeste de la Amazonia	2929,8	3087,0	3083,6	3074,3	3066,2	5,4	-0,1	-0,4	-0,7	
Bosque pantanoso de palmas de la llanura aluvial del sur de la Amazonia	619,7	638,3	635,0	631,9	625,1	3,0	-0,5	-1,0	-2,1	
Bosque siempreverde estacional de la penillanura del suroeste de la Amazonia	32100,4	33313,3	33063,2	32822,8	32412,1	3,8	-0,8	-1,5	-2,7	
Complejo de bosques y vegetación riparia de aguas blancas del Beni	28,1	31,8	25,1	29,8	21,9	12,8	-20,8	-6,3	-31,1	
Complejo de vegetación sucesional riparia de aguas blancas de la Amazonia	3010,3	3131,6	3103,6	3093,1	3040,0	4,0	-0,9	-1,2	-2,9	
Complejo del Cerrado del Beni norte	358,8	411,9	409,8	395,6	391,0	14,8	-0,5	-3,9	-5,1	
Herbazal pantanoso de la llanura aluvial de la alta Amazonia	786,0	855,7	842,1	841,5	820,8	8,9	-1,6	-1,7	-4,1	
Sabanas arboladas y arbustivas de la alta Amazonia sobre suelos anegables	279,8	363,1	351,5	354,4	341,4	29,8	-3,2	-2,4	-6,0	
Vegetación acuática y palustre neotropical de la Chiquitania y el Beni	1,5	2,6	2,6	2,5	2,5	71,4	-0,1	-3,8	-5,1	

Tabla 6. Proyecciones de cambio en la cobertura remanente de los sistemas ecológicos de las tres áreas de interés en base a las relaciones identificadas por el modelo RLM. La diferencia en % se basa en la comparación con lo observado para el modelo base y con el modelo base para los tres escenarios.

gobiernos locales va a jugar un papel clave en la gestión de los impactos observados y propuestos. Ya que los focos de presión son poblaciones que crecen rápidamente, es obvio que la generación de capacidades de gestión del territorio en las instituciones que lo manejan, en general gobiernos locales, es un elemento clave en la gestión de la deforestación asociada. Más allá de esto, la informalidad de los sistemas productivos de la mayor parte de la amazonia oeste implica que son condiciones estructurales, más que

regulatorias, las que definen los resultados de este desarrollo. La importancia general de los factores de tenencia en general (Tabla 3) refuerza la noción de que las economías basadas en conceptos de conservación, por ejemplo la castañera en Madre de Dios y Pando, son un factor conservación importante y lo serían, por lo tanto, políticas que apoyan su expansión. Esto sugiere la necesidad de mecanismos de mercado para mejorar el balance de conservación local, y especialmente urbano y peri-urbano.

BIBLIOGRAFIA

Andersen, L. E., Clive W. J. Granger, Eustaquio J. Reis, Diana Weinhold, and Sven Wunder. 2002. *The Dynamics of Deforestation and Economic Growth in the Brazilian Amazon*, Cambridge Univ. Press.

Bian, L., & West, E. (1997). GIS modeling of elk calving habitat in a prairie environment with statistics. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 63, 161–167.

Carr, D. 2004. Proximate population factors and deforestation in Tropical Agricultural Frontiers. *Population and Environment* 25(6), 585-612.

Chomitz, K. M., & Gray, D. A. (1996). Roads, land use and deforestation: A spatial model applied to Belize. *World Bank Economic Review*, 10, 487–512.

De Bello, F., Lavorel, S., Díaz, S., Harrington, R., Bardgett, R., Berg, M. et al. (2010) Functional traits underlie the delivery of ecosystem services across different trophic levels. *Biodiversity and Conservation*, 143, 2873– 2893.

Doll, C., J. Muller & J. Morley (2006). Mapping regional economic activity from night-time light satellite imagery. *Ecological Economics*. (57) 75-92

Ebener, S., C. Murray, A. Tandon & C. Elvidge (2005) From wealth to health: modeling the distribution of income per capita at the sub-national level using nighttime lights imagery. *International Journal of Health Geographics*, 4:5.

Eva, H., A. Belward, E. De Miranda, C. Di Bella, V. Gond, O. Huber, S. Jones, M. Sgrenzaroli & S. Fritz (2004). A land cover map of South America. *Global Change Biology* 10, 731–744.

Huang, Q. H., Cai, Y. L., & Peng, J. (2007). Modeling the spatial pattern of farmland using GIS and multiple logistic regression: a case study of Maotiao River basin, Guizhou Province China. *Environmental Modeling and Assessment*, 12, 55–61.

Keese, J., Mastin, T., & Yun, D. (2007). Identifying and assessing tropical montane forests on the eastern flank of the Ecuadorian Andes. *Journal of Latin American Geography*, 6, 63–84.

Lambin, E. F., Geist, H., & Lepers, E. (2003). Dynamics of land use and cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources*, 28, 205–241.

Lopez, S. & R. Sierra, A resource demand model of indigenous production: The Jivaroan cultivation systems of Western Amazonia, *Agricultural Systems*, In Press, ISSN 0308-521X, DOI: 10.1016/j.agsy.2010.10.003.

López, S., & Sierra, R. (2010). Agricultural change in the Pastaza River Basin: A spatially explicit model of native Amazonian cultivation. *Applied Geography* 30(2010): 355-369.

Lorena, R., & Lambin, E. (2009). The spatial dynamics of deforestation and agent use in the Amazon. *Applied Geography*, 23(2), 171–181.

Ludeke, A. K., Maggion, R. C., & Reid, L. M. (1990). An analysis of anthropogenic deforestation using logistic regression and GIS. *Journal of the Environment*, 31, 247–259.

Mertens, B., & Lambin, E. F. (2000). Land-cover-change trajectories in Southern Cameroon. *Annals of the Association of American Geographers*, 90(3), 467–494.

Messina, J., & Walsh, S. (2001). 2.5D Morphogenesis: modeling land use and land cover dynamics in the Ecuadorian Amazon. *Plant Ecology* 156, 75-88.

Moreno, N., Quintero, R., Ablan, M., et al. (2007). Biocomplexity of deforestation in the Caparo tropical forest reserve in Venezuela: An integrated multi-agent and cellular automata model. *Environmental modeling and Software* 22, 664-673.

Pereira, J. M. C., & Itami, R. M. (1991). GIS-based habitat modeling using regression multiple regression: a study of the Mt. Graham red squirrel. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 57, 1475–1486.

Perz, S. G. (2002). Population growth and net migration in the Brazilian legal Amazon 1970–1996. In C. H. Wood, & R. Porro (Eds.), *Deforestation and land use in the Amazon* (pp. 107–129). Gainesville: University of Florida Press.

Pichón, F. (1997). Colonist land-allocation decisions, land use, and deforestation in the Ecuadorian Amazon frontier. *Economic Development and Cultural Change*, 45, 707–744.

Rudel, T. K. (2000). Organizing for sustainable development: Conservation organizations and the struggle to protect tropical rain forests in Esmeraldas, Ecuador. *Ambio*, 29, 78–82.

Rudel, T. K., Bates, D., & Machinguashi, R. (2002). Ecologically noble Amerindians? Cattle ranching and cash cropping among Shuar and colonists in Ecuador. *Latin American Review*, 37, 144–159.

Sierra, R. (2000). Dynamics and Patterns of Deforestation in the Western Amazon: The Napo Deforestation Front, 1986-1996. *Applied Geography* 20(1):1-16.

Sierra, R. (2006). From national to global planning for biodiversity conservation. Examining the regional efficiency of national protected area networks in the tropical Andes. In K. Zimmerer (Ed.) *Globalization and the New Geographies of Environmental Conservation*. Chicago: The University of Chicago Press. Pgs 212- 229.

Sierra, R., & Russman, E. (2006). On the efficiency of environmental service payments: A forest conservation assessment in the Osa Peninsula, Costa Rica. *Ecological Economics*, 59, 131–141.

Soares-Filho, B., Cerqueira, G., & Lopes, C. (2002). —a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modeling* 154, 217- 235.

Souza-Soler, L., Esacada, M. I., & Verburg, P. (2009). Quantifying deforestation and secondary forest determinants for different spatial extents in an Amazonian colonization frontier (Rondonia). *Applied Geography*, 29(2), 182–193.

Vance, C., & Geoghegan, J. (2004). Modeling the determinants of semi-subsistent and commercial land uses in an agricultural frontier in Southern Mexico: a switching approach. *International Regional Science Review*, 27(3), 326–347.

Walsh, S., Messina, J., Mena, C., Malanson, G., & Page, P. (2008). Complexity theory, spatial simulations models, and land use dynamics in the Northern Ecuadorian Amazon. *Geoforum* 39, 867-878.

White, R. (1998). Cities and cellular automata. *Discrete Dynamics in Nature and Society*, 2, 111-125.

ANEXOS

ANEXO 1. Metodología de clasificación de imágenes MODIS empleada para elaborar el mapa de cobertura de las zonas de interés en Madre de Dios, Perú, y Pando, Bolivia.

ANEXO 2. Costos de transporte utilizados para estimar las distancias ponderadas hacia los tres tipos de destinos.

Los costos de transporte fueron medidos en campo en las carreteras de las zonas de interés en Madre de Dios, Perú, y Pando, Bolivia. Se seleccionaron al azar 8 muestras de carreteras o las disponibles si y se calculó para cada segmento la velocidad promedio. A la velocidad medida se aplicó una penalidad por el tamaño del vehículo usado para tomar la muestra, bajo la presunción que vehículos de carga, que son los que interesan, viajan a una velocidad menor. Este es el costo de transporte. Se probaron ponderaciones de costo en tiempo por metro basado en la economías de escala de transporte (no la velocidad, sino el volumen).

Superficie	Muestra 1 (Km/h)	Muestra 2 (Km/h)	Muestra 3 (Km/h)	Muestra 4 (Km/h)	Muestra 5 (Km/h)	Muestra 6 (Km/h)	Muestra 7 (Km/h)	Muestra 8 (Km/h)
Carreteras pavimentadas	54,4	101,0	87,9	82,8	81,0	82,9	80,1	62,5
Carreteras sin pavimentar clase 1	49,3	34,0	35,8	47,6	46,5	48,8	51,2	58,4
Urbano 16,0	19,5	16,3	24,3	22,2	20,2	13,8	22,2	
Carreteras sin pavimentar clase 2	14,5	17,5	11,1					
Agricultura								
Rio (Gabarras)	7,0	4,3	5,0					
Vegetación Natural No Inundable								
Rio (Sin Gabarras)								
Vegetación Natural Inundable								
	Velocidad Promedio	Penalidad (Tamaño Vehículo)	Velocidad KmH	Velocidad Mts/H	Segundos/Hora	Velocidad 1 Modelo seg/metro	Penalidad (Economías de escala)	Velocidad 2 Modelo seg/metro
Carreteras pavimentadas	78,6	0,2	62,9	62910,2	3600,0	0,1	1,0	0,1
Carreteras sin pavimentar clase 1	46,5	0,2	37,2	37160,0	3600,0	0,1	0,8	0,1
Urbano	19,3	0,2	15,5	15450,0	3600,0	0,2	1,0	0,2
Carreteras sin pavimentar clase 2	14,5	0,0	14,5	14500,0	3600,0	0,2	0,5	0,5
Agricultura	8,0	0,0	8,0	8000,0	3600,0	0,5	0,1	4,5
Rio (Gabarras)	5,4	0,0	5,4	5436,7	3600,0	0,7	1,0	0,7
Vegetación Natural No Inundable	2,0	0,0	3,0	3000,0	3600,0	1,2	0,1	12,0
Rio (Sin Gabarras)	3,0	0,0	3,0	3000,0	3600,0	1,2	0,1	12,0
Vegetación Natural Inundable	1,0	0,0	1,0	1000,0	3600,0	3,6	0,1	36,0

ANEXO 3. Estadísticas descriptivas de las variables usadas en los modelos RLM.

	Alias	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
** Cobertura del Suelo (Bosque= 0; No Bosque=1)	La(x,y)	0.00	1.00	--	--
* Distancia a Ríos (km)	DstRio	0.00	34.93	8.80	6.29
* Intensidad Poblacional	IntPob	0.01	15.29	4.17	3.61
* Costo-distancia a centros urbanos (hora)	CstDstMer	0.00	14.61	3.96	3.12
* Costo-distancia a vías (hora)	CstDstVia	0.00	14.25	3.64	3.01
* Comunidad Indígena (Si= 1; No = 0)	TenTierra(1)	0.00	1.00	--	--
* Area Protegida (Si = 1; No = 0)	TenTierra(2)	0.00	1.00	--	--
* Irregularidad (sqrt(log grados))	IrregTer	0.00	6.30	1.14	1.00
N= 10142					
** Variable dependiente	** Variable independiente				

Tabla 3.1: Estadísticas descriptivas para la muestra de la zona de estudio en San Martín, Perú.

	Alias	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
** Cobertura del Suelo (Bosque= 0; No Bosque=1)	La(x,y)	0.00	1.00	--	--
* Distancia a Ríos (km)	DstRio	0.00	40.23	10.98	7.93
* Intensidad Poblacional	IntPob	0.00	0.54	0.08	0.12
* Costo-distancia a centros urbanos (hora)	CstDstMer	0.00	31.23	11.04	8.03
* Costo-distancia a vías (hora)	CstDstVia	0.00	32.46	9.98	7.52
* Tierra comunitaria (Si= 1; No = 0)	TenTierra(1)	0.00	1.00	--	--
* Area Protegida (Si = 1; No = 0)	TenTierra(2)	0.00	1.00	--	--
* Predios de Producción de Castañas (Si= 1; No = 0)	TenTierra(3)	0.00	1.00	--	--
* Irregularidad (sqrt(log grados))	IrregTer	-2.35	1.37	-0.45	0.57
N= 7447					
** Variable dependiente	** Variable independiente				

Tabla 3.2: Estadísticas descriptivas para la muestra de la zona de estudio en Madre de Dios, Perú.

	Alias	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
** Cobertura del Suelo (Bosque= 0; No Bosque=1)	La(x,y)	0.00	1.00	--	--
* Distancia a Ríos (km)	DstRio	0.00	36.37	9.40	7.12
* Intensidad Poblacional	IntPob	0.00	0.92	0.08	0.15
* Costo-distancia a centros urbanos (hora)	CstDstMer	0.00	36.71	11.47	8.14
* Costo-distancia a vías (hora)	CstDstVia	0.00	31.55	8.26	7.04
* Tierra comunitaria (Si= 1; No = 0)	TenTierra(1)	0.00	1.00	--	--
* Area Protegida (Si = 1; No = 0)	TenTierra(2)	0.00	1.00	--	--
* Predios de Producción de Castañas (Si= 1; No = 0)	TenTierra(3)	0.00	1.00	--	--
* Irregularidad (sqrt(log grados))	IrregTer	-3.50505	0.78	-0.68	0.46
N= 12507					
** Variable dependiente	** Variable independiente				

Tabla 3.3: Estadísticas descriptivas para la muestra de la zona de estudio en Pando, Bolivia.

ANEXO 4. Coeficientes de los modelos RLM para cada zona y la región.

Los modelos presentan resultados interesantes y consistentes entre sí y responden a nuestras expectativas a priori. Los resultados del modelo RLM tanto para las dos zonas de Perú como para la zona de Bolivia se encuentran en las Tablas 4, 5, y 6 respectivamente. Estas tablas presentan los valores de los parámetros estimados con su correspondiente error típico, estadístico de Wald, y probabilidad de significancia. Las tablas también muestran los resultados de la prueba Hosmer y Lemeshow para mostrar que tan bien se ajustan los modelos a los datos empíricos. Según este test, los modelos tienen ciertas limitaciones en el ajuste a las observaciones ya que el estadístico Chi-cuadrado es significativamente distinto del teórico (Sig. = 0.000) en los tres casos. Esto pudiese estar relacionado con el nivel predictivo de las variables independientes y se refleja en los valores relativamente bajos de los coeficiente R2 de Nagelkerke.

	B	E.T.	Wald	gl	Sig.	Exp(B)
IntPob	0.1224	0.01	127.42	1	0.0000	*** 1.1302
CstDstMer	-0.3029	0.00	81.21	1	0.0000	*** 0.7386
CstDstVia	-0.1924	0.00	31.94	1	0.0000	*** 0.8249
IrregTer	0.0967	0.03	8.17	1	0.0043	** 1.1015
TenTierra(2)	-1.9689	0.12	287.41	1	0.0000	*** 0.1396
TenTierra(1)	-0.7215	0.10	51.83	1	0.0000	*** 0.4860
Constante	0.7137	0.08	75.84	1	0.0000	*** 2.0416
*** Significativo al nivel 0.001			* Significativo al nivel 0.05			
Prueba de Hosmer y Lemeshow						
Chi-cuadrado	Grados de libertad	Sig.				
61.62	8	0.0000				
R2 de Nagelkerke = 0.50						

Tabla 4.1: Resultados de la RLM y del test de Hosmer y Lesmehow para evaluar el ajuste del modelo para la zona de estudio en San Martín, Perú.

	B	E.T.	Wald	gl	Sig.	Exp(B)
IntPob	1.7522	0.44	15.54	1	0.0001	*** 5.7673
TenTierra(1)	-1.5795	0.48	10.81	1	0.0010	** 0.2061
TenTierra(3)	-0.5280	0.23	5.45	1	0.0196	* 0.5898
CstDstMer	-0.9300	0.07	205.20	1	0.0000	*** 0.3950
Constante	-0.2341	0.15	2.47	1	0.1162	0.7913
*** Significativo al nivel 0.001		** Significativo al nivel 0.01		* Significativo al nivel 0.05		
Prueba de Hosmer y Lemeshow						
Chi-cuadrado	Grados de libertad	Sig.				
34.85	8.00	0.00003				
R2 de Nagelkerke = 0.50						

Tabla 4.2: Resultados de la RLM y del test de Hosmer y Lesmehow para evaluar el ajuste del modelo para la zona de estudio en Madre de Dios, Perú.

	B	E.T.	Wald	gl	Sig.	Exp(B)
CstDstMer	-0.2740	0.02	222.42	1	0.0000 **	0.7600
CstDstVia	-0.0590	0.01	49.88	1	0.0000 **	0.9427
IntPob	2.2575	0.22	101.92	1	0.0000 **	9.5592
IrregTer	1.1109	0.13	68.31	1	0.0000 **	3.0370
DstRio	-0.00002	0.00	5.63	1	0.0176 *	0.9821
Constante	-0.3321	0.16	4.11	1	0.0426 *	0.7174
*** Significativo al nivel			* Significativo al nivel			
0.001	0.05					
Prueba de Hosmer y Lemeshow						
Chi-cuadrado	Grados de libertad	Sig.				
43.38	8	0.0000				
R2 de Nagelkerke = 0.34						

Tabla 4.3: Resultados de la RLM y del test de Hosmer y Lesmehow para evaluar el ajuste del modelo para la zona de estudio en Pando, Bolivia.

ANEXO 5. Matrices de confusión para las tres zonas de interés y región.

Los modelos logísticos fueron evaluados de dos formas. Las Tablas 5.1, 5.2 y 5.3 muestran los resultados de la primera evaluación usando una matriz de error con la probabilidad media como punto de corte en el esquema binario de clasificación. Para el área de interés en Madre de Dios, Perú, el porcentaje de precisión global es del 95.20% para los datos no usados en la calibración del modelo. El porcentaje de celdas correctamente clasificadas como no-bosque es del 60.80 % y de las clasificadas como bosque de 97.10%. Para la zona de San Martín, el porcentaje global es un poco menor (81.16%), aunque mayor que el anterior para la celdas clasificadas como no-bosque (65.50%), y de 91.80% para aquellas clasificadas como bosque. Para la zona de interés en Pando, Bolivia, el porcentaje global alcanza el 93.10 %. La precisión del modelo para predecir correctamente zonas deforestadas alcanza el 52.24 %, y 95.45 % para las clasificadas como bosque.

Las **Tablas 5.4, 5.5 y 5.6** presentan los resultados de la segunda evaluación (curva COR) para determinar la precisión del modelo en base a una serie de puntos de corte en la curva de probabilidad. Por ejemplo, para Madre de Dios, usando una probabilidad media predicha de deforestación de 0.34 como punto de corte entre las categorías de bosque y no-bosque, se obtiene que aproximadamente el 60% de observaciones de no-bosque estarían correctamente predichas y alrededor del 3% de las observaciones clasificadas como bosque estarían incorrectamente predichas como zonas de no-bosque. Para la zona de San Martín, con una probabilidad media de 0.63, 65% de las celdas estarían bien clasificadas mientras que el 9% de las celdas de bosque estarían incorrectamente predichas como áreas de no-bosque. Para la zona de Pando, usando una probabilidad predicha de 0.23 como punto de corte, se obtiene que alrededor del 50% de las celdas clasificadas como no-bosque serían correctamente predichas mientras que el 5% de las celdas de bosque estarían incorrectamente predichas como áreas de no-bosque. Mediante el uso de las coordenadas de la curva COR es posible darse cuenta de cuales puntos de corte podrían mejorar la capacidad predictiva del modelo logístico.

Las **Figuras 5.1, 5.2, y 5.3** muestran estos resultados gráficamente como una curva continua. En general, mientras más cerca esté la curva de la esquina superior izquierda del gráfico, mejor es el ajuste del modelo a los datos observados.

Observado		Pronosticado					
		Casos seleccionados			Validación		
		Cobertura del Suelo		Porcentaje correcto	Cobertura del Suelo		Porcentaje correcto
		0	1		0	1	
Cobertura del Suelo	0	4619	494	90.20	1135	102	91.80
	1	1139	1958	63.20	265	504	65.50
Porcentaje global				79.90			81.70
Probabilidad media es 0.63							

Tabla 5.1: Matriz de error para la evaluación del esquema de clasificación binaria para la zona interés en Madre de Dios, (Perú)

Observado		Pronosticado					
		Casos seleccionados			Validación		
		Cobertura del Suelo		Porcentaje correcto	Cobertura del Suelo		Porcentaje correcto
		0	1		0	1	
Cobertura del Suelo	0	5474	169	97.01	1399	42	97.10
	1	120	172	58.90	34	48	60.80
Porcentaje global				95.10			95.20
Probabilidad media es 0.34							

Tabla 5.2: Matriz de error para la evaluación del esquema de clasificación binaria para la zona de San Martín (Perú)

Observado		Pronosticado					
		Casos seleccionados			Validación		
		Cobertura del Suelo		Porcentaje correcto	Cobertura del Suelo		Porcentaje correcto
		0	1		0	1	
Cobertura del Suelo	1	9041	455	95.21	2222	106	95.45
	2	289	260	47.36	64	70	52.24
Porcentaje global				92.59			93.24
Probabilidad media es 0.23							

Tabla 5.3: Matriz de error para la evaluación del esquema de clasificación binaria para la zona de Bolivia

Positivo si es mayor o igual a 1	Sensibilidad	Especificidad
0.00	1.00	1.00
0.10	0.97	0.56
0.20	0.92	0.40
0.30	0.86	0.30
0.40	0.80	0.23
0.50	0.73	0.16
0.60	0.64	0.09
0.70	0.51	0.05
0.80	0.31	0.03
0.90	0.07	0.01
1.00	0.00	0.00
Area bajo la curva: 0.87		

Tabla 5.4: Coordenadas de la curva COR para la evaluación del esquema de clasificación usando varios puntos de corte para el modelo logístico de la zona sur-oriental del Perú.

Positivo si es mayor o igual a 1	Sensibilidad	Especificidad
0.00	1.00	1.00
0.10	0.97	0.56
0.20	0.92	0.40
0.30	0.86	0.30
0.40	0.80	0.23
0.50	0.73	0.16
0.60	0.64	0.09
0.70	0.51	0.05
0.80	0.31	0.03
0.90	0.07	0.01
1.00	0.00	0.00
Area bajo la curva: 0.87		

Tabla 5.5: Coordenadas de la curva COR para la evaluación del esquema de clasificación usando varios puntos de corte para el modelo logístico de la zona de San Martín (Perú).

Positivo si es mayor o igual a 1	Sensibilidad	Especificidad
0.00	1.00	1.00
0.01	0.95	0.46
0.10	0.67	0.13
0.20	0.48	0.05
0.30	0.33	0.02
0.40	0.24	0.01
0.50	0.16	0.00
0.60	0.08	0.00
0.70	0.03	0.00
0.80	0.00	0.00
1.00	0.00	0.00
Area bajo la curva: 0.87		

Tabla 5.6: Coordenadas de la curva COR para la evaluación del esquema de clasificación usando varios puntos de corte para el modelo logístico de la zona de Bolivia.

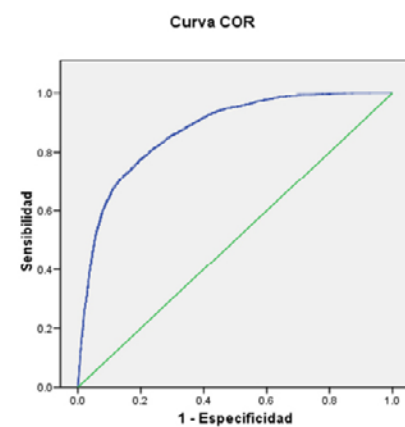


Figura 5.1: Curva COR para la evaluación de Sensibilidad y Especificidad del modelo logístico para la zona de interés en Madre de Dios, Perú.

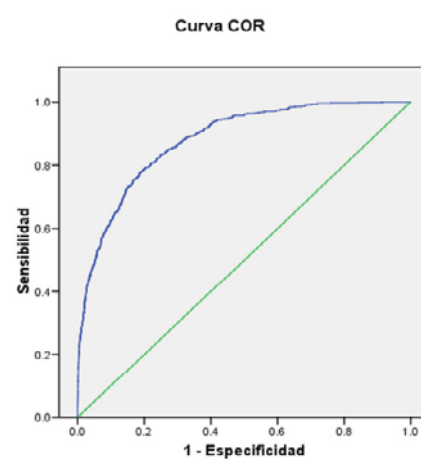


Figura 5.2: Evaluación de las predicciones espaciales del modelo de regresión logística para la zona de interés en San Martín, Perú.

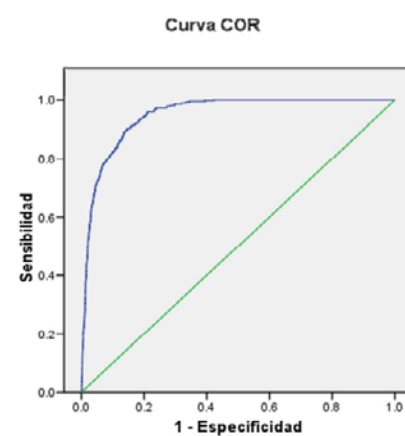


Figura 5.3: Evaluación de las predicciones espaciales del modelo de regresión logística para la zona de interés en Pando, Bolivia.

Con el auspicio de:

MACARTHUR
The John D. and Catherine T. MacArthur Foundation

