

Escenarios de deforestación en el gran paisaje Madidi-Tambopata

LILIAN PAINTER, TEDDY MARCELO SILES,
ARIEL REINAGA Y ROBERT WALLACE

Escenarios de deforestación en el gran paisaje Madidi-Tambopata

LILIAN PAINTER, TEDDY MARCELO SILES,
ARIEL REINAGA Y ROBERT WALLACE

El Pueblo Tacana mantiene tradiciones de uso de sus recursos y territorio que son compatibles con los objetivos de conservación de la biodiversidad. Su experiencia de gestión territorial incluye procesos de planificación técnica y espacial del territorio, de estructuración y aplicación de instrumentos de fortalecimiento institucional y de ejecución de proyectos de manejo de recursos naturales. Este estudio presenta datos concretos a favor de hacer de los pueblos indígenas activos participantes en el desarrollo de iniciativas para reducir la pérdida boscosa, a través de su fortalecimiento para la gestión forestal descentralizada, con resultados de mitigación, adaptación y manejo integral de los bosques.

Título: Escenarios de deforestación en el Gran Paisaje Madidi-Tambopata

Primera edición: Noviembre de 2013

Editor: Consejo Indígena del Pueblo Tacana (CIPTA) y Wildlife Conservation Society (WCS)

Directorio de CIPTA:

Nicolás Cartagena –Presidente

Yovani Delgadillo –Vicepresidente

Herman Chuqui –Secretario de Economía y Desarrollo

Fátima Serato –Secretaria de Educación, Salud y Deportes

Ayza Terrazas –Secretario de Tierra, Territorio y Autonomía

Marcelo Marupa –Secretario de Recursos Naturales y Medio Ambiente

Sergio Quenevo –Secretario de Comunicación e Investigación

Delia Cartagena –Secretaria de Género, Turismo y Cultura

Autores: Lilian Painter, Teddy Marcelo Siles, Ariel Reinaga y Robert Wallace

Fotografía de tapa: ©Mileniusz Spanowicz–WCS, SERNAP, RBTCO Pilón Lajas, CRTM

Diseño y diagramación: SALINASANCHEZ

Citación sugerida: Painter, L., T.M., Siles, A. Reinaga & R. Wallace. 2013. Escenarios de deforestación en el Gran Paisaje Madidi-Tambopata. Consejo Indígena del Pueblo Tacana y Wildlife Conservation Society. La Paz, Bolivia.

Depósito legal:

ISBN:

Impreso en: Bolivia

Esta publicación fue realizada en el marco del Programa de Conservación “Gran paisaje Madidi-Tambopata” de Wildlife Conservation Society, y fue posible gracias al apoyo financiero de la Fundación John D. y Catherine T. MacArthur, el Fondo Blue Moon y la Fundación de Gordon y Betty Moore.

Dirección de contacto:

Wildlife Conservation Society

C/Gabino Villanueva 340, Calacoto

La Paz, Bolivia

Tel: (591-2) 2117969-2770565

www.wcsbolivia.org

ÍNDICE

I. Antecedentes	5
II. Área de Estudio	9
III. Métodos	13
a) Identificación de tasas históricas de pérdida de cobertura vegetal	13
b) Identificación de los diferentes factores promotores de la deforestación	14
- Distancia a poblaciones o centros poblados	14
- Distancia a caminos	16
- Distancia a ríos	16
- Elevación y pendiente	16
c) Modelamiento de los probables escenarios de deforestación	16
IV. Resultados	21
a) Identificación de tasas históricas de pérdida de cobertura vegetal	21
b) Identificación de los diferentes factores promotores de la deforestación	21
c) Modelamiento de los probables escenarios de deforestación	23
- Impactos de la deforestación	28
V. Discusión	35
Referencias	37



Jaguar (*Panthera onca*) ©Mileniusz Spanowicz-WCS, SERNAP, PNANMI Madidi

I. Antecedentes

La pérdida de los bosques tropicales es uno de los principales problemas ambientales del momento, debido al acelerado avance de la deforestación, su significancia en términos de biodiversidad, servicios ambientales y la importancia de los bosques como espacios de vida y desarrollo cultural de numerosos pueblos indígenas (Myers *et al.*, 2000). En el contexto del cambio climático, los bosques tropicales cobran aún más importancia ya que su destrucción representa el 20% del total de las emisiones antropogénicas de carbono (Van der Werf *et al.*, 2009). Por lo cual su conservación se constituye en una de las principales estrategias globales para la mitigación del cambio climático y adaptación al mismo (Stern, 2007; FAO, 2010).

La conservación de los bosques mantiene la integridad ecosistémica, permite que las aguas de inundaciones se dispersen y se estabilicen los suelos, reduciendo los riesgos de deslizamientos. Los bosques también conservan cuencas y reducen la expansión de fuegos. La conservación de prácticas agrícolas indígenas mantiene la diversidad de variedades de semillas y cultivos, que a la vez mantienen valores de adaptación a sequías e inundaciones (Dudley & Stolton, 2003; FAO, 2010). Los ecosistemas saludables también protegen a la población humana de la expansión de enfermedades transmitidas por insectos y los bosques conservan medicinas tradicionales (Chivian, 2002). El manejo sostenible de grandes extensiones de ecosistemas intactos protege poblaciones de fauna, suficientemente grandes como para so-

brevivir en el tiempo y ante los cambios climáticos futuros, que a la vez son la base proteínica de muchos grupos indígenas amazónicos (Dudley, 2010). Adicionalmente, existe la oportunidad de generar sinergias entre los objetivos ambientales de adaptación y mitigación al cambio climático y los objetivos de desarrollo, a través de actividades productivas, como el manejo forestal maderable y no maderable. Esta visión integral de los múltiples valores del bosque, en contraste con una mercantilización de sus componentes, es la base de la propuesta boliviana para promover el rol de los bosques en la mitigación y adaptación al cambio climático (Mecanismo Conjunto de Mitigación y Adaptación para el Manejo Integral y Sustentable de los Bosques y la Madre Tierra, Estado Plurinacional de Bolivia, 2012).

Sin embargo, así como existen sinergias entre actividades productivas y la conservación de bosques, los impactos inducidos de caminos y otras obras de infraestructura pueden promover la pérdida de bosques, junto con diferentes factores biofísicos, sociales y económicos (Laurance *et al.*, 2002). Bolivia se encuentra entre los diez países con mayores tasas de pérdida absoluta de cobertura boscosa en todo el planeta (FAO, 2010). Esto se debe a un incremento de más de siete veces en los índices de cambio de cobertura desde la década de los 70s, cuando se perdían aproximadamente 42.500 hectáreas al año (Killeen *et al.*, 2008). Estas tasas continúan incrementándose, pero mucho más gradualmente que en la última década (FAN,

2012). Las principales causas para la conversión de bosque son: (i) habilitación de áreas para la agroindustria, (ii) conversión de bosque en pasturas y, en menor grado, (iii) expansión de las áreas para la agricultura de subsistencia; y los principales promotores de estas actividades son los grandes proyectos de desarrollo o infraestructura (Killeen, 2007; FAN, 2012).

En el norte de La Paz también se puede evidenciar un incremento de las áreas deforestadas destinadas a la agricultura y ganadería. Éstas se encuentran a lo largo de los caminos principales y fueron abiertas primero a la colonización, siguiendo la ruta La Paz-Rurrenabaque que atraviesa los Yungas. Esta zona presenta una considerable pérdida del bosque por parte de la progresión de los asentamientos agrícolas de productores provenientes de las tierras altas y, posteriormente, por una transición hacia la ganadería. Sin embargo, en la zona de Iturrealde, en la punta de lanza de la franja de colonización, el área deforestada es menor y las actividades ganaderas son todavía incipientes.

Müller y colaboradores (2013) evaluaron las tasas de deforestación de diferentes categorías de manejo en Bolivia y encontraron que si bien las áreas protegidas, concesiones forestales y territorios indígenas eran efectivos en la reducción de la expansión de la agricultura mecanizada, no lo eran en la reducción de la expansión de la agricultura de subsistencia y la ganadería. Este mismo estudio también estableció que la agricultura mecanizada ha sido responsable del 53,7% de las 1.88 millones de hectáreas deforestadas entre 1992-2004; la ganadería del 27,4% y la agricultura de subsistencia del 18,9% de la pérdida de cobertura forestal.

El uso de sistemas de información geográfica, sensores remotos y análisis estadístico espacial nos permiten analizar la correlación entre las causas directas de la pérdida de cobertura boscosa. Este estudio busca comparar la efectividad de la gestión territorial en la provincia Iturrealde como alternativa al avance de la frontera agrícola, y proyectar cambios usando los patrones históricos hasta el 2021.



Ganadería ©Eleanor Briggs-WCS

II. Área de Estudio

Wildlife Conservation Society (WCS) trabaja en un área de intervención que denomina el Gran Paisaje Madidi-Tambopata y cuya extensión en Bolivia es de aproximadamente 90.000 km². Este paisaje se ubica al noroeste de Bolivia y al sudeste del Perú, en el flanco oriental de la cordillera andina. Se caracteriza por su variedad altitudinal (entre 180 y 6.100 m.s.n.m.), topográfica y climática, lo que ha dado lugar a la existencia de una diversidad de plantas y animales y a un alto número de especies endémicas. Dentro de Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrada Madidi, en el núcleo del paisaje, se estima la presencia de 12.000 especies de plantas vasculares, 1.100 especies de aves (el 11% de todas las aves del planeta) y cerca de 300 especies de mamíferos (SERNAP, 2012). La zona también consta de una variedad de unidades territoriales y está compuesta por cinco áreas protegidas, tres en Bolivia (Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado Madidi, Reserva de la Biosfera y Tierra Comunitaria de Origen Pilon Lajas y Área Natural de Manejo Integral Nacional Apolobamba) y dos en Perú (Reserva Nacional Tambopata y Parque Nacional Bahuaja Sonene); además de contar con dos áreas protegidas municipales y 9 territorios indígenas (ver Mapa 1).

El análisis descrito en esta publicación se enfoca en particular en el lado este del paisaje, en la provincia Iturrealde, en la zona donde se encuentra la colindancia entre el Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado Madidi (PNANMI

Madidi) y la Tierra Comunitaria de Origen Tacana (TCO Tacana). Específicamente en la zona a lo largo del camino de San Buenaventura-Alto Madidi. En esta zona podemos distinguir dos tipos de tenencia y gestión de la tierra; por un lado, las áreas bajo propiedad colectiva indígena dentro de la TCO Tacana y, por otro, las áreas tituladas a propietarios privados, la mayoría pequeños propietarios campesinos con propiedades menores a 50 hectáreas, aunque algunos propietarios mayores también están presentes. Actualmente, el 21% de las áreas no fiscales han sido tituladas a favor de la TCO Tacana, el 40% a favor de comunidades o pequeñas propiedades y el 39% a medianas propiedades o empresas agrícolas (INRA, 2013). Solamente la TCO Tacana tiene un avance importante en la promoción de prácticas sostenibles de manejo territorial. (MMNPT, 2011; CIPTA, 2002; CIPTA, 2007).

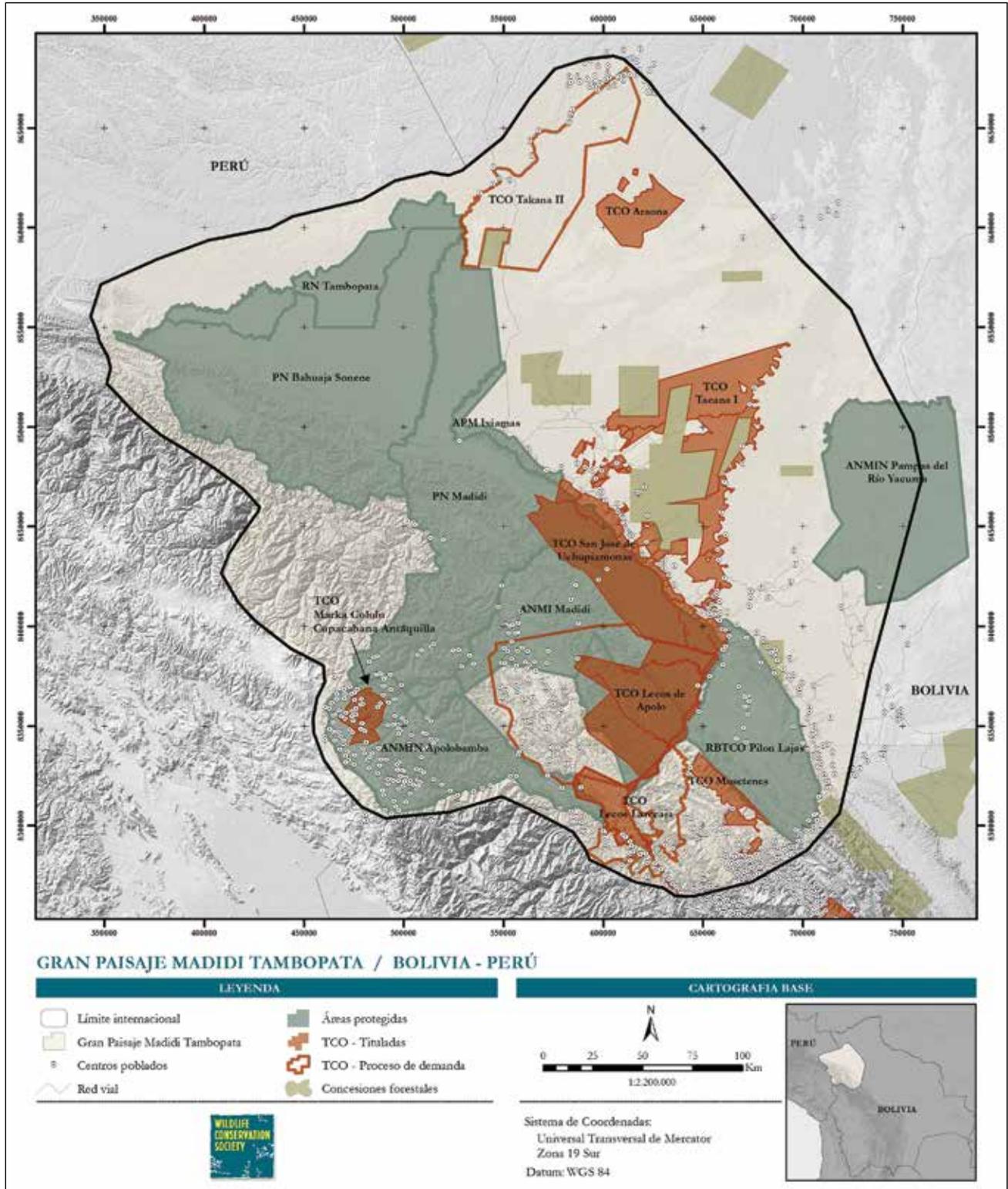
Hasta hoy, el pueblo tacana ha mantenido tradiciones de uso del espacio y de manejo de recursos naturales que son compatibles con los objetivos de conservación de la biodiversidad, por lo que existen coincidencias importantes con las áreas protegidas en el mantenimiento de cuencas, provisión de fauna, conservación de áreas para la recolección y extracción de recursos forestales, protección y valoración del patrimonio cultural. Durante los últimos 12 años, Wildlife Conservation Society ha contribuido al desarrollo de capacidades para la gestión territorial del pueblo tacana, bajo el liderazgo de su organización territorial representativa: el Concejo Indí-

gena del Pueblo Tacana (CIPTA), partiendo del apoyo brindado en obtener el título de propiedad sobre 389.340 hectáreas (CIPTA, 2007). Esta experiencia de gestión territorial incluye procesos de planificación técnica y espacial de los territorios, estructuración y aplicación de instrumentos de fortalecimiento institucional, y la ejecución de

proyectos de manejo de recursos naturales. Se desarrollaron metodologías participativas para la realización de diagnósticos comunales, el ordenamiento concertado del territorio, la planificación de las actividades y la elaboración de normas de acceso, uso y aprovechamiento de los recursos naturales renovables (CIPTA, 2002).



Palmar ©Mileniusz Spanowicz-WCS



MAPA 1. Área del Gran Paisaje Madidi-Tambopata



Bosque de piedemonte ©Eleanor Briggs-WCS

III. Métodos

El área de estudio descrita permite contrastar la deforestación en áreas con y sin gestión territorial, áreas dentro y fuera de la TCO Tacana, que comparten otras características de topografía, accesibilidad y distancia a centros poblados. Con este objetivo se usaron sistemas de información geográfica y análisis estadístico espacial para analizar la correlación entre diferentes condiciones geográficas y la pérdida de cobertura boscosa.

Para realizar esta correlación y el modelamiento de la pérdida de bosque hasta el 2021, se usó la herramienta de modelamiento Land Change Modeler for Ecological Sustainability® (LCM) (Eastman, 2009) dentro del software IDRISI Taiga® 16.5. Eastman (2010) identifica tres etapas para el modelamiento de probables escenarios de deforestación: la primera, es la identificación de tasas históricas de pérdida de cobertura vegetal; la segunda, es la identificación de los diferentes factores promotores de la deforestación; y finalmente, el modelamiento de los probables escenarios de deforestación futura. A continuación se detallan los pasos utilizados en cada una de estas etapas.

a) Identificación de tasas históricas de pérdida de cobertura vegetal

Se utilizaron imágenes satelitales Landsat Thematic Mapper™, obtenidas de la base de datos del Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE). La tabla 1 presenta los detalles de las imágenes según el Sistema de Referencia Mundial ([http://landsat.](http://landsat.gsfc.nasa.gov)

[gsfc.nasa.gov](http://landsat.gsfc.nasa.gov)). Las imágenes fueron registradas geográficamente utilizando imágenes Ortorectificadas obtenidas del Centro de Cobertura Global (Global Land Cover Facility, <http://glcf.umiaccs.umd.edu>). Las imágenes fueron corregidas geográficamente con un error medio cuadrático <28 m², o un píxel.

La clasificación de las imágenes se realizó con el módulo, de clasificación no supervisada del software ERDAS Imagine, utilizando 120 clases con 100 iteraciones y la combinación de bandas 4, 5 y 3 (Killeen *et al.*, 2005; Forrest, 2008), para maximizar el contraste entre áreas de bosque y no bosque. La metodología busca caracterizar la deforestación. Este procedimiento de clasificación no suele discriminar de manera directa las diferencias espectrales que existen dentro de una clase (debido a los distintos tipos de bosque), esto provoca que las firmas espectrales de cada tipo de cobertura se confundan o se mezclen. Por lo tanto, se realizó una segunda clasificación supervisada utilizando el conocimiento del área de estudio. Se identificaron seis tipos de cobertura del suelo en cada imagen: (i) sin datos, (ii) no bosque, (iii) bosque, (iv) cuerpos de agua, (v) pérdida de bosque y (vi) nubes o sombra. Una vez completada la clasificación de cada una de las 21 imágenes, se las agrupó por años y se armó un mosaico de toda el área para los tres años de análisis: 2005, 2008 y 2010.

De esta manera, se identificaron espacialmente las conversiones del bosque a otras coberturas del suelo entre el 2005 y el 2010. Para la estimación de

TABLA 1. Imágenes Landsat utilizadas para generar mapas de cobertura del suelo de los años de referencia 2005, 2008 y 2010

PATH	ROW	FECHA AÑO 1	FECHA AÑO 2	FECHA AÑO 3
1	68	16 junio 2005	11 agosto 2011	30 de junio 2010
1	69	4 septiembre 2005	26 julio 2008	14 de junio 2010
1	70	4 septiembre 2005	27 agosto 2008	17 de agosto 2010
2	68	11 septiembre 2005	18 agosto 2008	23 de julio 2010
2	69	11 septiembre 2005	3 de septiembre 2008	23 de julio 2010
2	70	20 julio 2003	3 de septiembre 2008	8 de agosto 2010
3	69	16 julio 2005	23 de mayo 2008	12 junio 2010

la tasa de pérdida de bosque, se utilizó la fórmula derivada de la Ley de Interés Compuesto (Puyravaud, 2003): $r = ((1/(t_2 - t_1)) \times \ln(A_2/A_1)) \times 100$, donde r es la tasa de deforestación y A_2 y A_1 son la superficie de bosque en los respectivos años t_2 y t_1 .

b) Identificación de los diferentes factores promotores de la deforestación

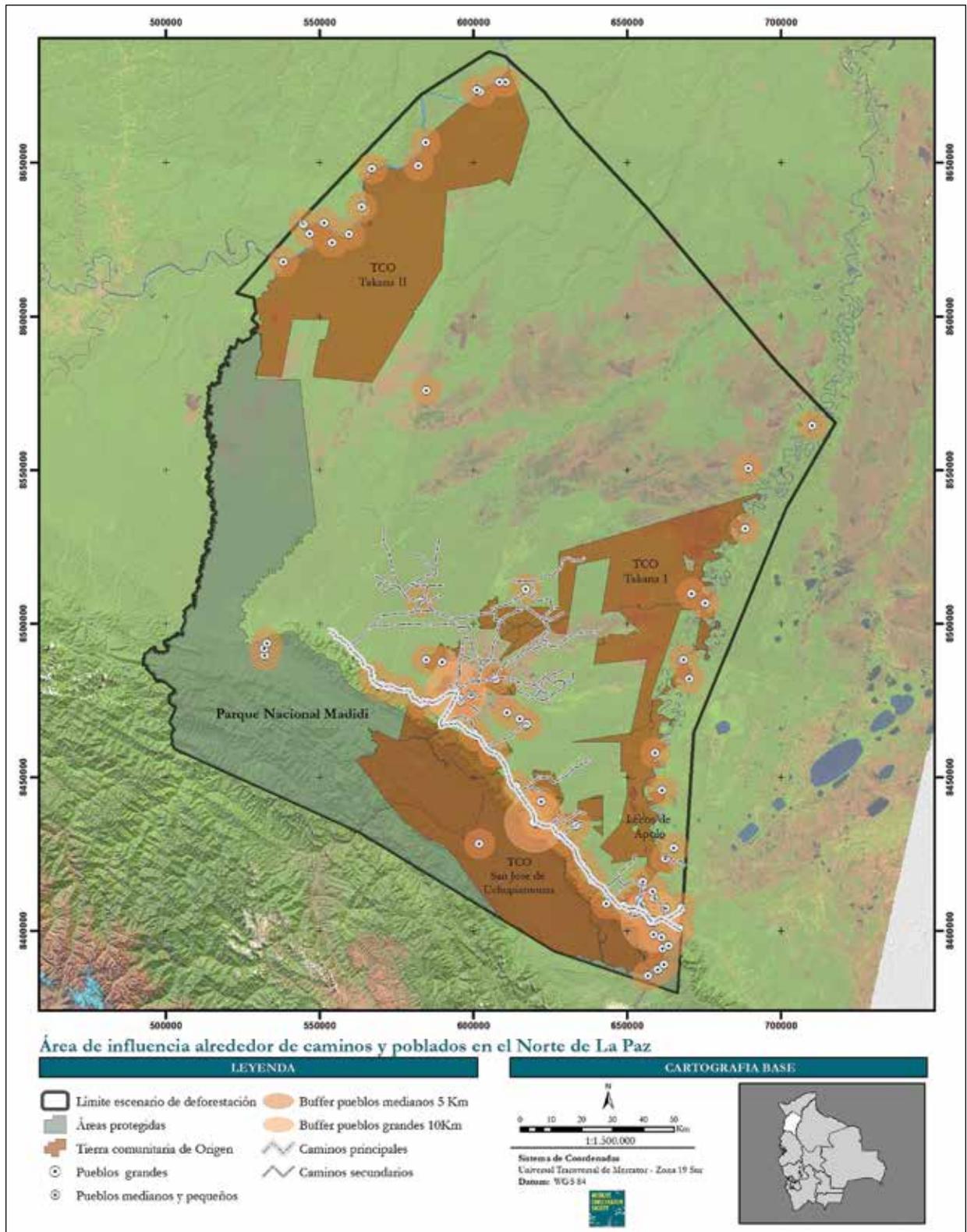
Los factores promotores de la deforestación en la zona fueron identificados en consulta con las comunidades y la dirigencia de CIPTA (WCS, 2010), analizando también los patrones espaciales visibles en las imágenes satelitales. Mertens & Lambin (1999) describen patrones espaciales de bosque y no bosque típicos de diferentes procesos de deforestación. En el norte de La Paz, hasta la fecha, se observan patrones que corresponden principalmente a la colonización espontánea alrededor de los caminos, en el patrón de corredor de deforestación a lo largo de una franja vecina del camino entre San Buenaventura-Alto Madidi. En menor escala se puede observar un patrón de

deforestación difuso alrededor de las comunidades y, en mayor grado, de los centros urbanos más importantes, como San Buenaventura, Tumupasa e Ixiamas.

Adicionalmente, se consideró el efecto de los ríos principales por su importancia como rutas de acceso a las áreas boscosas, y el efecto de las características biofísicas, específicamente la topografía debido a la preferencia por sitios planos para el desarrollo de actividades agrícolas en la zona (Sanderson *et. al* 2002).

Distancia a poblaciones o centros poblados

La presencia de comunidades, centros urbanos y semi-urbanos, así como infraestructura y servicios asociados, puede explicar una parte de la pérdida de cobertura vegetal (Geist & Lambin, 2001; Forrest *et al.*, 2008). Según Forrest y colegas (2008), en esta región existe una correlación entre la cercanía a centros poblados y la pérdida de cobertura vegetal. Adicionalmente, se anticipa que exista una relación con el tamaño o número de habitantes de estos centros poblados, por lo



MAPA 2. Área de influencia alrededor de caminos y poblados en el norte de La Paz

cual se clasificaron los centros poblados en las siguientes categorías utilizando los datos del censo 2001 (INE, 2001):

- a. Centros poblados grandes con una población mayor a 500 habitantes, que incluyen a seis poblaciones en el área de estudio: Rurrenabaque, San Buenaventura, Apolo, Ixiamas, Tumupasa y Reyes.
- b. Centros poblados medianos con una población entre 101 a 500 habitantes, que incluyen a 138 poblaciones.
- c. Centros poblados pequeños con una población de 1 a 100 habitantes, que incluyen a 139 poblaciones.

Cada pixel fue categorizado según la Distancia Euclidiana a estas categorías de poblados, utilizando la opción DISTANCE del módulo de Distance Analysis de IDRISI Taiga® (Mapa 2).

Distancia a caminos

El porcentaje de pérdida de cobertura vegetal aumenta con la proximidad a los caminos (Geist & Lambin, 2001). Sin embargo, la influencia de cada camino depende de su transitabilidad y, por lo tanto, de su rol en la reducción de los costos de transporte al mercado de diferentes productos agrícolas o pecuarios (Locklin & Haack, 2003; Fleck *et al.*, 2007). Los caminos fueron categorizados en dos categorías, según su transitabilidad, caminos principales y caminos secundarios.

- a. Caminos principales, se denominó al camino Yucumo-Rurrenabaque, que forma parte de la red fundamental, además del camino San Buenaventura-Ixiamas.
- b. Caminos secundarios, se denominó a todos los caminos vehiculares que se conectan con los caminos principales.

Cada pixel fue categorizado según la Distancia Euclidiana a ambas categorías de caminos, utilizando la opción DISTANCE del módulo de Distance Analysis de IDRISI Taiga® (Mapa 2).

Distancia a ríos

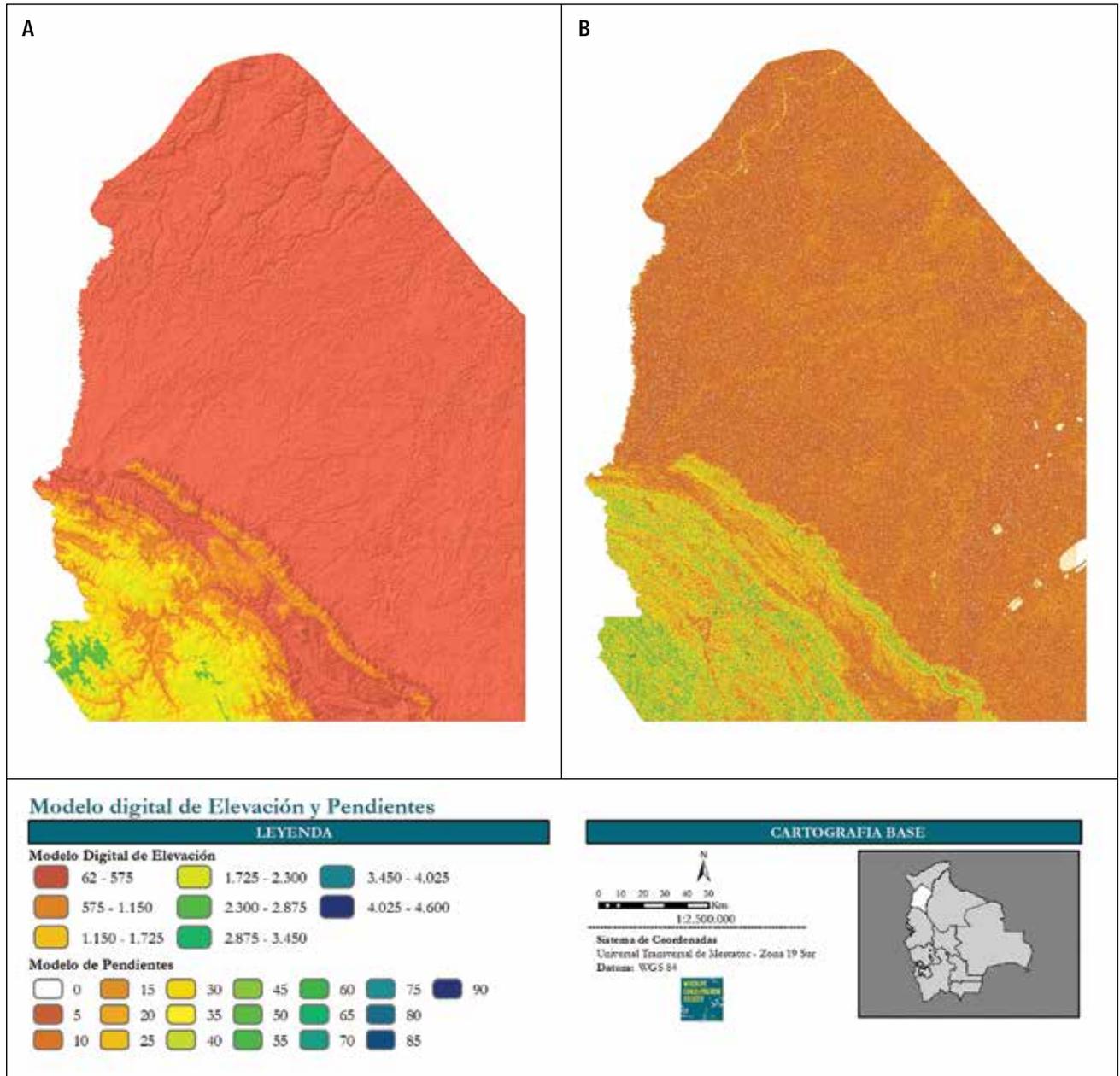
En vista de la importancia del transporte fluvial en esta región, también se incluyó dentro del análisis el efecto de la distancia a ríos principales, según su categorización en mapas topográficos NIMA serie H731. En este caso, se incluyeron a los ríos Beni, Madre de Dios y Madidi. Similarmente al caso de caminos y poblados, cada pixel fue categorizado según la Distancia Euclidiana a los ríos principales, utilizando la opción DISTANCE del módulo de Distance Analysis de IDRISI Taiga®.

Elevación y pendiente

La elevación y pendiente son factores de selección para la ubicación de actividades productivas, sobre todo debido al efecto de la topografía sobre la temperatura, por las diferencias en el gradiente térmico; la humedad, por el efecto de las laderas en la retención o desviación de los vientos húmedos; y la profundidad del suelo, por el efecto de las pendientes sobre los procesos de erosión, lo que explica la selección de planicies por parte de los agricultores. Al área de estudio se le asignaron valores de elevación y pendiente según el Modelo de Elevación Digital Aster (Nasa & Ministry of Economy, Trade and Industry of Japan, 2009) y un modelo de pendientes elaborado con las herramientas de IDRISI Taiga® (Mapa 3).

c) Modelamiento de los probables escenarios de deforestación

En esta región existen dos factores adicionales que pueden ser importantes en la definición de los patrones de deforestación a futuro. Por un



MAPA 3.

A: Modelo de Elevación Digital Aster (Nasa & Programa Aster Japonés 2009)

B: Mapa de pendientes de elaboración propia

lado la mejora del camino entre San Buenaventura-Alto Madidi y, por otro lado, la existencia de un territorio indígena titulado con un plan de gestión territorial en implementación, que colinda con áreas sin capacidades para la gestión territorial y que comparten las mismas características de topografía y acceso por tierra o río. En este estudio, por lo tanto, definimos tres posibles escenarios de deforestación, que se describen a continuación:

- El primer escenario se denomina Escenario Base al 2021 y utiliza la tasa de deforestación histórica (2005 al 2010) en el área de estudio fuera de la Tierra Comunitaria de Origen Tacana y, por lo tanto, representa el escenario de pérdida boscosa en ausencia de esfuerzos de gestión territorial.
- El segundo escenario se denomina Escenario Camino Mejorado 2021 y utiliza la tasa de deforestación histórica (2005 al 2010) a lo largo del camino Yucumo-Rurrenabaque. Este tramo es el punto de entrada para la

colonización por migrantes de las tierras altas a la región y tiene un proceso de colonización más establecido. Sin embargo, el escenario se considera conservador ya que no se trata de un tramo asfaltado.

- El tercer escenario se denomina Escenario Gestión Territorial al 2021 y utiliza la tasa de deforestación histórica (2005 al 2010) dentro de la TCO Tacana.

Para desarrollar los escenarios de pérdida boscosa, se realizó primero un modelo de probabilidad de transición de bosque utilizando el análisis de deforestación del 2005 al 2010 y utilizando el Land Change Modeller de IDRISI Taiga® y su módulo “Test Explanatory Value”, para establecer el poder de explicación de cada una de las variables sobre el cambio de cobertura entre las dos fechas empleando el valor V del test de Cramer (Eastman, 2010; Sangermano *et al.*, 2012). La exactitud del modelo se evaluó usando la opción “Multi-layer perceptron neural network” de IDRISI Taiga® (Sangermano & Eastman, 2012).



Chancho de tropa (*Tayassu pecari*) ©Mileniusz Spanowicz-WCS, SERNAP, PNANMI Maididi

IV. Resultados

a) Identificación de tasas históricas de pérdida de cobertura vegetal

El análisis de la pérdida de cobertura vegetal entre 2005 y 2010 muestra un patrón visible de deforestación a lo largo de los caminos, pero el porcentaje de pérdida no es homogéneo (Mapas 4 a, b y c; Tabla 2). Por un lado, la franja a lo largo de la carretera entre Yucumo y Rurrenabaque tiene una tasa de deforestación del 3,7% anual, mientras que la franja entre San Buenaventura y Alto Madidi, al norte de Ixiamas, en las zonas de propiedad privada o de productores agrícolas de origen migrante, muestra una tasa de deforestación del 2,3% a lo largo de un camino menos consolidado. A su vez, el área a lo largo de esa misma carretera, pero bajo la gestión territorial de la TCO Tacana, prueba una tasa de deforestación mucho menor de solamente 0,5%. El Gran Paisaje Madidi en su totalidad presenta una tasa de deforestación promedio de alrededor del 0,3% (Siles, información no publicada).

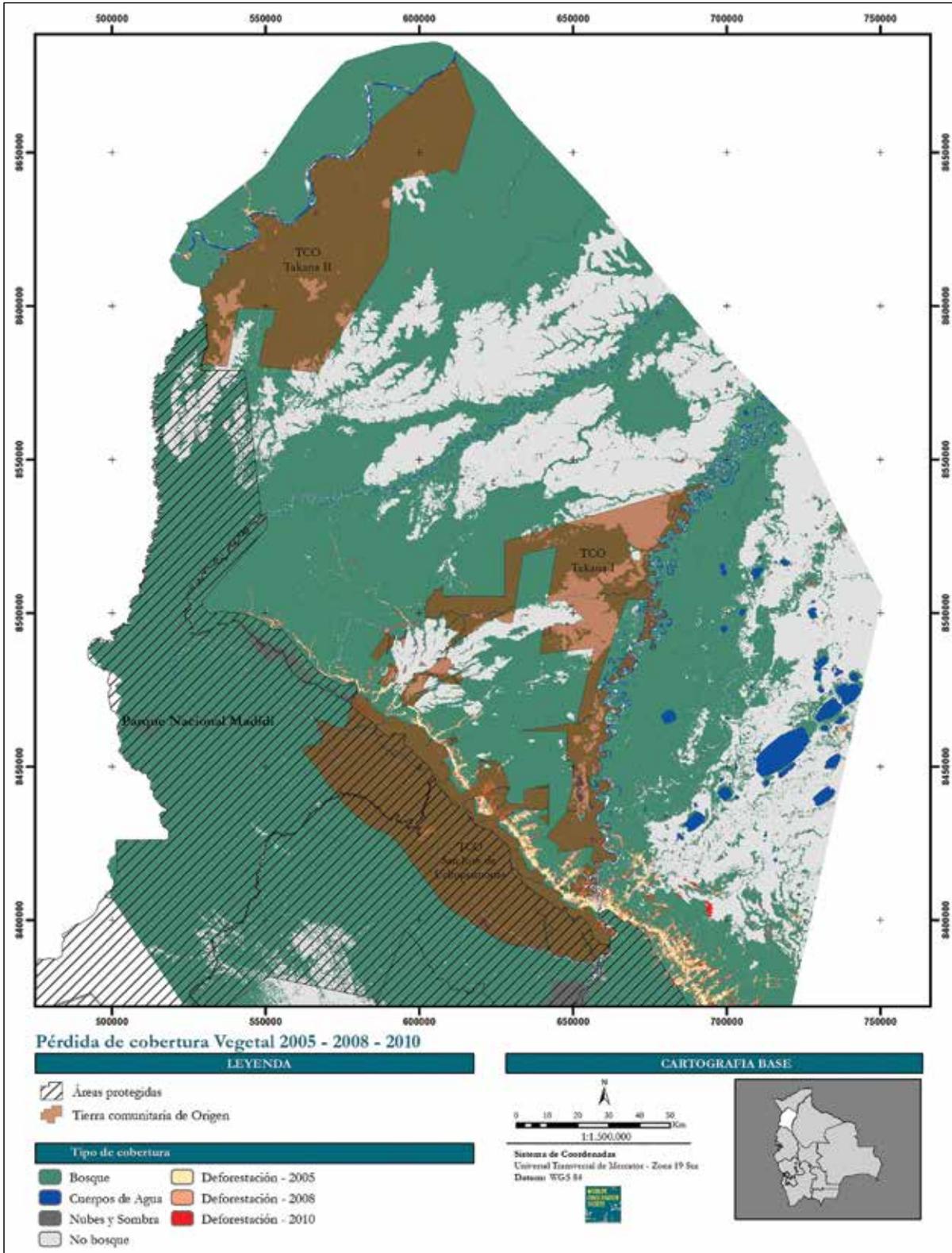
b) Identificación de los diferentes factores promotores de la deforestación

La clasificación de los píxeles de acuerdo a la distancia a los ríos, caminos y poblados, tanto como elevación o topografía, permitió establecer el grado con el que estas variables explican la pérdida de cobertura vegetal entre el 2005 y el 2010. La variable de Cramer (V), incluida dentro del módulo de Land Change Modeler de IDRISI Taiga®, sugiere que una variable con un valor mayor a 0,15 de V es útil para explicar cambios en la cobertura vegetal (Eastman, 2010; Sangermano *et al.*, 2012). En la tabla 3 se evidencia que todas las variables seleccionadas explican una parte de la pérdida de cobertura. La opción “Multi-layer perceptron neural network” del mismo módulo estableció que el uso de la elevación, la pendiente y la distancia a los caminos, ríos y poblados de diferentes tamaños, permitió desarrollar un modelo para identificar el potencial de transición de cada píxel con un 88,41% de exactitud.

TABLA 2. Pérdida de cobertura boscosa en tres áreas de análisis entre 2005 y 2010

HECTÁREAS DE BOSQUE				
Área de análisis	2005	2010	Diferencia	% anual de pérdida de bosque r*
Franja Yucumo a Rurrenabaque	62.953	52.267	10.686	-3,7
Áreas sin gestión territorial, camino San Buenaventura-Alto Madidi	50.916	45.384	5.532	-2,3
Áreas dentro de la TCO Tacana, a lo largo del camino San Buenaventura-Alto Madidi	44.173	43.000	1.173	-0,5

* Puyravaud, 2003



MAPA 4. Cobertura del suelo para los años de referencia 2005, 2008 y 2010

TABLA 3. Valor de CRAMER para las variables

VARIABLE	V DE CRAMER PARA DEFORESTACIÓN
Modelo de elevación digital	0,4259
Distancia a poblaciones medianas	0,3716
Distancia a caminos principales	0,3452
Distancia a poblaciones grandes	0,3275
Distancia a poblaciones pequeñas	0,3126
Distancia a ríos principales	0,2139
Pendientes	0,2019
Distancia a caminos secundarios	0,2002

c) Modelamiento de los probables escenarios de deforestación

La probabilidad de cambio establecida por la matriz de cambio Markov, usando los mapas de cobertura del 2005 al 2010, nos permitió identificar la posibilidad que tiene un pixel de bosque de convertirse en un pixel de deforestación. Esta posibilidad de cambio (Mapa 5) fue

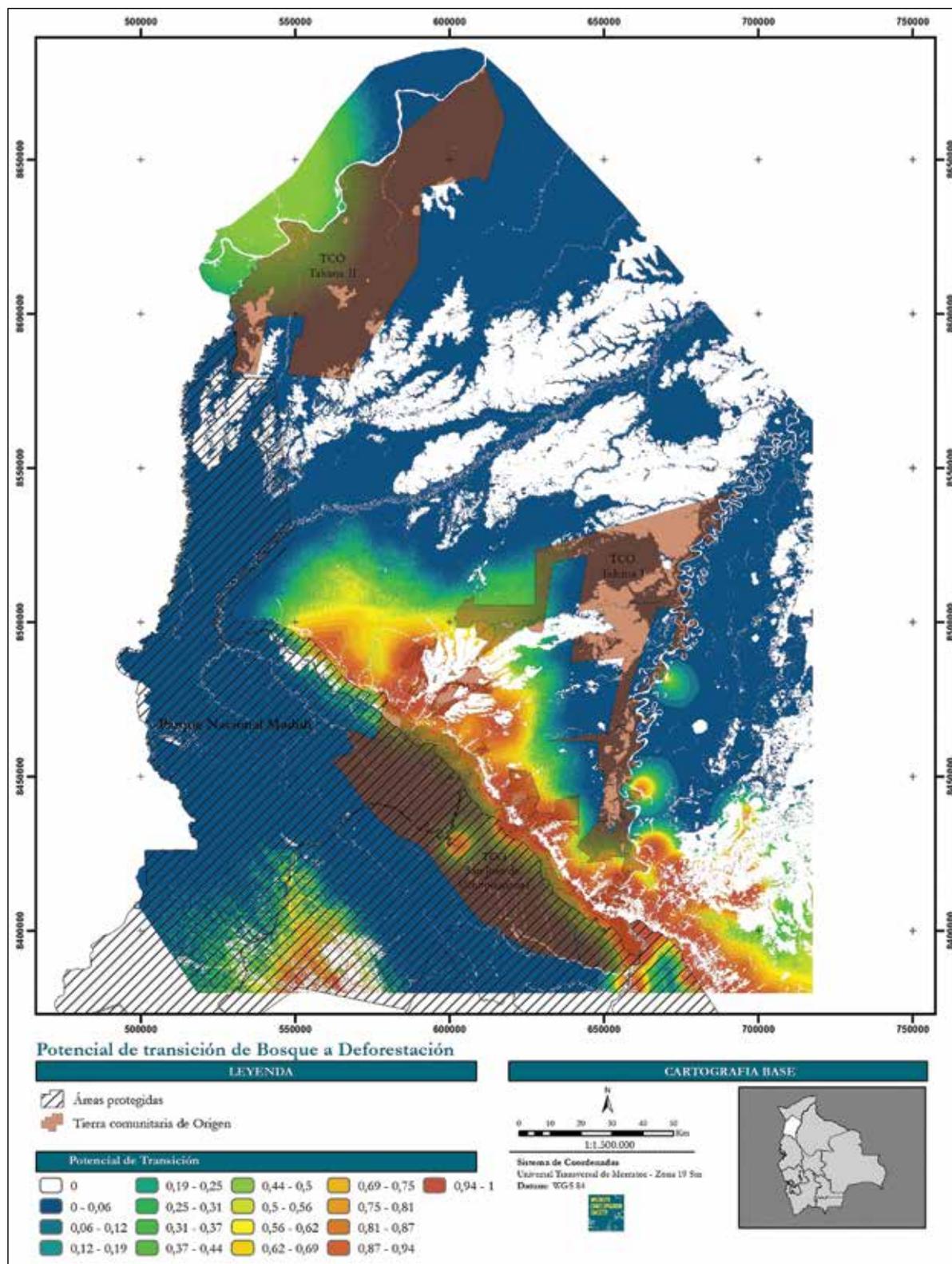
modulada por el porcentaje de deforestación según la influencia de los diferentes factores promotores de la deforestación para tres escenarios de deforestación hasta el 2021 (Sangermano *et al.*, 2012).

Para el escenario base, correspondiente a la deforestación sin gestión territorial, se utilizó la matriz de cambio de Markov al 2021 y el porcentaje de deforestación histórico -2,3%. El escenario considerando la mejora del camino San Buenaventura-Alto Madidi usó un porcentaje de deforestación histórica de -3,7%, y el escenario con gestión territorial usó la tasa histórica presente dentro de áreas de la TCO Tacana vecinas al camino y fue de sólo -0,5% (Tabla 4, Mapas 6 a, b y c).

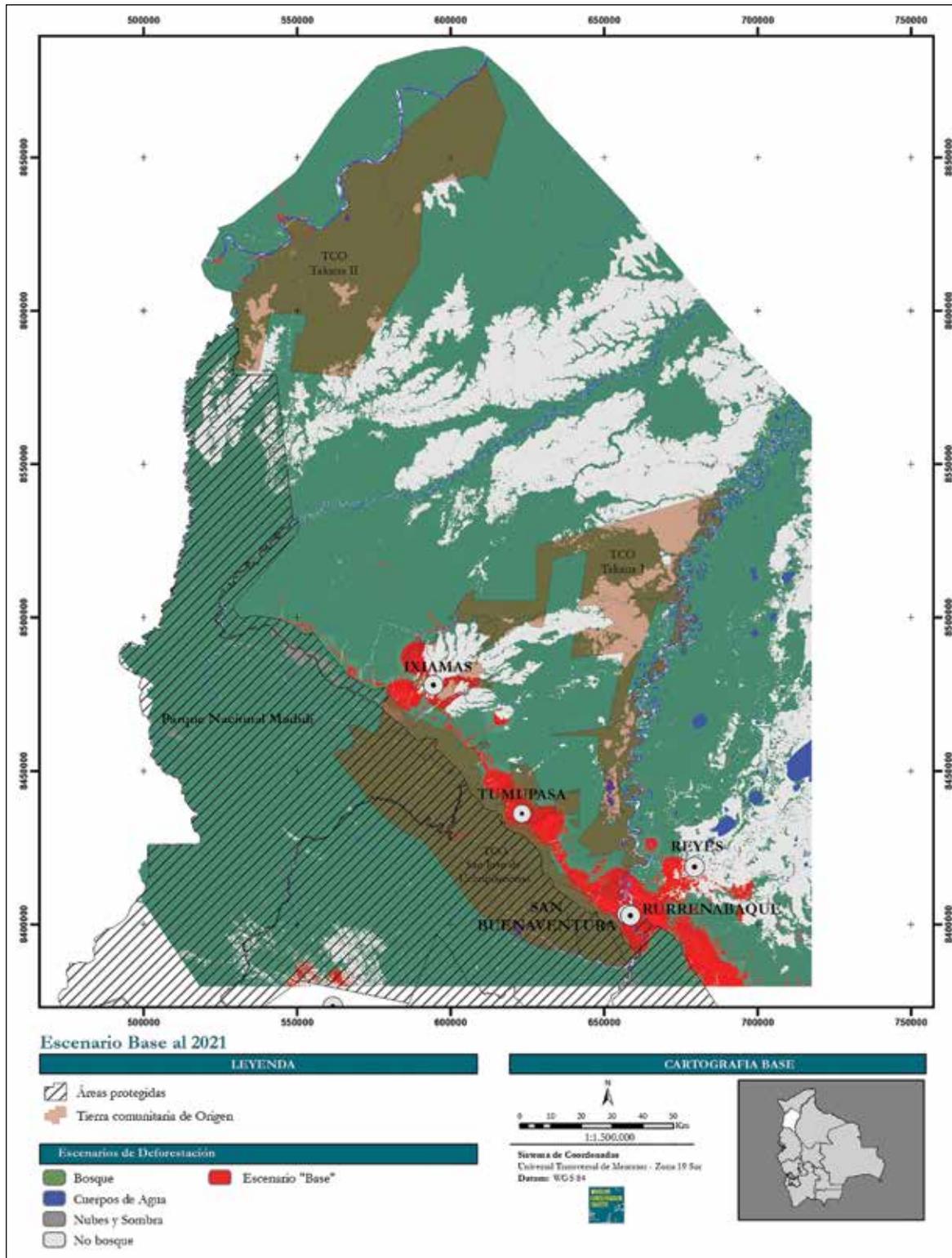
Bajo el escenario base, entre el 2010 hasta el 2021, se pierden 94.635 hectáreas de bosque. Esta pérdida se incrementa en 162% (153.061 hectáreas) en el escenario que modela la consolidación del camino San Buenaventura-Alto Madidi. A su vez, el escenario que modela la implementación de la gestión territorial reduce la deforestación a 23,5%, equivalente a 22.219 hectáreas pérdidas desde el 2010.

TABLA 4. Deforestación proyectada por diferentes escenarios de deforestación hasta el 2021.

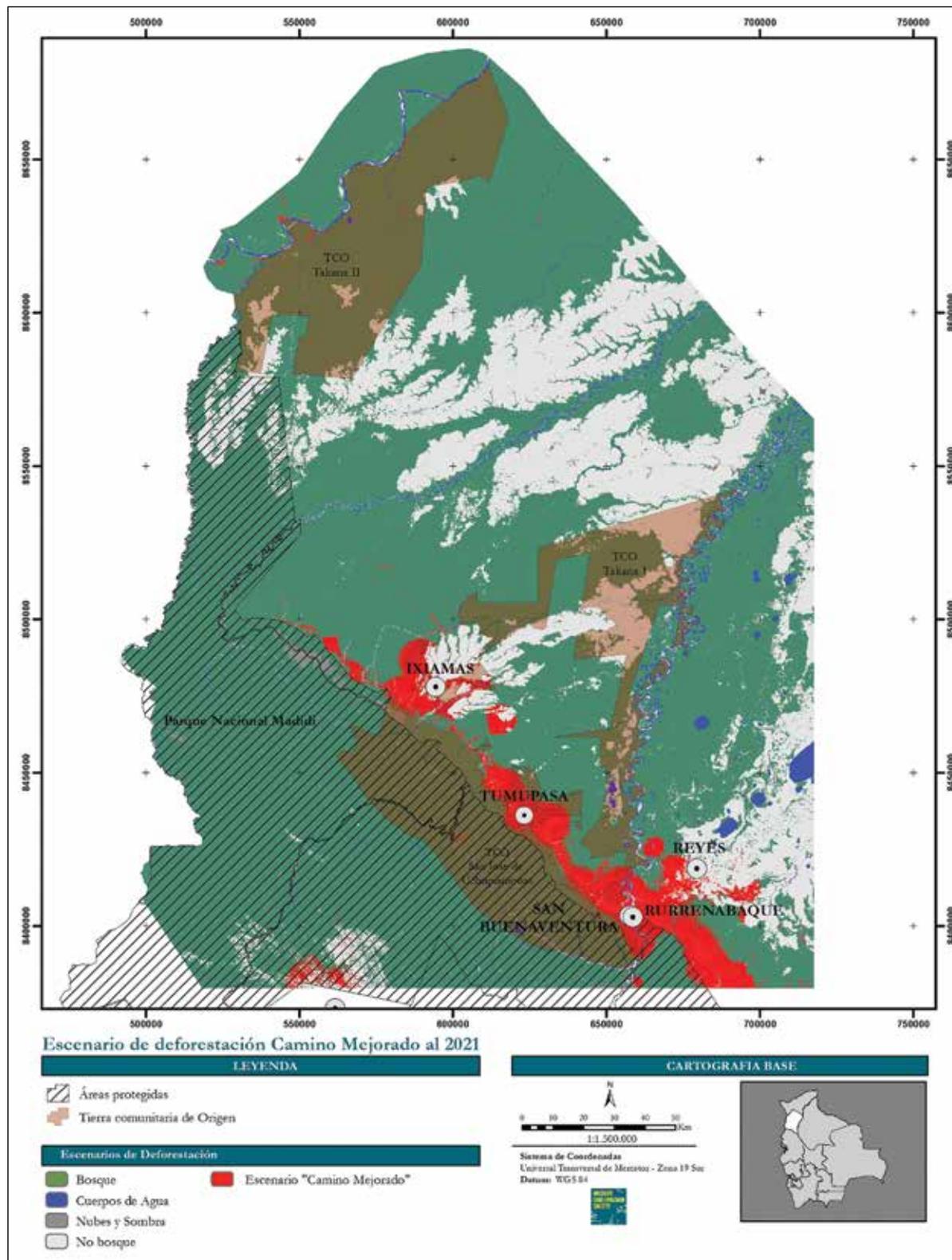
Clase	Hectáreas			ESCENARIOS 2021		
	2005	2008	2010	r= 3,7%	r= 2,3%	r= 0,5%
Bosque	4.137.537	4.119.050	4.114.545	Camino mejorado	Base	Gestión territorial
Deforestación	38.263	56.749	61.255	3.961.484	4.019.910	4.092.326
				214.316	155.890	83.474



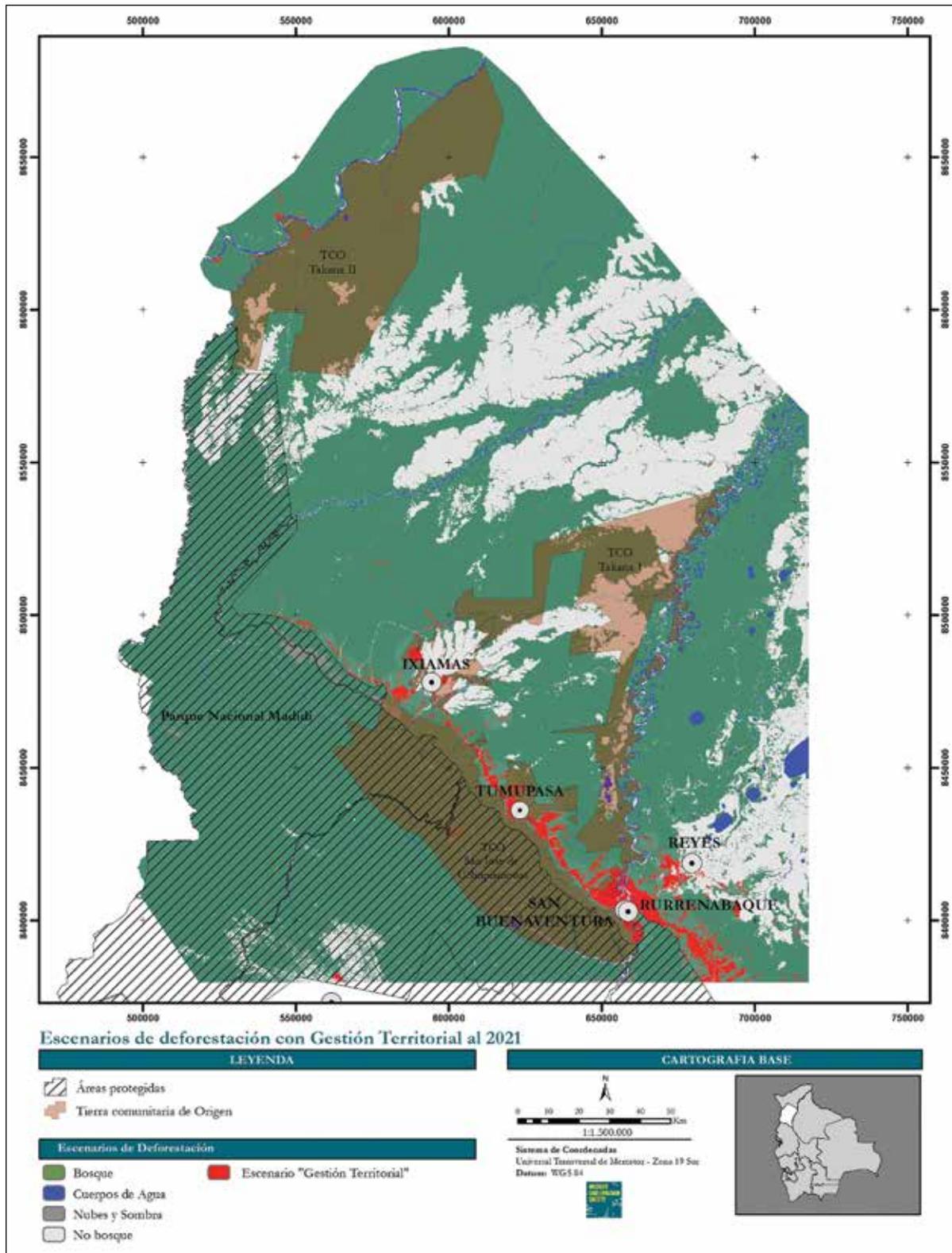
MAPA 5. Potencial de transición de bosque a deforestación



MAPA 6 A, B Y C. Escenarios de deforestación al 2021
A: Escenario base al 2021



B: Escenario camino mejorado al 2021



C: Escenario gestión territorial al 2021

Impactos de la deforestación

El impacto de pérdida de bosque afecta a las áreas de bosque que son de importancia para la conservación de diferentes valores ambientales y de biodiversidad. Las zonas deforestadas bajo el escenario con el camino mejorado se superponen con dos áreas protegidas de gran importancia para la conservación de la biodiversidad y las cuencas hidrográficas. El Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado perdería 10.457 hectáreas a lo largo de las últimas estribaciones del piedemonte andino que colinda con la llanura aluvial beniana. Esta área protegida es de gran importancia para la conservación de la biodiversidad, pero también para la conservación de las cabeceras de más de cien arroyos que proveen de agua a toda la provincia Iturralde. La ubicación de esta importante área protegida en el flanco oriental de los Andes centrales tropicales, con una diversidad topográfica y altitudinal, ha dado lugar a la existencia de una diversidad de ecosistemas y especies sobresaliente a nivel mundial (Mittermeier *et al.*, 2000; Olson & Dinerstein, 2002; SERNAP, 2012). También se afectarían 489 hectáreas de la Reserva Municipal de Ixiamas. El área denominada “Alto Madidi” es uno de los sitios con mayor diversidad de aves y plantas vasculares, además cuenta con una de las mayores densidades de jaguares en el mundo (Silver *et al.*, 2004, WCS, datos no publicados).

Las zonas deforestadas bajo el escenario con el camino mejorado también se superponen con 38.711 hectáreas de uso de las comunidades tacanas de Altamarani, Bella Altura, Buena Vista, Cachichira, Capaina, Carmen del Emero, Carmen Pecha, Macahua, Nueva Esperanza, San Miguel, San Pedro, San Silvestre, Santa Fe, Santa Rosa de Maravilla, Tequeje, Tres Hermanos, Tumupasa, Villa Alcira y Villa Fátima. De esta superficie, 20.356 hectáreas son de uso agrícola o de ganade-

ría extensiva. Sin embargo, 18.355 hectáreas están destinadas al uso turístico, conservación de servidumbres, manejo forestal maderable y no maderable, cacería y manejo agrosilvopastoril (CIPTA, 2007). Estas actividades no son compatibles con la deforestación proyectada y, por lo tanto, la totalidad de su valor para la gestión territorial tacana se perdería (Mapa 7). Las comunidades más afectadas en superficie bajo este escenario son Tumupasa (6.869 hectáreas), Santa Fe (3.128 hectáreas), San Miguel (2.728 hectáreas), Villa Alcira (2.383 hectáreas) y Capaina (1.020 hectáreas). En las superficies afectadas no consideramos las áreas de actividad agrícola o ganadera que son compatibles con la pérdida de cobertura boscosa, a pesar de que el acceso a estas zonas por parte de la población tacana podría ser afectado por los asentamientos ilegales. En términos de actividades, las más afectadas son el manejo forestal maderable (8.289 hectáreas) y no maderable (3.391 hectáreas) y el turismo (4.970 hectáreas).

La deforestación proyectada también afectaría a las áreas priorizadas para la conectividad de especies amenazadas a nivel continental y con amplios requerimientos espaciales, como el jaguar (*Panthera onca*), el chancho de tropa (*Tayassu pecari*), el pejichi (*Priodontes maximus*) y el perrito de monte (*Speothos venaticus*) (Araujo *et al.*, 2010). La conectividad entre la TCO Tacana y el PNANMI Madidi es fundamental para la sostenibilidad de la cacería de subsistencia dentro de un sistema de fuente-sumidero (Madidi-TCO Tacana) (Bodmer *et al.*, 1997), ya que el área protegida representa una fuente importante para la cacería de subsistencia (sumidero) por las comunidades indígenas. La conexión con bosques extensos continuos permite el movimiento de especies y promueve la preservación de la riqueza y diversidad de especies asociadas tanto de la flora como de la fauna. Este gran bloque de bos-

que amazónico, continuo y poco degradado aún, alberga especies con grandes requerimientos espaciales, como el jaguar, el chanco tropero y el marimono, entre otras, y cumple una importante función ecosistémica en la región.

Los bosques de esta región son relativamente planos, pero existen áreas con alto riesgo de erosión que se encuentran en las últimas serranías de los Andes, al sur de Ixiamas, y también existen otros sitios con alto riesgo de erosión a lo largo del curso de los ríos principales, en las llanuras y planicies de Ixiamas. En total la deforestación de áreas con alto riesgo de erosión a lo largo del camino, bajo el escenario de mejora del mismo, es de 121.673 hectáreas (Mapa 8) .

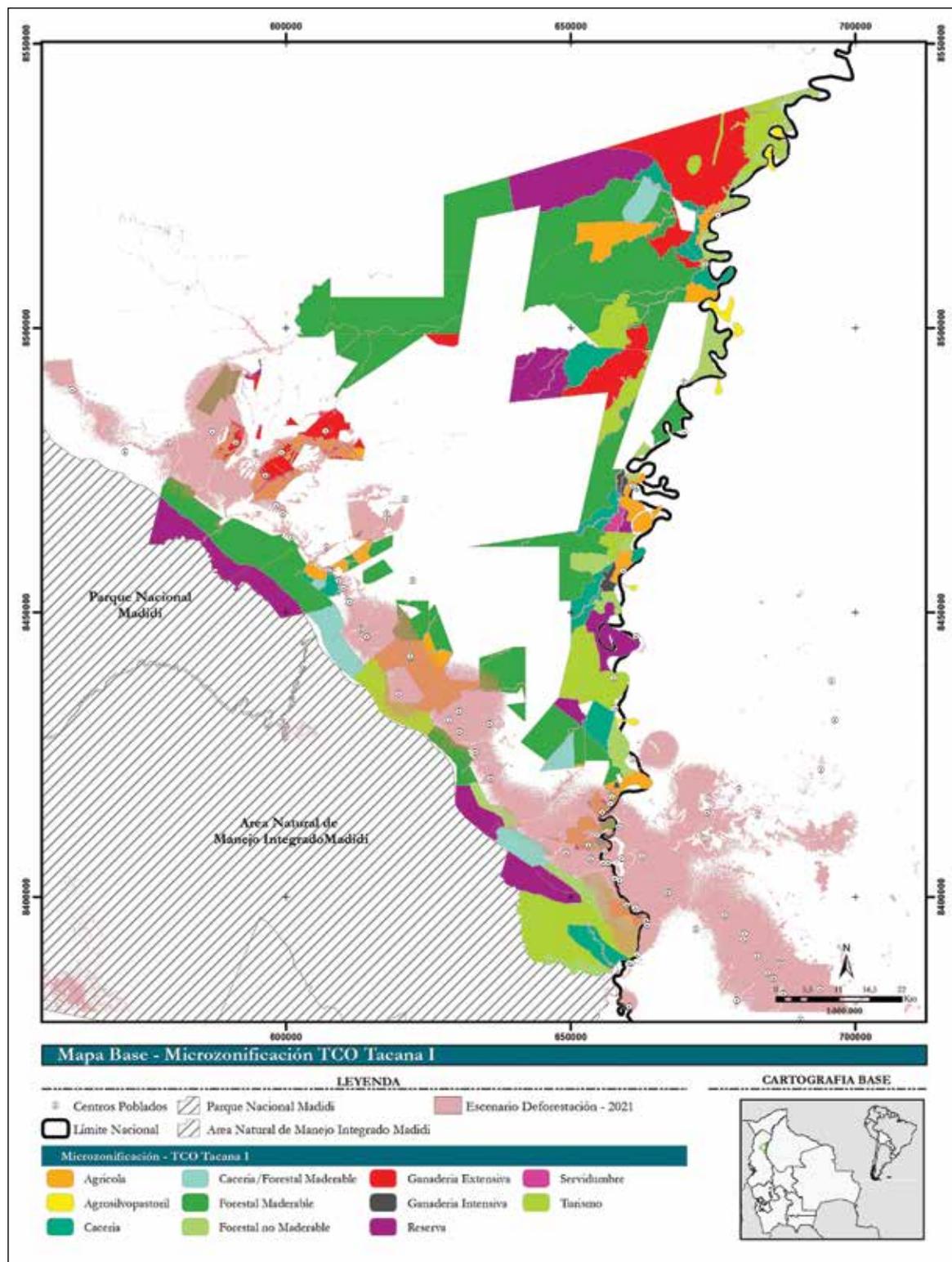
Similarmente, el escenario de deforestación, como resultado de la mejora del camino, resultaría en la pérdida de 2.599 hectáreas de bosques en áreas susceptibles a inundaciones temporales o permanentes. Este impacto es importante debido a que los bosques de várzea a lo largo de

los ríos son importantes para regular el drenaje y proporcionar recursos a las especies acuáticas y terrestres. Adicionalmente, las inundaciones pueden afectar áreas de asentamiento y actividades productivas de las comunidades tacanas a lo largo del río Beni, las cuales a pesar de encontrarse a mayor distancia del camino San Buenaventura-Alto Madidi, reciben agua de arroyos que cruzan esa vía (Mapa 9).

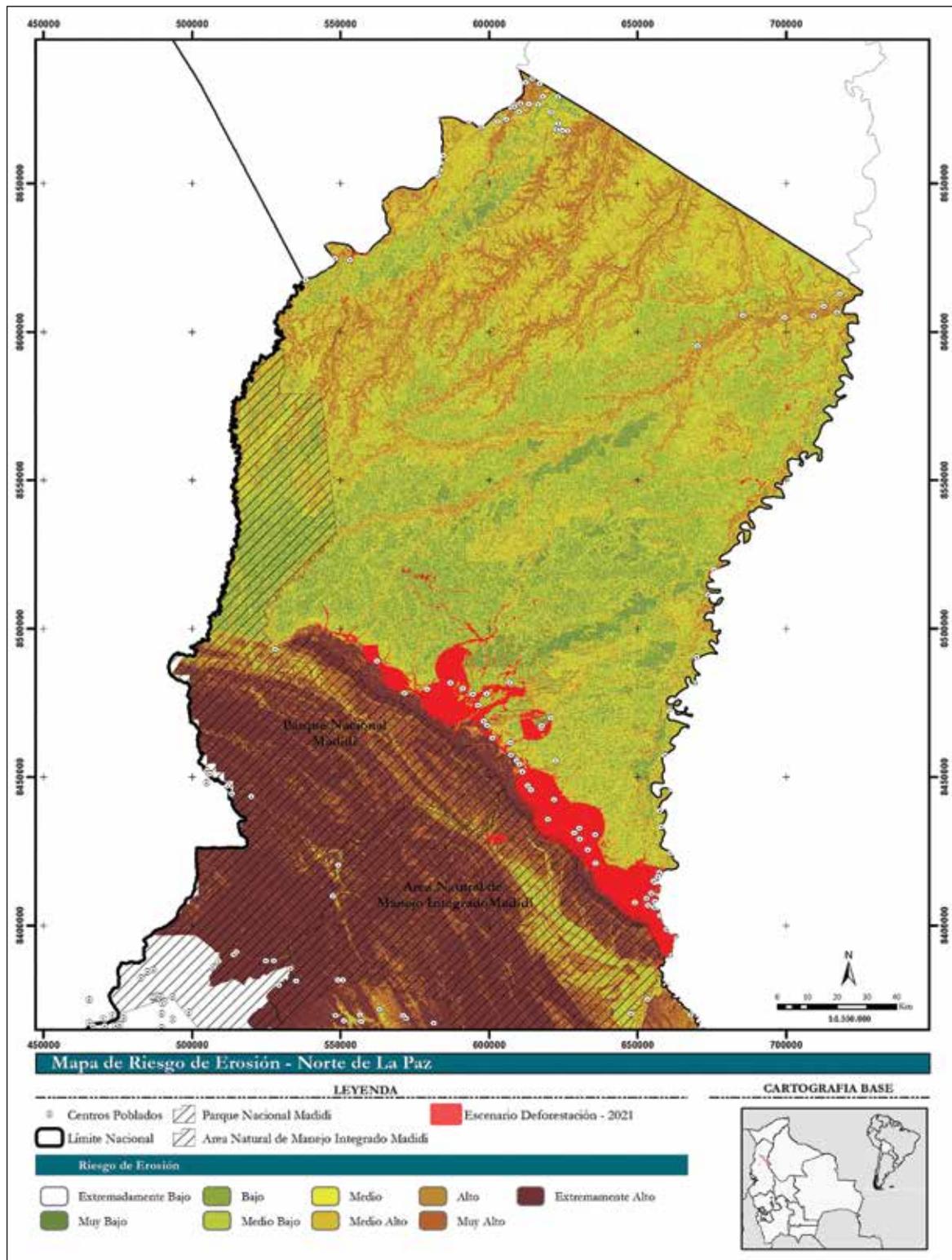
Finalmente, el escenario de deforestación, como resultado de la mejora del camino, resultaría en la pérdida de 147.775 hectáreas de bosques que colindan con áreas donde ocurren focos de fuego por procesos naturales o antropogénicos y que sirven como barrera al avance de incendios. En esta región, los bosques dentro de las áreas de manejo de las comunidades de Carmen Pecha y Santa Fe son particularmente importantes, debido a la frecuencia de fuegos relacionados a la actividad ganadera dentro de las pampas naturales de Ixiamas (Mapa 10).



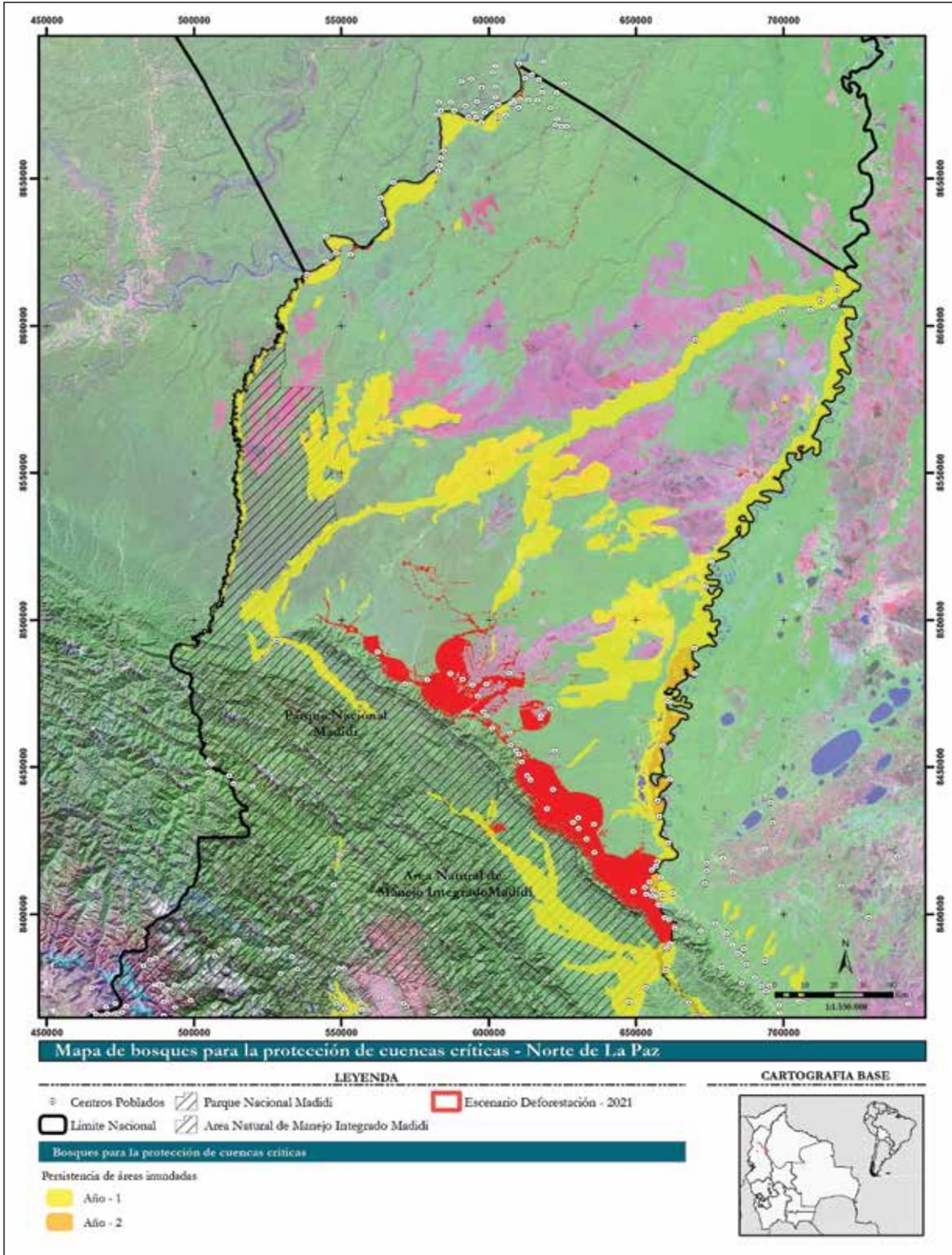
Producción de cacao en la TCO Tacana | ©Eleanor Briggs-WCS



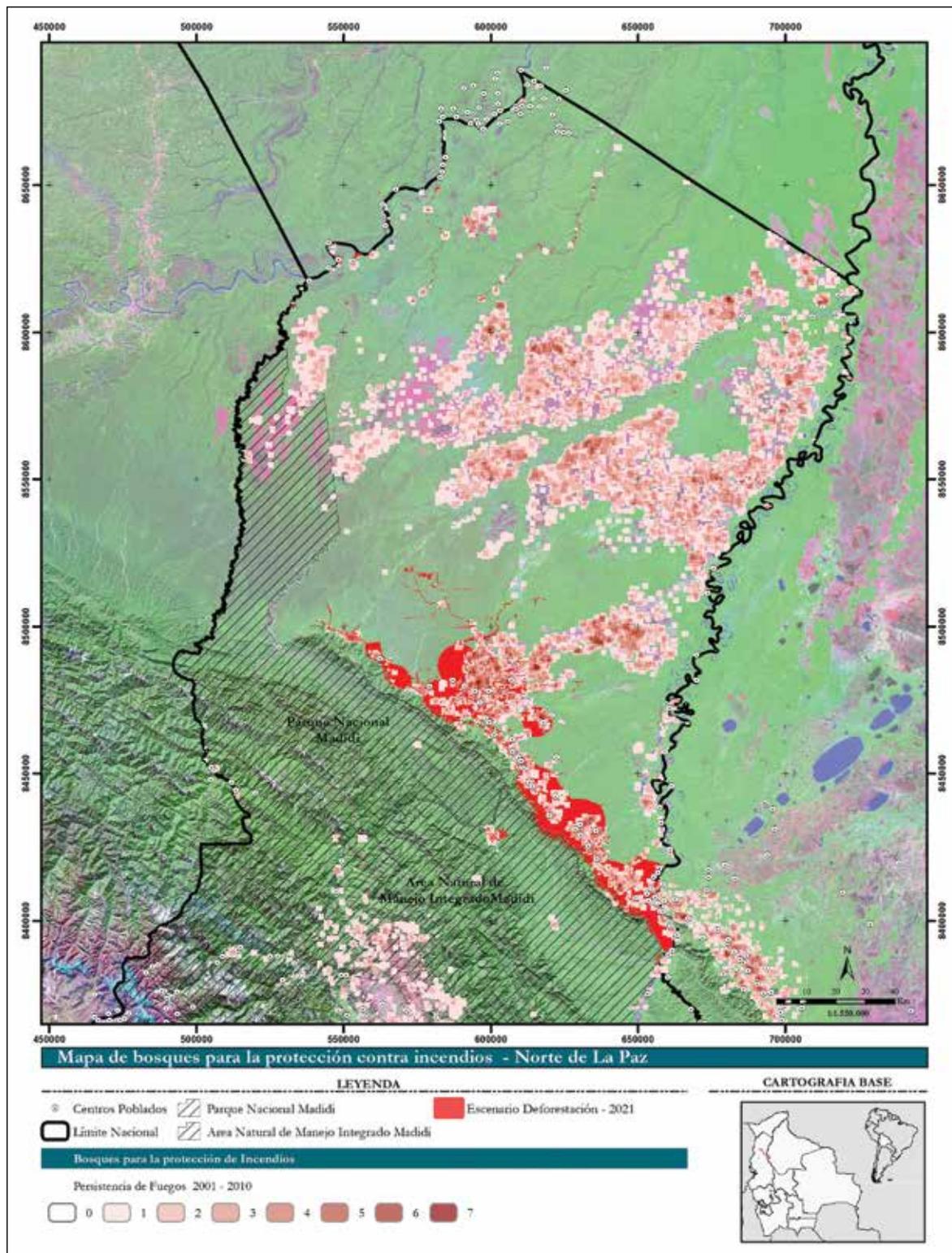
MAPA 7. Áreas de manejo de las comunidades tacanas y su sobreposición con la proyección de la deforestación al 2021 según el escenario del camino mejorado



MAPA 8. Áreas con riesgo de erosión y su superposición con la proyección de la deforestación al 2021 según el escenario del camino mejorado



MAPA 9. Áreas con riesgo de inundación y su superposición con la proyección de la deforestación al 2021 según el escenario del camino mejorado



MAPA 10. Áreas con persistencia de fuegos y su superposición con la proyección de la deforestación al 2021 según el escenario del camino mejorado



V. Discusión

Este estudio analiza tres escenarios de deforestación, un escenario base que proyecta las tasas de deforestación en ausencia de capacidades para la planificación y gestión territorial, un escenario que proyecta la deforestación con gestión territorial y un escenario que proyecta la deforestación como resultado del proyecto de mejora de la infraestructura vial en la parte este del paisaje. El escenario de la gestión territorial demuestra la efectividad de estrategias que, sobre la base de la claridad en los derechos de tenencia de tierra y el incremento de la capacidad de regulación descentralizada del manejo del territorio y sus recursos naturales, reducen la posibilidad de que áreas de bosques bajo propiedad colectiva sean sobreexplotadas y perdidas (Chhatre & Agrawal, 2009). Cuando los derechos territoriales se encuentran asegurados, se pueden ofrecer incentivos para promover el manejo sostenible por comunidades con un enfoque de beneficios sostenidos a largo plazo, en contraposición a un aprovechamiento para beneficios mayores inmediatos pero sin sostenibilidad. Por lo tanto, organizaciones territoriales indígenas, con derechos territoriales reconocidos sobre áreas extensas de bosque que tienen mayor posibilidad de ser manejados sosteniblemente, deben ser considerados actores importantes en el establecimiento de mecanismos institucionales para el manejo de bosques.

En la zona de estudio, la organización indígena Tacana (CIPTA) y sus comunidades han desarrollado un plan de gestión territorial, a través de un proceso de consulta y aprobación, y mediante con-

senso (CIPTA, 2002). Este plan territorial se enfoca en promover usos de la tierra que maximicen los beneficios culturales, económicos, sociales y ambientales para la población indígena. Además, de la claridad en la tenencia de tierra sobre un espacio definido, el territorio cuenta con una estructura de gobernanza basada en un pacto social alrededor de la permanencia y manejo a largo plazo de un área boscosa colectiva. La gobernanza territorial tiene tres niveles basados en: (i) una organización territorial (CIPTA) representativa de los derechos colectivos del pueblo tacana, (ii) 20 organizaciones comunales de la TCO Tacana y (iii) el ordenamiento de las actividades productivas a través de las organizaciones productivas dentro del territorio indígena, cuyos miembros pueden venir de sólo una o varias comunidades tacanas. Las comunidades y organizaciones productivas se encuentran en el centro de la estrategia de control del territorio, ya que se hallan dispersas y cubren gran parte del perímetro vulnerable del territorio. La efectividad de este control se demuestra en este estudio, ya que las tasas de deforestación dentro del territorio indígena son 4,6 veces menores a las tasas de deforestación sin gestión territorial y 7,4 veces menores que la pérdida de bosque proyectada en el escenario que toma en cuenta la mejora del camino desde San Buenaventura-Alto Madidi.

Los derechos indígenas territoriales sobre sus tierras y recursos naturales son esenciales para su sobrevivencia cultural y sus medios de vida. Por este motivo los pueblos indígenas en Bolivia y el mundo han demandado que esos derechos sean tomados

en cuenta dentro de la formulación de políticas relacionadas con el cambio climático. Este estudio demuestra que la participación indígena es importante desde el punto de vista de la mitigación del cambio climático, a través de la reducción de emisiones por la deforestación, y también presenta información sobre la importancia del bosque en la reducción de riesgos ambientales, que muestran una tendencia hacia una mayor severidad y frecuencia de eventos extremos, como fuegos e inundaciones. Adicionalmente, el desarrollo de actividades productivas diversas proveen a las comunidades indígenas de oportunidades para la reducción de la pobreza y el desarrollo de la capacidad adaptativa a los riesgos ambientales, mediante una base productiva diversa y la protección de bosques que protegen áreas sensibles a la erosión, fuentes de agua y corredores de fauna para la caza de subsistencia.

Por lo tanto, este estudio presenta datos concretos a favor de hacer de los pueblos indígenas activos participantes en el desarrollo de iniciativas para reducir la pérdida boscosa, a través de su fortalecimiento para la gestión forestal descentralizada, con resultados de mitigación, adaptación y manejo integral de los bosques. Una visión planteada en la Ley No. 300, Ley Marco de la Madre Tierra y Desarrollo Integral para Vivir Bien del Estado Plurinacional de Bolivia.

El escenario que modela el efecto del camino carretero San Buenaventura-Alto Madidi nos permite identificar las mejores estrategias para mitigar los impactos de la deforestación proyectada. Los proyectos viales en la Amazonia son uno de los mayores desafíos para la sostenibilidad ambiental y la justicia social en la región. Por un lado, los caminos son elementos esenciales para el desarrollo económico, pero también pueden resultar en serios efectos negativos sobre el medio ambiente y los medios de vida locales: la deforestación, reducción de la biodiversidad, ex-

pansión de la distribución de enfermedades, concentración de la tenencia de tierras y exclusión del acceso a los recursos naturales por poblaciones vulnerables, entre otros (Laurance *et al.*, 2012). Las proyecciones incluidas en este estudio nos permiten identificar intervenciones para mitigar estos impactos y promover resultados positivos tanto económicos, ambientales y sociales.

En el caso de este proyecto vial existen tres áreas que amortiguan los impactos proyectados. El Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado Madidi cuenta con capacidades y sistemas de gestión instalados para la conservación de importantes servicios ambientales. Sin embargo, a pesar de que actualmente estos servicios son mantenidos por la conectividad con territorios indígenas y municipios aledaños es necesario fortalecer las capacidades de control y vigilancia existentes para proteger el límite este que colinda con la carretera. El Área Protegida Municipal de Ixiamas no cuenta aún con capacidades para su gestión, pero su existencia legal representa una oportunidad para frenar la deforestación y pérdida de servicios ambientales al norte de Ixiamas. La TCO Tacana, y su gestión territorial, representa una alternativa al incremento del flujo migratorio a la zona y el incremento de la presión por la extracción desordenada de madera y otros recursos del bosque, también es una alternativa a la expansión de la agricultura y la ganadería extensiva. Estas medidas coinciden con lo planteado como medidas para mitigar los impactos indirectos del proyecto de mejoramiento de la carretera (San Buenaventura-Ixiamas) (ABC, 2011). Por lo tanto, este estudio representa una línea base para comparar la efectividad de las medidas de mitigación asociadas al proyecto carretero y también la efectividad de la gestión territorial indígena y de las áreas protegidas como alternativas para la gestión integral del bosque, con beneficios para la adaptación y mitigación del cambio climático.

REFERENCIAS

- ABC (2011). Mitigación de impactos ambientales potenciales, principalmente indirectos, asociados al proyecto de mejoramiento del camino San Buenaventura-Ixiamas. Proyecto de Carreteras Nacionales e Infraestructura Aeroportuaria. Estado Plurinacional de Bolivia, La Paz, Bolivia.
- Araujo, N., R. Müller, C. Nowicki & P.L. Ibisch (Eds.). 2010. Prioridades de Conservación de la Biodiversidad de Bolivia. SERNAP, FAN, TROPICO, CEP, NORDECO, GEF II, CI, TNC, WCS, Universidad de Eberswalde. Editorial FAN, Santa Cruz, Bolivia.
- Bodmer, R.E., R. Aquino, P. Puertas, C. Reyes, T. Fang & N. Gottdenker. 1997. Manejo y uso sustentable de pecaríes en la Amazona Peruana. IUCN, Quito, Ecuador.
- Chhatre A. & A. Agrawal. 2009. Tradeoffs and synergies between carbon storage and livelihood benefits from forest commons. *PNAS* 106(42): 17667-17670.
- Chivian, E. 2002. Biodiversity: Its importance to Human Health. In: Chivian, E. (Ed.) Center for Health and the Global Environment. Harvard Medical School.
- CIPTA. 2007. Pueblo Indígena Tacana, consolidación y gestión territorial. La Paz, Bolivia.
- Dudley, N. & S. Stolton. 2003. Running pure: the importance of forest protected areas to drinking water. Gland, Switzerland: WWF/World Bank Alliance for Forest Conservation and Sustainable Use.
- Dudley, N., S. Stolton, A. Belokurov, L. Krueger, N. Lopoukhine, K. MacKinnon, T. Sandwith, N. Sekhran. 2010. Natural solutions: Protected areas helping people cope with climate change. Gland, Switzerland, Washington, DC & New York, USA.
- Eastman, J. R. 2009. IDRISI 16: The Taiga Edition. Clark University, Worcester, MA, USA.
- Eastman, J. R. 2010. Modeling REDD Baselines using IDRISI's Land Change Modeler: 1-2.
- Estado Plurinacional de Bolivia. 2012. Mecanismo Conjunto de Mitigación y Adaptación para el Manejo Integral y Sustentable de los Bosques y la Madre Tierra
- FAN. 2012. Mapa de Deforestación de las Tierras Bajas y Yungas de Bolivia. 2000-2005-2010. Santa Cruz, Bolivia.
- FAO. 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales. Estudio 163: Montes. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, Italia.
- Fleck L., L. Painter & M. Amend. 2007. Carreteras y Áreas Protegidas: Un análisis económico integrado de proyectos en el norte de la Amazonia Boliviana. Conservación Estratégica. Serie Técnica No 12.
- Forrest, J. L., E. W. Sanderson, R. Wallace, T. M. S. Lazzo, L. H. G. Cerveró, and P. Coppolillo. 2008. Patterns of Land Cover Change in and Around Madidi National Park, Bolivia. *Biotropica* 40:285-294.
- Geist, H. J. & E. F. Lambin. 2001. What drives tropical deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence. LUCC Report Series; 4. Belgium: Land-Use and Land-Cover Change (LUC) International Project Office.
- Instituto Nacional de Estadística. 2001. Censo de Población y Viviendas. www.ine.gov.bo.

- INRA. 2013. Parcelas y predios titulados por el Instituto Nacional de Reforma Agraria. Periodo 1997 a Julio 2013. <http://geo.gob.bo/geonetwork/srv/es/main.home>.
- Killeen T. J., T. M. Siles, L. Soria & L. Correa. 2005. Estratificación de vegetación y cambio de uso de suelo en los Yungas y Alto Beni de La Paz. *Ecología en Bolivia*, Vol. 40(3): 32–69.
- Killeen, T. 2007. A perfect storm in the Amazon wilderness. *Advances in Applied Biodiversity Science*.
- Killeen, T. J., V. Calderon, L. Soria, B. Quezada, M. K. Steininger, G. Harper, L. A. Solórzano, & C. J. Tucker. 2007. Thirty years of land-cover change in Bolivia. *Ambio* 36:600–606.
- Killeen, T. J., A. Guerra, M. Calzada, L. Correa, V. Calderón, L. Soria, B. Quezada & M. K. Steininger. 2008. Total historical land-use change in eastern Bolivia: who, where, when, and how much. *Ecology and Society* 13:36.
- Laurance, W. F., A. K. M. Albernaz, G. Schroth, P. M. Fearnside, S. Bergen, E. M. Venticinque & C. Da Costa. 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography* 29: 737–748
- Locklin, C. & B. Haack. 2003. Roadside Measurements of Deforestation in the Amazon Área of Bolivia. *Environmental Management*, 31(6):774–783.
- MMNPT. 2011. Análisis de los instrumentos de gestión territorial existentes en el norte de La Paz y Rurrenabaque. La Paz, Bolivia.
- Mertens, B. & E. F. Lambin. 1997. Spatial modelling of deforestation in southern Cameroon. Spatial disaggregation of diverse deforestation processes. *Applied Geography*. Vol. 17 (2):.143–162.
- Mittermeier R. A., N. Myers, P. C. Gill & C. G. Mittermeier. 2000. Hotspots: Earth's Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. Mexico City: CEMEX.
- Müller, R., T. Pistorius, S. Rohdeb, G. Gerolda & P. Pacheco. 2013. Policy options to reduce deforestation based on a systematic analysis of drivers and agents in lowland Bolivia. *Land Use Policy* 30: 895–907
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858.
- Nasa & Ministry of Economy, Trade and Industry, Japan. 2009. ASTER Global Digital Elevation Model (GDEM). https://lpdaac.usgs.gov/products/aster_products_table/astgtm
- Olson, M. & E. Dinerstein. 2002. The Global 200: Priority Ecoregions for Global Conservation. *Ann. Missouri Bot. Gard.* 89: 199–224.
- Puyravaud, J. P. 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*. Vol. 177 (1): 593–596.
- Sanderson, E.W., M. Jaiteh, M. A. Levy, K. H. Redford, A. V. Wannebo & G. Woolmer. 2002. The human footprint and the last of the wild. *Bioscience* 52: 891– 904.
- Sangermano, F. & J. R. Eastman. 2012. A GIS framework for the refinement of species geographic ranges. *International Journal of Geographical Information Science* 26:39–55.
- Sangermano, F., J. Toledano & J. R. Eastman. 2012. Land cover change in the Bolivian Amazon and its implications for REDD+ and endemic biodiversity. *Landscape Ecology* 27:571–584.
- Servicio Nacional de Áreas Protegidas. 2012. Conocimientos científicos y prioridades de investigación en el Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado Madidi. Eds. Salinas, E. & R. B. Wallace. La Paz, Bolivia. 176 pp.

- Silver, S.C., L.E.T. Ostro, L.K. Marsh, L. Maffei, A.J. Noss, M.J. Kelly, R.B. Wallace, H. Gómez, G. Ayala. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar (*Panthera onca*) abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx*, 38: 145-154.
- Steininger, M. K., C. J. Tucker, J. R. G. Townshend, T. J. Killeen, A. Desch, V. Bell & P. Ersts. 2001. Tropical deforestation in the Bolivian Amazon. *Environmental Conservation* 28:127-134.
- Stern, N. 2007. The economics of climate change. Cambridge University Press, London, UK.
- Trombulak, S.C., C. Frissell. 2000. Review of the ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conserv. Biol.* 14:18-30.
- Van der Werf, G. R., D. C. Morton, R. S. Defries, J. G. J. Olivier, P. S. Kasibhatla, R. B. Jackson, G. J. Collatz & J. T. Randerson. 2009. CO₂ emissions from forest loss. *Nature Geoscience* 2:737-738.
- WCS. 2010. Establishment of Guidelines to do Basic Carbon Accounting and Monitoring Emission Reductions in the Takana Indigenous Territory and Make them Active Participants in Developing a REDD Strategy in Bolivia. Final Report of Wildlife Conservation Society in collaboration with CIPTA (Consejo Indígena del Pueblo Takana) to the Food and Agriculture Organization of the United Nations.

