TRADUCCIÓN DEL TRABAJO ORIGINAL PUBLICADO EN

GLOBAL ECOLOGY AND CONSERVATION
31 (2021) e01787

https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01787

Esta traducción cuenta con la aprobación de los autores. Para cita, referirse al documento original

Traductora: Jorgelina Brasca

Citar como: Martinuzzi, S., V.C. Radeloff, G. Martinez Pastur, Y.M. Rosas, L. Lizarraga, N. Politi, L Rivera, A.H. Herrera, E.M.O. Silveira, A. Olah, and A.M. Pidgeo. 2021. Informing forest conservation planning with detailed human footprint data for Argentina. Global Ecology and Conservation 31, e01787.

Aporte de datos detallados de huella humana para la planificación de la conservación de bosques en Argentina

Sebastián Martinuzzi [a, *], Volker C. Radeloff [a], Guillermo Martínez Pastur [b], Yamina M. Rosas [b], Leónidas Lizarraga [c], Natalia Politi [d], Luis Rivera [d], Alejandro Huertas Herrera [e, f], Eduarda M. O. Silveira [a], Ashley Olah [a] y Anna M. Pidgeon [a]

[a] SILVIS Lab, Department of Forest and Wildlife Ecology, University of Wisconsin-Madison, 1630 Linden Drive, Madison, WI 53706, USA.
[b] Laboratorio de Recursos Agroforestales, Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Houssay 200 (9410) Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina.
[c] Administración de Parques Nacionales, Delegación Regional Noroeste, Santa Fe 23 (4400) Salta, Salta, Argentina.
[d] Instituto de Ecorregiones Andinas (INECOA), Universidad Nacional de Jujuy (UNJU), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Alberdi 47 (4600) San Salvador de Jujuy, Jujuy, Argentina.
[e] Ulterarius Consultores Ambientales y Científicos Ltda. Río de Los Ciervos 5862 (6210427), km 6 ½ Sur, Punta Arenas, Chile.
[f] Departamento de Ciencias Agropecuarias y Acuícolas, Universidad de Magallanes (UMAG). Avenida Bulnes 01855 (6210427) Punta Arenas, Magallanes, Chile.

* Autor para correspondencia.

Correo electrónico: martinuzzi@wisc.edu (S. Martinuzzi).

RESUMEN

La conservación de los bosques intactos remanentes es de máxima prioridad. Los mapas de huella humana constituyen una herramienta práctica para identificar áreas intactas. Sin embargo, las evaluaciones de estas áreas a nivel mundial son poco detalladas como para tomar decisiones acerca del uso del suelo, especialmente en países que tienen altas tasas de deforestación, como es el caso de Argentina. El objetivo principal de este trabajo fue elaborar un mapa de huella humana en las áreas de bosques de Argentina para contribuir a mejorar la planificación de la conservación a nivel regional y nacional. Específicamente, cuantificamos el nivel de influencia antrópica sobre el ambiente y elaboramos mapas de los bosques nativos intactos (i) en distintas regiones forestales y (ii) según las distintas categorías de uso del suelo definidas en el ordenamiento territorial de las masas boscosas, un instrumento clave para la conservación de los bosques nativos del país, e (iii) identificamos áreas intactas boscosas que están amenazadas debido a las actividades antrópicas. Analizamos datos espaciales detallados sobre asentamientos humanos, transporte, obras de energía y cambios en el uso de la tierra, y estimamos la extensión en superficie a la que estas diversas actividades antrópicas alteran los procesos naturales. Los píxeles con índice cero de huella humana fueron definidos como áreas intactas. Nuestros resultados muestran que una porción importante (43%) del área de bosques de Argentina puede considerarse intacta, lo que sugiere que existen oportunidades para la conservación. No obstante, los niveles de influencia antrópica mostraron variaciones sustanciales entre las regiones forestales; la Selva Paranaense y los bosques Chaqueños son los que tienen los mayores niveles de influencia antrópica. Además, encontramos que el ordenamiento territorial de las masas boscosas no conserva los bosques intactos del país, ya que la mayoría (78%) de las áreas intactas se encuentran en zonas donde se permiten actividades silvopastoriles, la producción de madera y/o la transformación de bosque a áreas de cultivos, lo que constituye una amenaza potencial para la biodiversidad en estas áreas. El mapa de áreas intactas boscosas que obtuvimos, si bien es el primer paso, es un paso importante para identificar áreas con la menor influencia antrópica de los bosques nativos en Argentina, ya que las capas de datos de actividades antrópicas disponibles captan gran cantidad de la influencia antrópica sobre los bosques, pero no toda. Por ejemplo, existen algunas características antrópicas menores, como ciertos caminos rurales, senderos y asentamientos rurales, en las áreas intactas identificadas. Nuestro estudio aporta conjuntos de datos que pueden ser de utilidad para los funcionarios que toman decisiones sobre uso del suelo y conservación; los resultados también identifican áreas que merecen atención para su conservación en Argentina. En términos generales, nuestro análisis destaca el valor que tiene la información detallada sobre huella humana para respaldar decisiones sobre la conservación de paisajes boscosos.

Palabras clave: huella humana, modificación antrópica; área intacta; planificación del uso del suelo; amenazas, bosques nativos.

1. Introducción

El uso del suelo y la infraestructura, cuando causan pérdida de ambientes, fragmentación y disminución de las especies, plantean grandes amenazas a la biodiversidad (Foley 2005, Rands et al. 2010). Más del 75% de la superficie libre de hielo del planeta se encuentra alterada por el uso antrópico, y menos de un cuarto permanece en condiciones intactas (Ellis y Ramankutty 2008). Los caminos fragmentan los ecosistemas terrestres del planeta, transformándolos en pequeños parches, lo que causa degradación de ambientes y pérdida de especies (Ibisch et al. 2016). La rápida expansión de plantaciones forestales y de obras de energía (p.ej. petróleo y gas) amenaza las áreas intactas y la conservación de la biodiversidad (Vijay et al. 2016, Harfoot et al. 2018). Por lo tanto, en el singlo XXI la conservación de la biodiversidad requiere una evaluación detallada de la influencia antrópica en los paisajes, incluyendo la identificación de las áreas intactas (Kennedy et al. 2019, Williams et al. 2020).

Los mapas de huella humana cuantifican la influencia antrópica en los paisajes e identifican las áreas intactas remanentes (Sanderson et al. 2002, Venter et al. 2016, Kennedy et al. 2019). Estos mapas integran información espacial sobre el uso del suelo, la infraestructura, y vías de acceso; de esta manera, captan la presión antrópica acumulada sobre el ambiente en una escala relativa determinada, por ej. de 0 a 10, donde 0 y 10 corresponden a influencia antrópica baja y alta, respectivamente (Sanderson et al. 2002). Las áreas intactas son aquellas donde los niveles de influencia antrópica son mínimos o inexistentes (Sanderson et al. 2002, Kennedy et al. 2019). Sin embargo, los mapas mundiales de huella humana tienen escaso valor para ser aplicados a nivel regional o local, porque se realizan con conjuntos de datos mundiales que suelen ser incompletos y de baja precisión y resolución espacial (Sanderson et al. 2002, Woolmer et al. 2008). En el sur de Chile, por ejemplo, el mapa mundial de huella humana subestima la extensión de la influencia antrópica en comparación con un mapa de huella humana generado con datos locales (Inostroza et al. 2016). Por el contrario, en Puerto Rico, los mapas mundiales sobreestiman la huella humana (Guzmán-Colón et al. 2020). Entonces, para aplicarlos en un sitio o región es necesario que estén basados en datos relevantes y precisos a alta resolución (Woolmer et al. 2008, González-Abraham et al. 2015, Martinuzzi et al. 2018).

Evaluar el nivel de influencia antrópica e identificar las áreas intactas en distintas regiones (p.ej. ecorregiones, tipos de bosques, etc.) es importante para la conservación de la biodiversidad (Ellis y Ramankutty 2008, Venter et al. 2016). Los pastizales templados, los bosques de coníferas tropicales y los bosques secos tropicales tienen los niveles más altos de influencia antrópica del mundo, mientras que los bosques boreales, los pastizales montanos y la tundra contienen gran parte de las áreas intactas remanentes (Riggio et al. 2020). Sin embargo, se necesita información más detallada en términos de resolución espacial y de distintos tipos de ambientes de importancia local, para orientar las acciones de conservación en el terreno.

Los planes de uso del suelo comúnmente se utilizan para lograr un balance entre la conservación de la naturaleza y el crecimiento económico (p. ej. Knaap et al. 2015, Chiavari y Lopes 2017, ver Tabla S1 en Martinuzzi et al. 2018). Los planes de uso del suelo definen “zonas” para usos específicos (p.ej. agricultura, urbanización, aprovechamiento forestal, espacios abiertos, etc.) y los gobiernos pueden aplicarlos en tierras privadas y públicas. Sin embargo, los planes de uso del suelo, en particular los que se desarrollan a escala nacional, suelen estar basados en información incompleta; por lo tanto, es posible que no identifiquen explícitamente las áreas intactas que quedan y en consecuencia, no logren conservarlas. Las áreas protegidas, como los parques y refugios, son una forma específica de ordenamiento territorial que no necesariamente protegen las áreas intactas, sino que en general están limitadas a tierras públicas y tienen una extensión reducida (Dietz et al. 2015, Anderson y Mammides 2020). El ordenamiento territorial en tierras privadas resultó eficiente para reducir la deforestación a gran escala (Nolte et al. 2017) y proteger áreas ribereñas, evitando su desarrollo (Dempsey et al. 2017), y fue recomendado para proteger el hábitat de grandes carnívoros en lugares claves para la biodiversidad, como el Gran

Ecosistema de Yellowstone (Shafer 2015). Sin embargo, no resulta claro si el ordenamiento territorial aplicado a grandes escalas, como a nivel de estados, provincias o naciones, logra la conservación de las áreas intactas remanentes. Por ejemplo, entre los bosques del mundo, la mayor parte de las áreas que aún quedan intactas se encuentran fuera de áreas protegidas (73%; Grantham et al. 2020).

A su vez, la probabilidad de perder estas áreas intactas en el futuro es más alta en algunas que en otras, debido a la falta de protección apropiada y/o a la alta probabilidad de aumento en las presiones antrópicas. Por lo tanto, es esencial identificar las áreas intactas que están amenazadas por las actividades antrópicas para priorizar acciones de mitigación (Brooks et al. 2006, Moran y Kanemoto 2017, Allan et al. 2019, Carter et al. 2019). Entre el año 2000 y el 2013, 1,9 millones de km^2 de áreas intactas —superficie equivalente al tamaño de México— sufrieron grandes modificaciones en todo el mundo (Williams et al. 2020); este hecho pone de relieve el ritmo y alcance de la degradación y pérdida de estas áreas críticas.

Los bosques contienen la mayoría de las especies terrestres; por lo tanto, mantener una extensión considerable de áreas de bosque intactas es esencial para conservar la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas (Mittermeier et al. 2003, Belote et al. 2016, Di Marco et al. 2019). En Argentina, ubicada en el sur de América del Sur, la conservación de bosques debe ser eficaz, debido a que se encuentran bajo presión de desarrollo. Argentina alberga una variedad de regiones forestales, desde la muy diversa Selva Paranaense, en el noreste, hasta el frío Bosque Andino-Patagónico en el sur. No obstante, Argentina perdió 15% de su cobertura arbórea solo entre 2001 y 2018, principalmente debido a la expansión de la agricultura y las pasturas (Hansen et al. 2013, Global Forest Watch 2020). A los fines de regular la deforestación, en el año 2007 Argentina sancionó la Ley Nacional de Bosques Nativos y estableció el Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos (OTBN), que determina la zonificación del área de bosques de cada provincia en tres categorías de uso del suelo: (i) bosques de alto valor de conservación, donde se permiten solamente prácticas que producen alteraciones mínimas, como la recolección de productos forestales no maderables, la investigación científica y el uso ancestral; (ii) bosques de mediano valor de conservación, donde están permitidas las actividades productivas, como las silvopastoriles, las forestales y el turismo, siguiendo los lineamientos de los planes de manejo; y (iii) bosques de bajo valor de conservación, en los que se permite la conversión a otros usos del suelo como la agricultura (Seghezzo et al. 2011, García Collazo et al. 2013, Núñez-Regueiro et al. 2019; ver Fig. 1a).

Desafortunadamente, cuando se promulgó la Ley Nacional de Bosques Nativos y cuando las provincias asignaron los bosques a zonas de uso del suelo, no se contaba con información espacial pormenorizada de la influencia antrópica y la ubicación de las áreas intactas que aún quedaban a nivel nacional. Si bien se realizaron análisis a nivel local que generaron mapas de huella humana y revelaron la presencia de bosques intactos fuera de áreas protegidas (Martinuzzi et al. 2018, Carrasco et al. 2021, Rosas et al. 2021a, 2021b), estos estudios abarcaron solamente el 12% del área cubierta por bosques. En consecuencia, no se conoce cabalmente el nivel de influencia antrópica en distintas regiones forestales; tampoco se sabe con exactitud dónde se encuentran las áreas intactas de bosques según las zonas del OTBN y dónde están las áreas intactas que están amenazadas por la degradación o conversión debido a la actividad antrópica. Esto es un problema porque algunos usos permitidos por el OTBN, como las actividades silvopastoriles, forestales y/o la conversión del suelo para la producción de cultivos, son amenazas directas a los ecosistemas (Frey et al. 2012, Macchi et al. 2013, Baldassini et al. 2020).

Como en muchos países en desarrollo, en Argentina es absolutamente necesario contar con datos espaciales detallados de la influencia antrópica para respaldar la conservación de la biodiversidad y la planificación del uso del suelo (Stephenson et al. 2017, Rochette et al. 2019). La mayor disponibilidad de datos espaciales sobre infraestructura y las capacidades de los sistema de información geográfica (SIG) que hay en muchos países desarrollados (Scott y Rajabifard 2017,

Amade et al. 2018, Coetzee et al. 2020) ofrecen la posibilidad de incorporar información sobre la influencia antrópica en el proceso de planificación del uso del suelo.

El objetivo principal de este trabajo fue elaborar un mapa de huella humana en las áreas de bosques de Argentina para contribuir a mejorar la planificación de la conservación a nivel regional y nacional. Específicamente, cuantificamos el nivel de influencia antrópica y elaboramos mapas de los bosques nativos intactos (i) en las principales regiones forestales y (ii) en las tres zonas definidas en el OTBN, e (iii) identificamos las áreas boscosas intactas que están amenazadas debido a las actividades antrópicas.

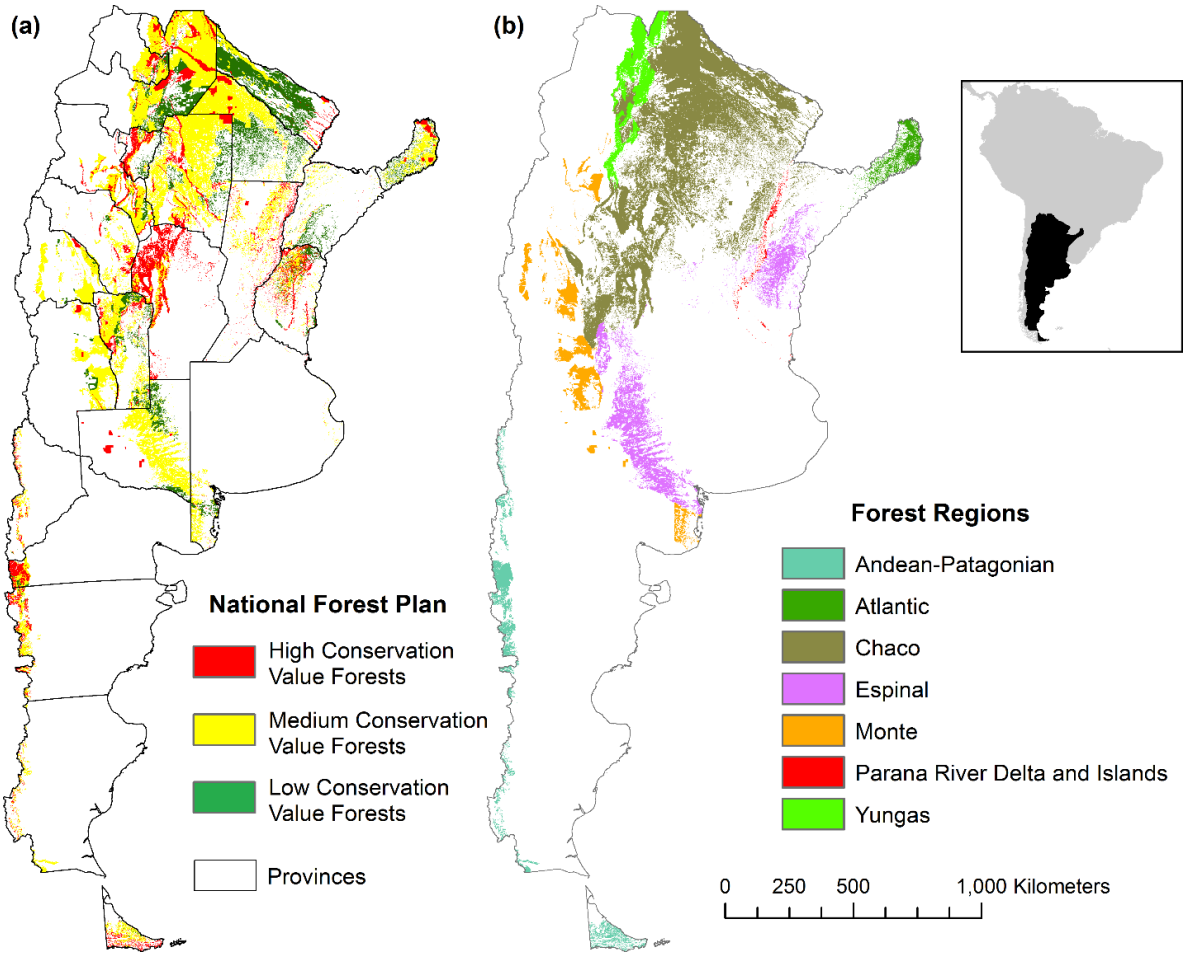

Figura 1. Área de bosques de Argentina clasificada según el Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (a) y regiones forestales (b) (MAyDS 2017).

2. Materiales y métodos

2.1. Área de estudio

Analizamos las áreas de bosque nativo delineadas en el OTBN, que abarcan 541.350 km^2 (19% de Argentina; Fig. 1). Según el OTBN, el 20% del área de bosques tiene bajo valor de conservación, el 60% tiene valor mediano y el 20% tiene alto valor de conservación (Fig. 1a). El gobierno argentino también diferencia siete regiones forestales: Andino-Patagónico, Selva paranaense, Chaco, Espinal, Delta e Islas del Paraná, Monte y Yungas Australes (Fig. 1b).

En el OTBN, había diferencias en la definición de "bosques" entre provincias (p. ej. diferencias entre la altura mínima de los árboles dominantes o en el porcentaje mínimo de cobertura de dosel en el rodal, o en el tamaño mínimo de parche de un grupo de árboles para ser considerado un bosque), así como distintos métodos de elaboración de mapas para delimitar el área de bosque dominada por especies nativas. Estas diferencias resultaron en falta de congruencia entre los inventarios de bosques nacionales y los provinciales (MAyDS 2017). Además, los criterios ecológicos, ambientales y socioeconómicos usados para clasificar bosques en zonas de valor de conservación alto, mediano o bajo difirieron entre provincias según la disponibilidad de datos, lo que aumentó la incongruencia entre provincias (García Collazo et al. 2013, MAyDS 2017). Sin embargo, la Ley Nacional de Bosques Nativos dispone que el plan de cada provincia se actualice cada cinco años. Este requisito ofrece oportunidades para hacer ajustes en el delineamiento de zonas, incorporando nueva información, como la ubicación de las áreas intactas, la presencia de vida silvestre y los patrones de riqueza (Martinuzzi et al. 2018).

2.2. Abordaje

2.2.1. Elaboración del mapa de huella humana

Elaboramos un mapa de la huella humana siguiendo el método de Sanderson et al. (2002), que fue aplicado en trabajos previos (Woolmer et al. 2008, González-Abraham et al. 2015, Venter et al. 2016). El proceso incluyó: (i) la selección de la resolución espacial del análisis, (ii) la selección de conjuntos de datos que captan diferentes tipos de presiones antrópicas, (iii) la asignación de valores de influencia antrópica (de 0 a 1) para cada conjunto de datos y (iv) la combinación de valores de influencia antrópica entre conjuntos de datos.

Aplicamos una resolución espacial de 100 m, según un trabajo anterior que realizamos en el norte de Argentina (Martinuzzi et al. 2018). Recopilamos conjuntos de datos sobre asentamientos humanos (urbanos y rurales), transporte (p. ej. rutas principales, caminos secundarios, senderos, etc.), obras de energía (p. ej. pozos de petróleo y gas, gasoductos, etc.) y uso del suelo (p. ej. plantaciones forestales, agricultura) de bases de datos del gobierno y estudios previos (Tabla A.1). Asignamos valores de influencia antrópica a cada conjunto de datos (n=19) en una escala de 0 a 1, teniendo en cuenta el efecto directo (i.e., el nivel de transformación del suelo dentro de cada pixel de 1 ha) y estimamos la distancia a la cual se extienden los efectos de influencia antrópica desde cada atributo. Asignamos valores y distancias según trabajos anteriores, tomando ejemplos de Argentina siempre que fuera posible (Tabla A.1). Por ejemplo, asignamos el valor máximo de 1 a los píxeles urbanos (como en González-Abraham et al. 2015, Martinuzzi et al. 2018), porque están dominados por superficies sin vegetación (p. ej. cemento, asfalto). Por otro lado, las líneas de alta tensión recibieron un valor de 0.3 porque involucran una transformación del bosque más pequeña que el píxel de 100 m de resolución que empleamos y porque siguen teniendo vegetación (Woolmer et al. 2008). Al mismo tiempo, la distancia a la cual se extiende la influencia varió según el tipo de atributo humano. Por ejemplo, a las rutas y los caminos les asignamos una distancia de influencia de entre 1 y 3 km, según si se trataba de rutas principales, secundarias o caminos rurales (como en Woolmer et al. 2008). De la misma manera, dentro de las obras de energía, a las estaciones de compresión se les asignaron distancias de influencia más grandes que a los pozos, ya que emiten mucho ruido que puede alterar las comunidades de vida silvestre hasta a 700 m de distancia (Bayne et al. 2008), en comparación con una distancia de influencia de 100 - 250 m asignada a los pozos, que no generan ruido (Barton et al. 2016, Farwell et al. 2019). Para todas las variables, aplicamos una función decreciente que reflejara la disminución de la influencia antrópica con el aumento de la distancia; de esta manera, establecimos una disminución más marcada cerca de la fuente y una más gradual a mayor distancia de la fuente (Tabla A.1).

Ajustamos las variables y los valores para que reflejaran las características de nuestra área de estudio y para que pueda ser aplicado para mejorar la conservación de los bosques. Por ejemplo, en estudios previos en los cuales se desarrollaron mapas de la huella humana, los usos del suelo con vegetación, como pasturas, cultivos y plantaciones forestales, recibieron valores mucho menores que las áreas urbanas (es decir, 0.4-0.7 vs 1; Woolmer et al. 2008, González-Abraham et al. 2015, Venter et al. 2016, Martinuzzi et al. 2018). Sin embargo, asignamos valores más altos (i.e., 0.8) a plantaciones forestales (todas son de especies exóticas) y 0.9 a conversión de bosque a pastura o agricultura, porque estos usos reemplazan completamente la cobertura de bosque nativo, y nuestro principal objetivo era su conservación. Además, en áreas de bosques de Argentina es común la presencia de atributos humanos como los asentamientos rurales pequeños, conocidos como puestos, caracterizados por una o algunas casas agrupadas alrededor de una fuente de agua artificial para el ganado, o los caseríos, grupos de unas pocas casas rurales más un puesto sanitario de primeros auxilios y una escuela pequeña. Sin embargo, los mapas de cobertura de suelo o los productos satelitales de luces nocturnas no captan bien los puestos y caseríos. Para realizar los mapas de los asentamientos rurales, combinamos capas gubernamentales de SIG de puestos, estancias y escuelas, y consideramos a las escuelas como sustitutos de caseríos. En la Tabla A.1 se encuentra información adicional sobre las variables y valores.

Algunos factores no fueron incluidos por falta de datos. La degradación de los bosques debido al aprovechamiento forestal (para obtener carbón, postes, madera, etc.) y el pastoreo (de vacas, cabras, ovejas) son factores de presión importantes en las regiones de Chaco, Espinal y Monte (Martínez Pastur et al. 2020), y los arroyos y ríos suelen usarse para el movimiento de personas y ganado en terrenos montañosos. Sin embargo, los datos espaciales de estas actividades eran muy poco detallados o no estaban disponibles. Además, las distancias de influencia se basan en revisiones de publicaciones, y para muchas de las variables que utilizamos (p. ej. pozos, senderos, agricultura, plantaciones forestales, etc.) la bibliografía está sustentada en estudios de aves, plantas o en un promedio de múltiples especies de vertebrados. Para muchos mamíferos de gran tamaño, estas distancias probablemente sean conservadoras (Núñez-Regueiro et al. 2015).

Para realizar el mapa de huella humana, combinamos los valores de influencia de todos los conjuntos de datos usando la suma algebraica "fuzzy" de los valores de modificación antrópica de Theobald (Theobald 2013), como en González-Abraham et al. (2015) y Martinuzzi et al. (2018). En el mapa final, los valores oscilan entre 0 y 1; los píxeles con un valor de huella humana de = 0 corresponden a nuestros valores de áreas intactas. Para verificar la necesidad de un mapa de huella humana para Argentina, también comparamos el mapa que desarrollamos con los que están disponibles en el mundo (Venter et al. 2016, Potapov et al. 2017, Jacobson et al. 2019, Kennedy et al. 2019). Además, como algunas de las distancias de influencia pueden ser conservadoras para los mamíferos de gran tamaño, realizamos un análisis de sensibilidad y aumentamos tres veces la distancia de influencia para la variable agricultura, de la actual de 300 m a 1 km, y calculamos el cambio en superficie con huella humana = 0.

2.2.2. Análisis de la huella humana en cada región de bosque

Evaluamos la huella humana en las siete regiones forestales (ver Fig. 1b). Para cada región principal de bosque, informamos la huella humana media (de 0 a 1), y la extensión de las áreas intactas (huella humana = 0) tanto en km^2 como en porcentaje del área total de bosque.

2.2.3. Análisis de la huella humana en las zonas del OTBN

Luego, evaluamos la huella humana en las tres zonas designadas en el OTBN, áreas de valor de conservación alto, mediano y bajo (Fig. 1b). Para cada zona, informamos la huella humana media (0 a 1) y la superficie de las áreas intactas (huella humana = 0) tanto en km^2 como en porcentaje del área total de bosque.

Además, estimamos el grado de protección que brinda el OTBN en los bosques intactos de cada una de las siete regiones forestales. De este modo, calculamos el porcentaje de las áreas intactas clasificadas como de valor de conservación alto, mediano y bajo en cada región de bosque. Partimos del supuesto que las áreas intactas están mejor protegidas si se encuentran ubicadas en las zonas designadas por el OTBN como de alto valor de conservación, donde el uso del suelo permitido para actividades antrópicas es mínimo o inexistente; la protección disminuye si se encuentran en áreas de valor medio de conservación, donde se permiten usos como las actividades silvopastoriles (que mantienen un cierto nivel de cobertura arbórea) y, finalmente, la menor protección se da en las zonas de valor de conservación bajo, donde se permite la agricultura.

2.2.4. Identificación de los bosques intactos que están amenazados debido a actividades antrópicas

La identificación de los bosques intactos que están amenazados por actividades antrópicas es clave para orientar las decisiones sobre uso del suelo. Definimos a los bosques amenazados como aquellos ubicados en áreas con una alta concentración de píxeles intactos (huella humana = 0) en lugares clasificados como de valor de conservación bajo o medio por el OTBN. Nuestro supuesto fue que las actividades permitidas en estas dos zonas presentan un riesgo de degradación y de conversión del uso del suelo.

Realizamos este análisis a nivel de provincias. Usamos una grilla hexagonal de 635 km^2 para identificar áreas de bosques amenazados en cada provincia (n=23); esta forma geométrica y esta resolución son eficientes para aportar información para la planificación de la conservación a nivel regional (White et al. 1992). Para cada hexágono, primero identificamos las áreas intactas (huella humana = 0) ubicadas en bosques de valor de conservación bajo y mediano. Luego delimitamos las áreas intactas que correspondían a bosque, según una capa de cobertura de bosque de 30 m de resolución (Hansen et al. 2013). Este paso fue necesario porque las provincias usaron distintas definiciones de área de bosque, así como distintos abordajes para realizar los mapas, y nuestro propósito era limitar el análisis a cobertura de bosque de manera coherente. Luego de contar el número de píxeles intactos de valores de conservación mediano y bajo en cada hexágono, ordenamos los hexágonos según la superficie de área intacta. Para cada provincia, identificamos los diez hexágonos más amenazados, incluyendo los cinco que tenían el área intacta más grande en zonas de valor de conservación bajo, y los cinco hexágonos con el área intacta más grande en zonas con valor de conservación mediano. En algunos casos, el número total puede ser menor a diez, por ejemplo, si una provincia no tiene áreas intactas de bosque en zonas de nivel de conservación bajo; en ese caso, solo informamos los cinco hexágonos que tienen el área intacta de bosque más grande en zonas de valor de conservación mediano.

Para brindar más aportes a la planificación de los bosques a nivel provincial, también informamos la huella humana media (de 0 a 1) y la extensión de los píxeles intactos (huella humana = 0) en el área boscosa de cada provincia.

2.2.4.1. *Evaluación de la precisión de las áreas intactas*. Definimos como áreas intactas aquellas que tienen una huella humana = 0. Sin embargo, aun así estas áreas pueden tener cierto nivel de influencia antrópica, ya que nuestra definición de áreas intactas se basa en capas de datos espaciales disponibles que pueden ser imperfectas, y los efectos antrópicos sobre los bosques podrían extenderse más allá de lo que se puede detectar en las capas de datos existentes. Por lo tanto, realizamos una evaluación de la precisión de la clasificación de áreas intactas sobre la base de interpretación visual de imágenes espaciales de alta resolución obtenidas de Google Earth. Seleccionamos al azar 150 píxeles con huella humana = 0 (i.e., puntos de validación). Luego usamos imágenes de alta resolución para buscar atributos antrópicos dentro del área que rodea cada píxel hasta una distancia de 1 km de cada punto de validación que no haya estado incluido en las capas de datos espaciales, como por ejemplo, un camino secundario o un parche de agricultura. Finalmente, medimos si el punto de validación estaba ubicado dentro de la distancia de influencia

de los atributos antrópicos (según las distancias de influencia presentadas en la Tabla A.1); en tal caso, el valor de huella humana cero de nuestro mapa fue considerado incorrecto. Repetimos este paso para cada punto de validación (n=150) y registramos el número de veces que el punto de validación fue clasificado correcta o incorrectamente con huella humana = 0, incluyendo la o las razones principales de la clasificación incorrecta.

Analizamos el área de 1 km alrededor de cada punto de validación porque la mayoría de los atributos antrópicos de nuestro estudio tienen una distancia de influencia de hasta 1 km, particularmente los atributos más pequeños, como los senderos y caminos secundarios, que son los que tienen mayor probabilidad de no ser incluidos en la capa de datos espaciales. Los atributos grandes, como los centros urbanos o las rutas principales, tienen una distancia de influencia mucho mayor (hasta 15 km), pero no es probable que estén ausentes en las capas de datos espaciales. La única excepción está dada por los puestos, que tienen una distancia de influencia de 3 km, pero la precisión de esta capa de datos fue evaluada por separado (ver Tabla A.1). Finalmente, no evaluamos si el bosque estaba degradado o no, porque la degradación de los bosques puede ser difícil de inferir a partir de imágenes de alta resolución espacial, especialmente en los bosques abiertos o que están dominados por arbustos, lo que sucede en muchos bosques de Argentina.

3. Resultados

3.1. Mapa de la huella humana

Los valores de huella humana en el área de bosques comprendida en el OTBN oscilaron entre 0,0 y 1,0, con un valor promedio de 0.18. Las áreas intactas (índice de huella humana = 0) ocuparon el 43%, o 234.048 km^2 del área de bosques. Las áreas de huella humana baja, mediana y alta, definidas como valores del índice <0,33 (bajo), 0,33 a 0,67 (medio) y 0,67 a 1 (alto), ocuparon el 37%, 10% y 10%, respectivamente (Fig. 2). Las áreas con valores altos de huella humana se encontraron concentradas cerca de asentamientos y caminos, así como en áreas de bosques transformadas recientemente para agricultura o pasturas (Fig. 2).

La comparación visual de nuestro mapa de huella humana con los productos globales mostró diferencias considerables (ver Fig. A.1). En particular, nuestro mapa mostró la influencia de muchos asentamientos, rutas y otros atributos de pequeña extensión (p. ej. infraestructura para petróleo y gas) que no son captados por los productos globales. Además, el análisis de sensibilidad mostró que el haber triplicado la distancia de influencia de la variable agricultura cambió el área con huella humana = 0 de 43% a 34%.

3.2. Huella humana en las regiones forestales

Comparamos las siete regiones forestales (Andino-Patagónica, Selva Paranaense, Chaco, Espinal, Delta e Islas del Paraná, Monte y Yungas Australes) en términos de huella humana media y extensión de las áreas intactas. La Selva Paranaense tuvo la mayor huella humana media (0,32), seguida, con valores muchos más bajos, por los bosques del Chaco (0,21), mientras que las otras cinco regiones tuvieron valores menores, que oscilaron entre 0,08 y 0,15 (Fig. 3b). Las regiones forestales con las mayores proporciones de áreas intactas fueron el Monte, la región Andino-Patagónica y el Delta e Islas del Paraná, con 60%-61% de sus áreas boscosas clasificadas como intactas, mientras que la Selva Paranaense tuvo la menor proporción, con solo el 26% clasificada como intacta (Fig. 3c). Sin embargo, en términos absolutos (km^2), los bosques del Chaco tuvieron la mayor extensión de áreas intactas, con 121.335 km^2, vs 2.260-32.353 km^2 para las otras regiones forestales (Fig. 3d), debido a que el área de los bosques del Chaco es mucho más extensa que las del resto (Fig. 3a).

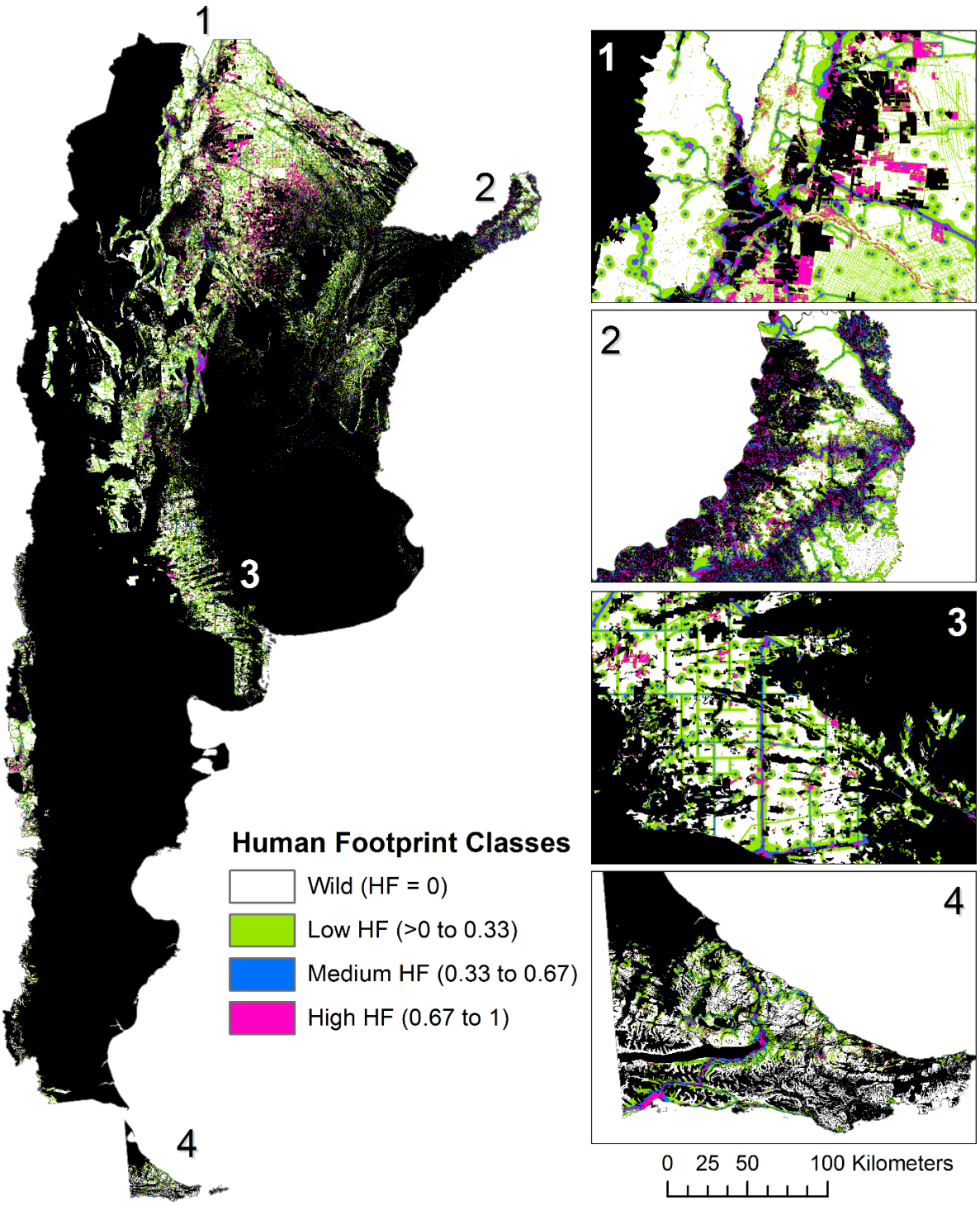

Figura 2. Clases de huella humana en los bosques nativos de Argentina. Detalle: 1. Yungas Australes/Chaco, 2. Selva Paranaense, 3. Espinal 4. Bosques Andino-Patagónicos.

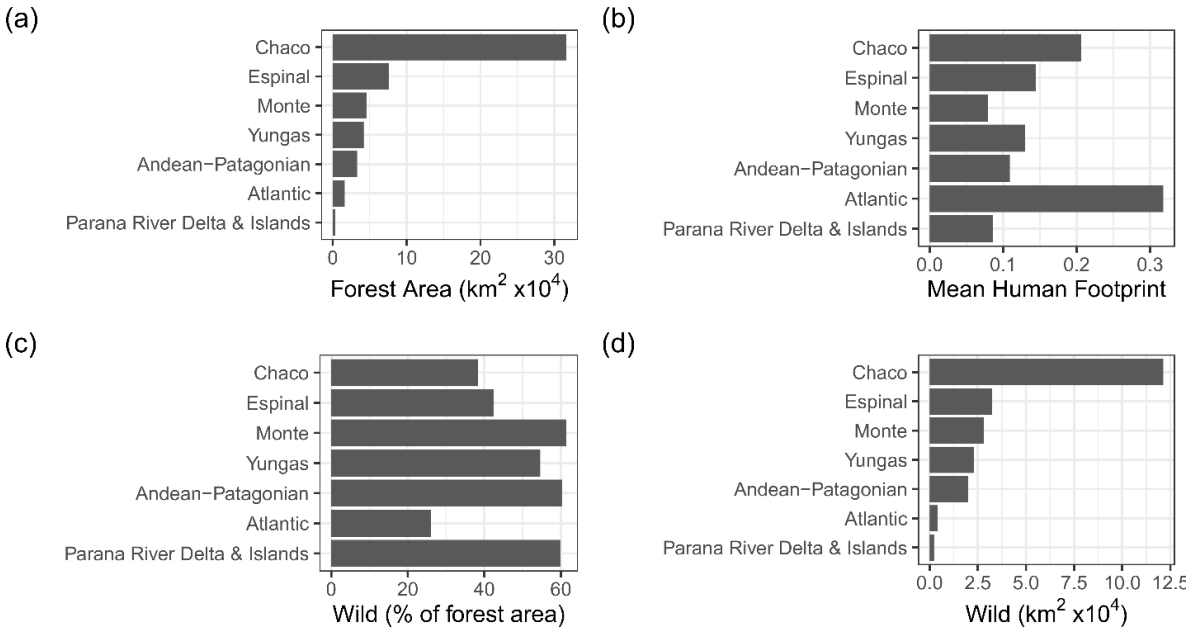

Figura 3. Huella humana en las distintas regiones forestales. (a) Superficie de cada región de bosque según el OTBN, (b) huella humana media (0 a 1) y superficie de las áreas intactas (áreas con huella humana = 0) en (c) porcentaje y (d) en km^2.

3.3. Huella humana en las zonas del OTBN

El OTBN clasifica las áreas de bosque nativo en zonas de valores de conservación bajos, medianos y altos. Encontramos que los bosques con valor de conservación bajo tenían la huella humana media más alta (0,27), mientras que los bosques con valores de conservación medianos y altos tuvieron una huella humana menor, pero con una media muy similar (0,16 y 0,15, respectivamente; Fig. 4b). Además, alrededor de dos tercios de todos los bosques intactos se encontraron en la zona de valor de conservación mediano (148.100 km^2 o 63%), 22% en la zona de valor alto de conservación y 15% en la zona de valor de conservación bajo (Fig. 4c-d).

De las siete regiones forestales, cinco tuvieron la mayor parte de sus áreas intactas en la zona de valor de conservación mediana (61%-86%, Fig. 4e). Sin embargo, una cantidad importante de áreas intactas en los bosques del Chaco y del Espinal (20% y 25%) se encontraban en áreas designadas como de valor de conservación mediano, comparadas con solo el 1%-4% de las otras regiones forestales (Fig. 4e).

3.4. Bosques intactos amenazados por las actividades antrópicas

A los fines de facilitar el uso del mapa de huella humana a los funcionarios responsables de políticas y a los conservacionistas: (i) identificamos los bosques amenazados en cada provincia y (ii) presentamos la huella humana en las áreas boscosas de cada provincia (n=23). Los bosques amenazados, definidos por la alta concentración de píxeles intactos (índice de huella humana = 0) ubicados en áreas de valor de conservación bajo o mediano, tendieron a estar dispersos espacialmente, lo que indica que es necesario, desde el punto de vista de conservación, prestar atención a numerosos sectores dentro de cada provincia, y no solo a una única área (Fig. 5).

De todas las provincias, Misiones (NE de Argentina, que contiene la mayor parte de la Selva Paranaense) tuvo la huella humana más alta (0,32), seguida de Santiago del Estero, Córdoba y Chaco, al norte y centro de Argentina, con valores de huella humana entre 0,23 y 0,24 (Fig. A.2). Todas las provincias tuvieron algunos píxeles con bosques intactos, con proporciones que variaron

considerablemente entre ~25% en Entre Ríos y Misiones (E y NE de Argentina) y 68% en Tierra del Fuego, en el extremo sur de Argentina. Al igual que nuestros hallazgos a nivel de regiones forestales, en la mayoría de las provincias, casi todas las áreas intactas se encontraron fuera de las áreas clasificadas en la zona de alto valor de conservación, es decir, las áreas con máxima protección asignadas por el OTBN. Resultan de especial preocupación las provincias de Corrientes y Formosa (que contienen bosques de Espinal y Chaco), en las cuales la mayor parte de los bosques intactos (56% y 82%) están clasificados en la zona de valor de conservación bajo; por lo tanto, son áreas donde está permitida la transformación según el OTBN (Fig. A.3).

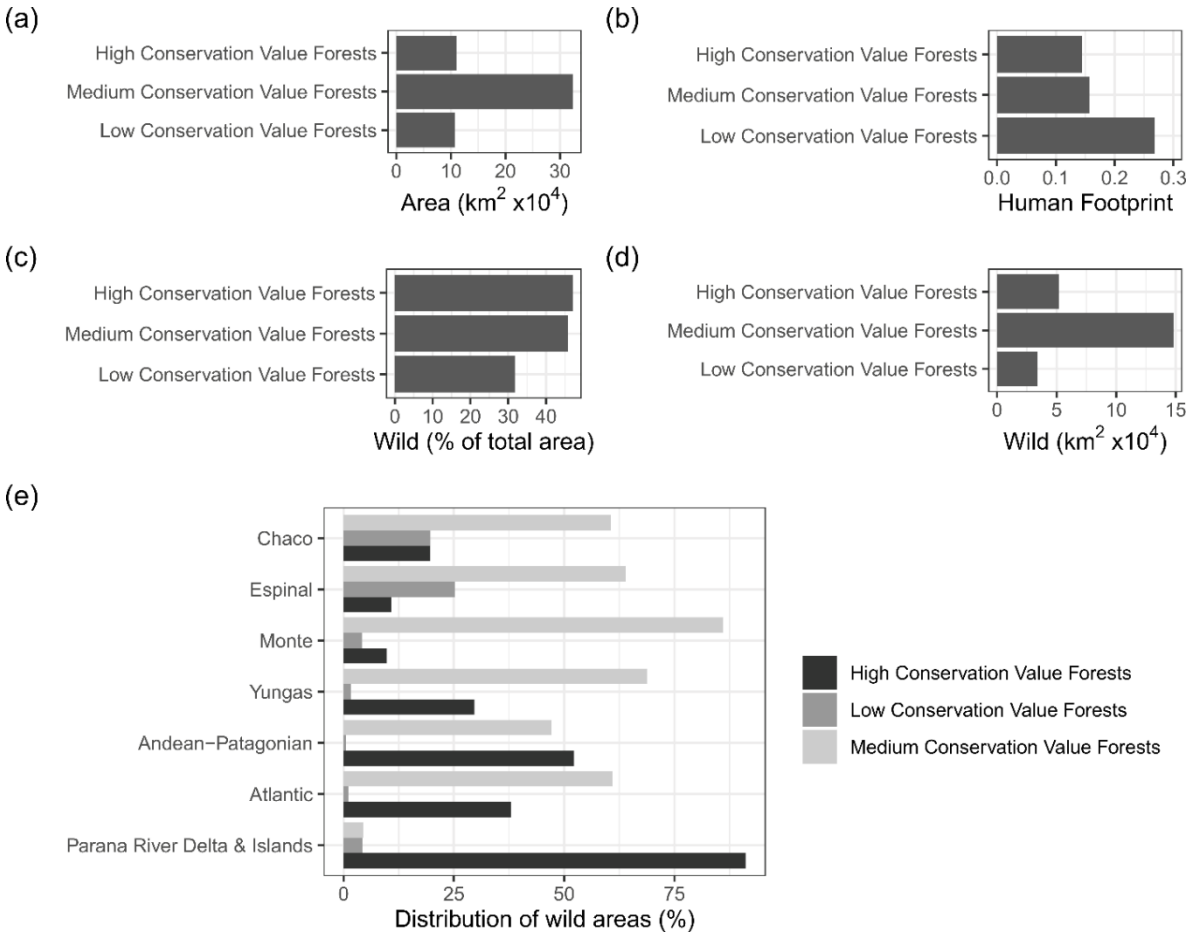

Figura 4. Huella humana en las zonas de valor de conservación bajo, medio y alto designadas por el ordenamiento territorial de las masas boscosas. (a) Superficie de cada zona, (b) huella humana media en cada zona y superficie de las áreas intactas (áreas con huella humana = 0) en (c) porcentaje y (d) en km^2 en cada zona; (e) proporción de bosque intacto dentro de las tres zonas, por región principal de bosque.

3.5. Evaluación de la precisión de las áreas intactas

Realizamos una evaluación de precisión basada en 150 puntos de validación. Encontramos que 104 (69%) puntos de validación estaban correctamente clasificados como silvestres (índice de huella humana = 0), y 46 (31%) estaban clasificados incorrectamente (Tabla 1). La razón principal de la clasificación incorrecta fue la presencia de atributos pequeños, como caminos rurales, puestos y sendas, que eran visibles en las imágenes de alta resolución pero que estaban ausentes en las capas de datos espaciales disponibles.

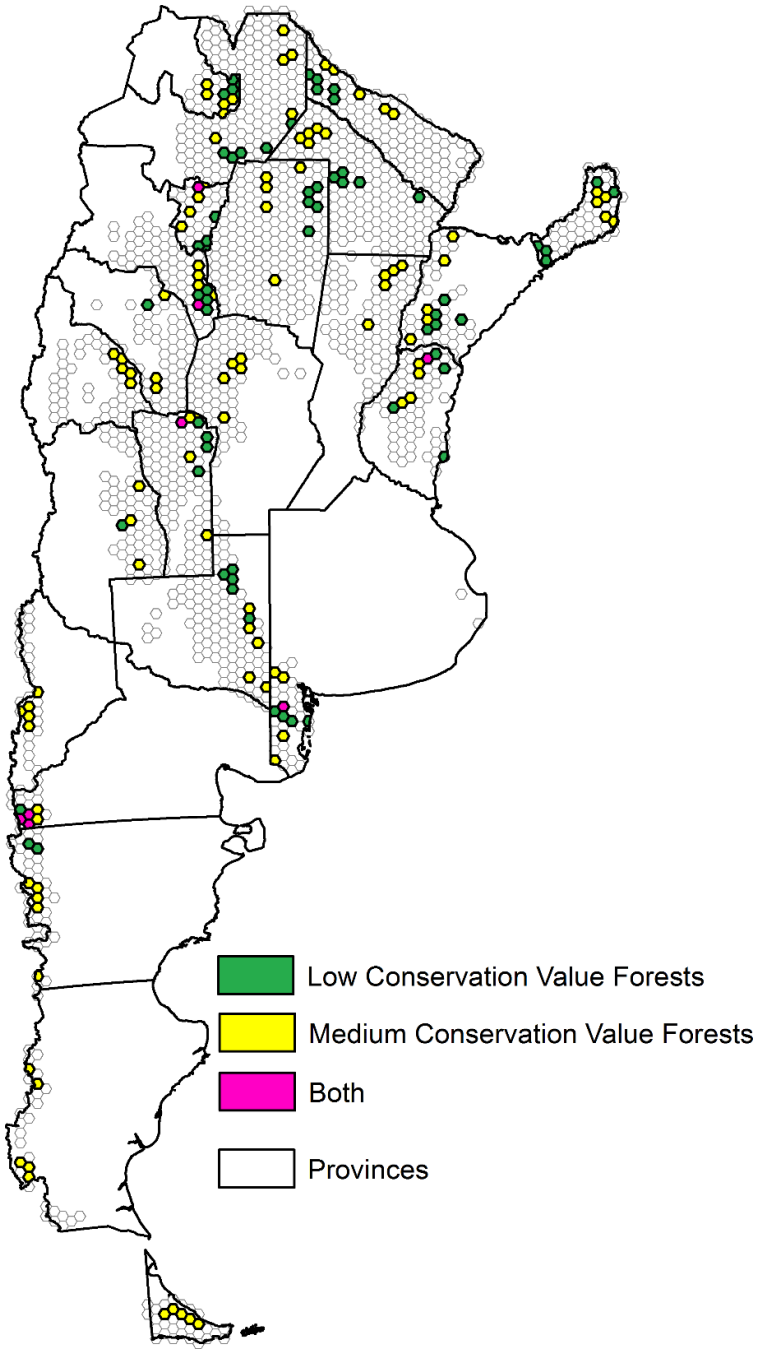

Figura 5. Bosques intactos que están amenazados debido a las actividades antrópicas. Estas áreas corresponden a las mayores concentraciones de áreas intactas (índice de huella humana = 0) en áreas de valor de conservación bajo a mediano (o ambos) según el OTBN, en cada provincia. Las actividades permitidas en estas áreas, como las silvopastoriles y agrícolas, constituyen amenazas potenciales para estas áreas intactas. Los hexágonos indican el área boscosa según el OTBN.

Tabla 1
Resultados de la validación de las áreas silvestres.

Clasificación de áreas intactas	Número de puntos de validación	Descripción
Correcta	104 (69%)	---
Incorrecta	46 (31%)	Veinte puntos de validación estaban a <1 km de un camino rural (i.e., camino secundario). Once puntos de validación estaban a <1 km de puestos u otros asentamientos rurales pequeños. Once puntos de validación estaban a <100 m de una senda. Otras causas (n=4).
Total	150 (100%)	

4. Discusión

Conservar las áreas intactas que aún quedan es de máxima prioridad para mantener tanto la biodiversidad como la provisión de servicios ecosistémicos. Una manera práctica de identificar esas áreas es mediante los mapas de huella humana. Desarrollamos un mapa de la huella humana en las áreas de bosque nativo de Argentina y encontramos que si bien las áreas boscosas con un índice de huella humana de cero (i.e., nuestro indicador de que es un área intacta) siguen siendo relativamente frecuentes, la mayoría de ellas no están protegidas por el OTBN. Además, el nivel de influencia antrópica varía considerablemente entre las distintas regiones forestales. Identificamos áreas prioritarias para posibles acciones de conservación y brindamos nuevos conjuntos de datos que pueden ser utilizados por conservacionistas y funcionarios encargados de la planificación del uso del suelo. El mapa de bosques intactos que obtuvimos es un primer paso para la identificación de áreas intactas de Argentina, ya que la identificación de estas áreas se basa en las capas de datos espaciales disponibles, que captan no toda, pero una gran parte de la influencia antrópica en los bosques. En general, nuestro estudio destaca el valor de los datos de huella humana para aportar información sobre decisiones de conservación a escala regional y nacional.

Nuestro mapa reveló que una proporción considerable (43%) de áreas de bosque nativo de Argentina tenía un índice de huella humana de cero, es decir, nuestro indicador de áreas intactas. La proporción relativamente alta del bosque nativo intacto remanente es alentadora desde la perspectiva de la planificación de la conservación. Este dato sugiere que a pesar de las altas tasas de transformación que se registran en Argentina, todavía quedan muchos bosques con influencia antrópica baja o mínima, según el conjunto de variables que empleamos en este trabajo. El hecho de tener una proporción importante de vegetación nativa con baja o mínima influencia antrópica permite que haya flexibilidad en la protección de los bosques intactos, la principal estrategia para la conservación de la biodiversidad (Venter et al. 2016, Watson et al. 2018, Williams et al. 2020).

Nuestros resultados muestran que la Selva Paranaense y los bosques del Chaco tienen los niveles de influencia antrópica más altos de todas las regiones forestales de Argentina, según lo indican los altos valores de huella humana media y la baja proporción de bosques intactos de estas regiones. Este hallazgo es importante porque la Selva Paranaense es una de las regiones de menor superficie total, pero alberga la mayor diversidad de plantas y animales del país (Giraudo et al. 2003). Las plantaciones de especies exóticas, la transformación debido a la agricultura de subsistencia y una red vial densa son factores que contribuyen a los altos niveles de huella humana que encontramos en los bosques nativos de esta región. Por otra parte, la región de los bosques del Chaco es un área extensa donde se registran algunas de las tasas de transformación más altas del mundo (Gasparri y Grau 2009, Hansen et al. 2013), y es una región de alta prioridad para la conservación (Mastrangelo y Gavin 2012, Torres et al. 2014, Kuemmerle et al. 2017). La

transformación debido a la expansión de la frontera agropecuaria, más una red importante de caminos y asentamientos, es la causa de los altos niveles de huella humana que se registran en esta región.

Nuestros resultados muestran que el OTBN no está conservando los bosques intactos del país. La gran mayoría (78%) de las áreas intactas están ubicadas en las zonas designadas como de valor de conservación mediano o bajo por el OTBN, donde las actividades permitidas como las silvopastoriles o la agricultura degradan o eliminan esas áreas tan importantes (Peri et al. 2016, Martínez Pastur et al. 2017). Esto puede explicarse por la falta de información espacial para respaldar la planificación del uso del suelo por parte de las provincias (MAyDS 2017, Martínez Pastur et al. 2020), en este caso, sobre la ubicación de los bosques intactos. Nuestros hallazgos confirman los resultados obtenidos en un área de pequeñas dimensiones en el norte de Argentina (Martinuzzi et al. 2018) y sugieren que, salvo que se mejore, el OTBN no evita la amenaza de pérdida de los bosques remanentes intactos.

Para mejorar la planificación de la conservación dentro del OTBN, sugerimos que las provincias consideren agregar pasos a los procesos actuales de ordenamiento territorial. Estos pasos incluyen: (i) incorporar datos espaciales sobre la influencia antrópica, por ejemplo, sobre la ubicación de las áreas intactas que aún quedan y (ii) actualizar el estado de conservación de estos bosques intactos designados como de valor de conservación mediano o bajo, ya sea cambiando el estado de designación al de valor alto de conservación o restringiendo el tipo de actividades productivas que se permiten allí (p. ej. permitir el turismo pero no las actividades silvopastoriles). Además, el mapa de huella humana que obtuvimos puede combinarse con información de especies silvestres y riqueza de especies para contribuir a la identificación de corredores ecológicos potenciales (p. ej. Belote et al. 2016) y en la elaboración de propuestas de nuevas áreas de conservación.

Todos los estudios tienen limitaciones, y el nuestro no escapa a esa situación. Por ejemplo, la información sobre degradación de los bosques debido al aprovechamiento forestal o pastoreo, que son presiones antrópicas importantes que se ejercen sobre los bosques, era muy poco detallada o no estaba disponible. De la misma manera, si bien incorporamos datos sobre cultivos y pasturas usando una capa de transformación, no incorporamos los efectos de las áreas dedicadas a la agricultura o pasturas que se extienden hasta cientos de metros al interior del bosque adyacente (Zurita et al. 2012, Pfeifer et al. 2017). Esta limitación se debió a las distintas definiciones de bosques que adoptan las provincias y además porque varias provincias consideraron porciones de vegetación no arbórea (p. ej., arbustos, humedales herbáceos) como parte del ecosistema de bosque; esto impidió la asignación congruente de efectos de borde en todas las provincias. Además, el mapa de huella humana que obtuvimos debe aplicarse con precaución a los análisis relacionados con grandes mamíferos, ya que las distancias de influencia antrópica para algunas variables se desarrollaron usando información sobre animales pequeños y plantas, y los grandes mamíferos pueden verse afectados incluso a mayores distancias. Una distancia de influencia que se extiende más allá de la fuente de disturbio reduciría la cantidad de bosque intacto. Por ejemplo, cuando se triplicó la distancia de influencia de la agricultura, cambió el área con huella humana = 0 en menos de 10 puntos porcentuales, desde 43% hasta 34%, lo que también sugiere la solidez de nuestras conclusiones generales. A la vez, cuantificamos la extensión de bosques intactos basados en el número de píxeles con huella humana = 0 sin considerar el tamaño de parche (p. ej., Potapov et al. 2017). Esto lo hicimos porque las provincias definen sus áreas de bosque usando distintos umbrales para altura de árboles, cobertura de dosel y tamaño mínimo de parche; entonces, el mismo umbral en todo el país habría dejado fuera áreas consideradas por la ley como bosques en esas regiones con un umbral más bajo. Además, la evaluación de precisión reveló que en las áreas que clasificamos como intactas existen algunos puestos, caminos rurales, sendas, etc., lo que destaca la necesidad de hacer mapas más pormenorizados de esos atributos para mejorar la planificación en Argentina. Nuestras estimaciones de la medida de distancia de diversas influencias antrópicas puede ser más conservadora que lo que son efectivamente en el terreno. Finalmente, reconocemos que las áreas

intactas no son un sustituto total del valor de la biodiversidad, ya que las diferencias en productividad del sitio, altitud y relación espacial de los píxeles designados como áreas intactas de importancia para las especies silvestres moldean la contribución relativa de cada píxel de área intacta a la persistencia de la biodiversidad. Por todas estas razones, nuestra estimación de la extensión de los bosques intactos remanentes debe ser considerada optimista y es posible que no refleje el verdadero comportamiento de las especies silvestres. Sin embargo, el mapa obtenido, elaborado con los mejores datos disponibles, constituye una evaluación congruente de la huella humana a nivel nacional.

4.1. Conclusiones

En general, el 43% de los bosques nativos de Argentina permanecen en su estado intacto (huella humana = 0), aunque dentro de las siete regiones forestales, la proporción que se encuentra en estado intacto varía considerablemente. Nuestra evaluación de la huella humana en el bosque nativo de Argentina identificó las áreas intactas que están sujetas a posible degradación o conversión en el marco del OTBN, así como áreas intactas de bosques que están protegidas. La tasa de pérdida de bosque es acelerada; sugerimos que los responsables de políticas forestales en Argentina tengan como prioridad evaluar y considerar seriamente la posibilidad de aumentar el estado de conservación de los bosques intactos remanentes, antes de que las opciones sean más limitadas y la pérdida de bosque, más importante. Nuestro estudio ofrece datos detallados sobre huella humana para respaldar decisiones de conservación en paisajes forestales.

[El mapa de huella humana que desarrollamos para Argentina está disponible en http://silvis.forest.wisc.edu/data/]

Agradecimientos

Este trabajo recibió el apoyo de National Aeronautics and Space Administration (NASA) Biodiversity and Ecological Forecasting Program, proyecto 80NSSC19K0183. Agradecemos a J. Bono y F. Pino por su colaboración con algunos conjuntos de datos. Tres revisores anónimos hicieron comentarios valiosos que ayudaron a mejorar el manuscrito.

Apéndice A. Datos suplementarios

Tabla A.1.
Descripción de variables y valores de influencia usados para desarrollar el mapa de huella humana.

Variable	Presión directa (0 a 1)	Distancia máxima (m)	Justicación	Formato SIG	Fuente de los datos	Información adicional *
Asentamientos humanos						
Población ≥1.000.000	1	15.000	Para presión directa: Woolmer et al. (2008), González-Abraham et al. (2015), Martinuzzi et al. (2018). Para distancia máxima: 15 km es la distancia máxima de influencia a cualquier atributo humano usado en los mapas mundiales de huella humana (ver Sanderson et al. 2002, Venter et al. 2016); por lo tanto, usamos ese valor como la distancia de influencia máxima y aplicamos una distancia máxima decreciente, según tamaño de la población. También supusimos que la distancia de influencia desde los asentamientos humanos (excluyendo los asentamientos aislados) siempre es mayor a la de las rutas.	Polígono	El archivo de shape de los asentamientos del Instituto Geográfico Nacional (IGN; http://www.ign.gob.ar), descargado el 03-14-2019, versión de datos: 10-01-2018. Valores de población tomados de INDEC 2010.	Los umbrales de población corresponden a la clasificación de asentamientos provista por el gobierno argentino (p.ej. https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/argentina_urbana_2018.pdf; https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/doc_diagnostico_ciudades_2030_1.pdf)
Población ≥100.000-999.999	1	12.500		Polígono		
Población ≥10.0000-99.999	1	10.000		Polígono		
Población ≥2.000-9.999	1	7.500		Polígono		
Población <2.000	1	5.000		Polígono		
Asentamientos aislados	1	3.000	Para presión: igual a los otros asentamientos humanos (i.e., 1). Para distancia: Macchi y Grau (2012) en Chaco (Argentina) encontraron que la estructura y composición de los bosques se estabiliza a 500 m de los puestos pero hasta 2.000-4.000 m, según la variable de bosque. Por lo tanto, usamos el valor medio de 3.000 m.	Punto	Incluye puestos y estancias del Instituto Geográfico Nacional (IGN; http://www.ign.gob.ar) y escuelas (i.e. sustitutos de "caseríos") del Mapa Educativo Nacional (http://mapa.educacion.gob.ar), descargado el 04-18-2019.	Usamos las escuelas en áreas rurales como sustitutos de caseríos (ver manuscrito). Definimos escuelas rurales como escuelas que están >1km de los límites de los asentamientos humanos. Además, debido a que la ubicación de algunos puestos se obtuvo de mapas topográficos, realizamos una evaluación de precisión de 320 puestos (seleccionados al azar) basados en una interpretación visual de imágenes de alta resolución de Google Earth. El error medio fue de 732 m y el error de mediana fue de 545 m, valores considerablemente menores al área de influencia de los puestos (3 km).
Transporte						
Rutas principales	0,8	3.000	Equivalente a autopistas en el mapa de huella humana de Woolmer et al. (2008).	Línea	OpenStreetMap (OSM; http://download.geofabrik.de), descargado el 03-15-2019.	Códigos 5111, 5112, 5113 en OSM. Incluye en su mayoría rutas nacionales y autopistas. Normalmente pavimentadas.
Rutas secundarias	0,6	1.000	Equivalente a rutas en el mapa de huella humana de Woolmer et al. (2008).	Línea		Códigos 5114, 5115 en OSM. Incluye en su mayoría rutas provinciales y caminos

Variable	Presión directa (0 a 1)	Distancia máxima (m)	Justicación	Formato SIG	Fuente de los datos	Información adicional *
						secundarios. Pavimentados o no.
Caminos secundarios	0,4	1.000	Equivalente a senderos para vehículos en el mapa de huella humana de Woolmer et al. (2008).	Línea		Códigos 5121, 5141-5147. Incluye caminos locales menores y sendas. Normalmente no pavimentados.
Senderos	0,1	100	Para presión: usamos un valor pequeño (0.1) porque el disturbio en los bosques asociado con senderos son menores en relación con el píxel de 1 ha. Para distancia: evaluaciones de influencia de las sendas sobre la vida silvestre tomada de Miller et al. (1998) y Stevens and Oehler (2020).	Línea		Códigos 5151-5155, 5199 en OSM. Incluye caminos no aptos para vehículos.
Vías férreas	0,6	500	Equivalente a las vías férreas operativas en el mapa de huella humana de Woolmer et al. (2008). La distancia también es congruente con las respuestas de aves a las vías férreas informadas por Wiącek et al. (2015).	Línea	Instituto Geográfico Nacional (IGN; http://www.ign.gob.ar), descargado el 03-1-2019, versión de los datos: Marzo 2016.	
Energía						
Líneas eléctricas	0,3	500	Equivalente a los corredores de mantenimiento en el mapa de huella humana de Woolmer et al. (2008).	Línea	Secretaria de Energía (http://datos.minem.gob.ar) , descargado el 03-14-2019	Incluye solo las líneas de alta tensión. Las líneas de media tensión coincidían en gran medida con la red vial, por lo tanto no fueron incluidas.
Gasoductos	0,2	500	Para presión: La transformación del bosque para la instalación de gasoductos parece ser de menor dimensión que la realizada para las líneas de alta tensión, según la interpretación visual de las imágenes de alta resolución de Google Earth; por lo tanto, usamos un valor un poco menor (0,2). Para distancia: equivalente a corredores de mantenimiento en el mapa de huella humana de Woolmer et al. (2008).	Línea		Incluye gaseoductos y oleoductos, generalmente subterráneos.
Líneas sísmicas	0,1	100	Para presión: La transformación de bosque para líneas sísmicas son de pequeña dimensión con relación al píxel de 100 m; por lo tanto usamos un valor de presión directa de 0.1. Para distancia: Evaluación	Línea		Nuestra capa de líneas sísmicas incluye tanto líneas nuevas como antiguas, y se encontraban en su mayoría en los bosques del Chaco y en las Yungas Australes. Sin embargo, las líneas sísmicas no fueron

Variable	Presión directa (0 a 1)	Distancia máxima (m)	Justicación	Formato SIG	Fuente de los datos	Información adicional *
			de vegetación obtenida de Dabros et al. (2018).			consideradas porque en ellas, la vegetación parece haberse recuperado en las Yungas (que son más húmedas), mientras que las marcas todavía son visibles en el Chaco (que es más seco). Esta decisión se basó en información de personas que conocen el lugar y en la interpretación de las imágenes de alta resolución de Google Earth.
Pozos (activos)	1	200	Para presión: Los sitios con pozos activos consisten en superficies construidas y áreas transformadas al nivel de píxel de 100 m; por lo tanto, asignamos la máxima presión directa (1). Para distancia: estudios de aves de Barton et al (2016) y Farwell et al. (2019).	Punto		Incluye pozos de petróleo y gas. Los pozos activos corresponden a "TIPOESTADO" = 'En Inyección Efectiva' o 'Extracción Efectiva' en una capa de GIS de http://datos.minem.gob.ar. El resto fueron consideraron pozos "inactivos". Al igual que las líneas sísmicas, los pozos abandonados no se consideraron en las Yungas debido a la recuperación rápida de la vegetación en esos sitios, pero sí fueron considerados en el Chaco, donde los sitios con pozos no activos (p.ej. abandonados) son visibles y tienen distintos niveles de recuperación de la vegetación. Esta decisión se sustentó en información de personas que conocen el lugar y en la interpretación de las imágenes de alta resolución espacial de Google Earth.
Pozos (inactivos)	0,5	100	Sitios con pozos inactivos caracterizados por áreas transformadas a la escala de píxel de 1 ha con o sin algún nivel de recuperación de la vegetación; por lo tanto, asignamos valores de presión directa y de distancia que son la mitad de los de los valores correspondientes a pozos activos.	Punto		
Estaciones de compresión	1	700	Para presión: Las estaciones de compresión son superficies construidas y suelo transformado en la escala de píxel de 1 ha.; por lo tanto, le asignamos el valor máximo de presión directa (1). Para distancia: Evaluación de aves de Bayne et al. (2008).	Punto		Mantienen el flujo de gas a través de los gasoductos; alto nivel de ruido.
Cambio en el uso del suelo						
Plantaciones forestales	0,8	300	Para presión directa: Usamos 0,8, un valor más alto que el usado en estudios previos porque las plantaciones forestales en Argentina están compuestas de especies	Polígono	Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (http://ide.agroindustria.gob.ar), descargado el 05-06-	Las plantaciones forestales en Argentina corresponden en su mayoría a especies exóticas, como pino y eucaliptus.

Variable	Presión directa (0 a 1)	Distancia máxima (m)	Justicación	Formato SIG	Fuente de los datos	Información adicional *
			exóticas y reemplazan al bosque nativo, y nuestro objetivo principal es la conservación de los bosques. Para distancia: Evaluación de aves en el NE de Argentina en Zurita et al. (2012); en consonancia con la evaluación global de Pfeifer et al. (2017).		2019	
Transformación para agricultura y pasturas	0,9	300	Para presión directa: Usamos 0,9, un valor más alto que el usado en estudios previos, porque la transformación para agricultura y pasturas reemplaza el bosque nativo, y nuestro objetivo principal es la conservación de los bosques. Para distancia: usamos 300 m, según estudios realizados en Argentina (Lopez de Casenave et al. 1995, 1998, Zurita et al 2012, Sosa y Lopez de Casenave 2017, Manrique et al. 2018), y en consonancia con la evaluación global realizada por Pfeifer et al. (2017).	Raster	Hansen et al. (2013) (https://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest/download_v1.6), descargado en abril 2019. Sistema Nacional de Monitoreo de Bosques Nativos (http://snmb.ambiente.gob.ar), recibido en julio y setiembre de 2020.	El mapa de deforestación realizado por Hansen capta las pérdidas registradas entre 2000 y 2018 debido a las actividades humanas (agricultura, pasturas) y disturbios naturales (p.ej. incendios). Complementamos estos datos con datos de pérdida de bosque provisto por el gobierno de Argentina, que tiene un buen registro en regiones con muy poca cobertura arbórea y/o vegetación compuesta por árboles bajos (p.ej. Espinal, Monte).

*Para todas las variables aplicamos una función decreciente para reflejar la disminución de la influencia antrópica con la distancia, usando la herramienta *Rescale by Function* (Re-escalar por función) de ArcGIS. Tomando como ejemplo el caso de rutas principales, parametrizamos el algoritmo de la siguiente manera. Función Transformación: LogisticDecay; Mínimo: -3.000; Máximo: 3.000; De: 0,01; a: 0,8; y dejar los parámetros en los valores de defecto para el resto de las variables. Este procedimiento resulta en una disminución más pronunciada cerca de la fuente, que se vuelve más gradual a medida que se aleja de la fuente.

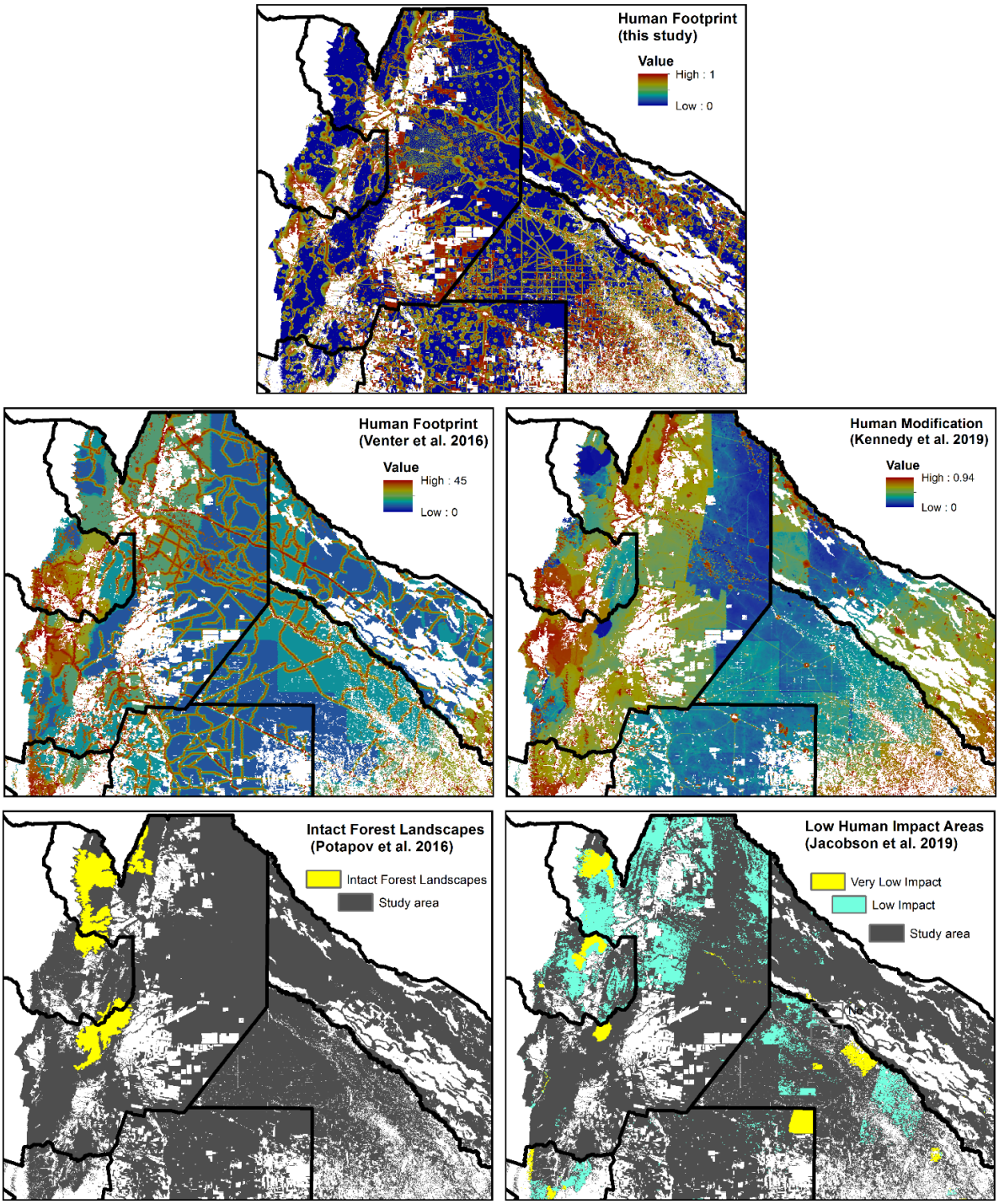

Figura A.1. Comparación del mapa de huella humana obtenido en este trabajo y los productos globales. Se muestra la parte norte de Argentina para su visualización.

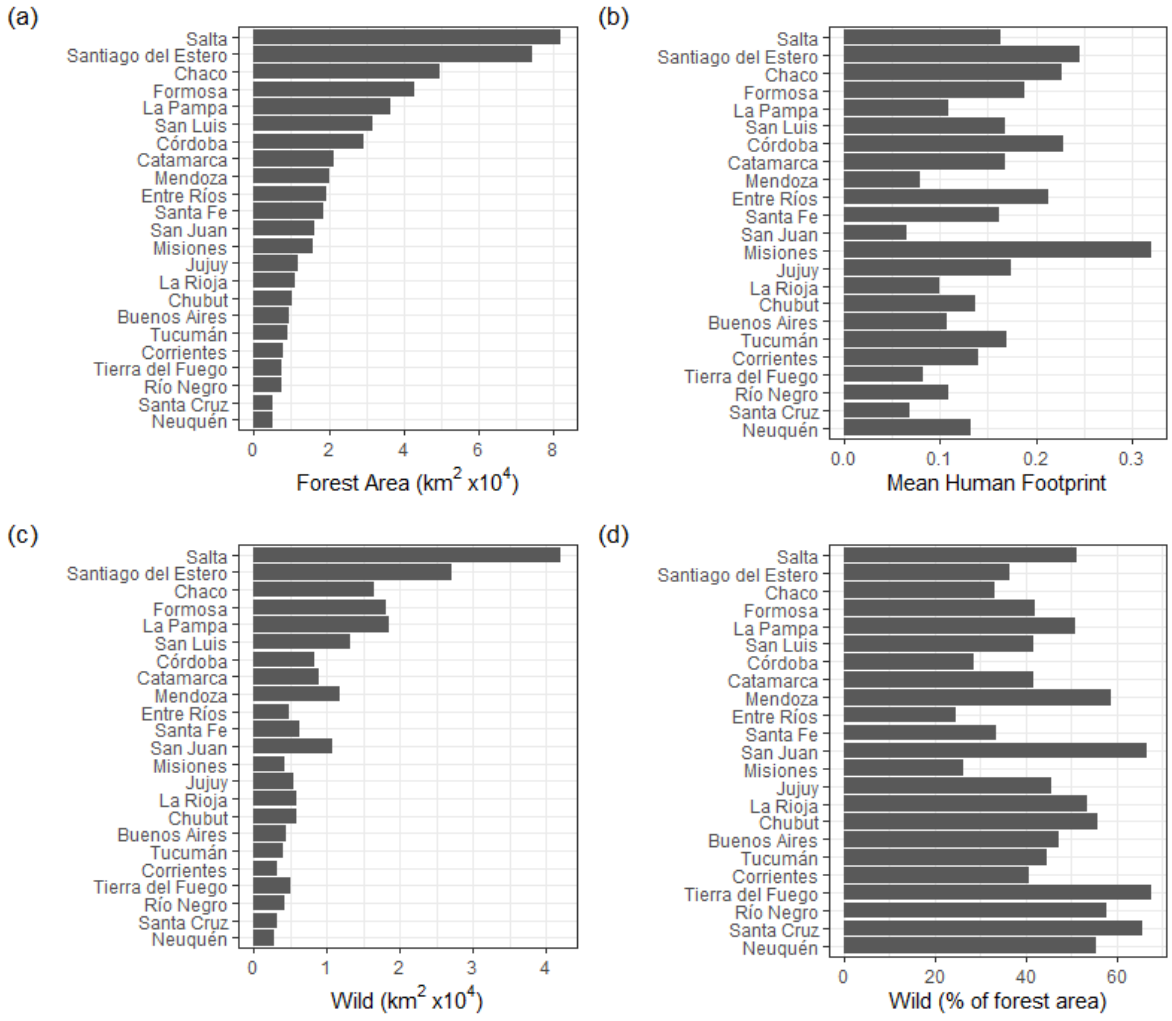

Figure A.2. Huella humana en las áreas de bosque por provincia. (a) Área de bosque según el Ordenamiento Territorial de las Masas Boscosas, (b) huella humana media (0 a 1), y (c) y (d) corresponden a la superficie de áreas intactas (i.e., áreas con huella humana = 0) en km^2 y en porcentaje.

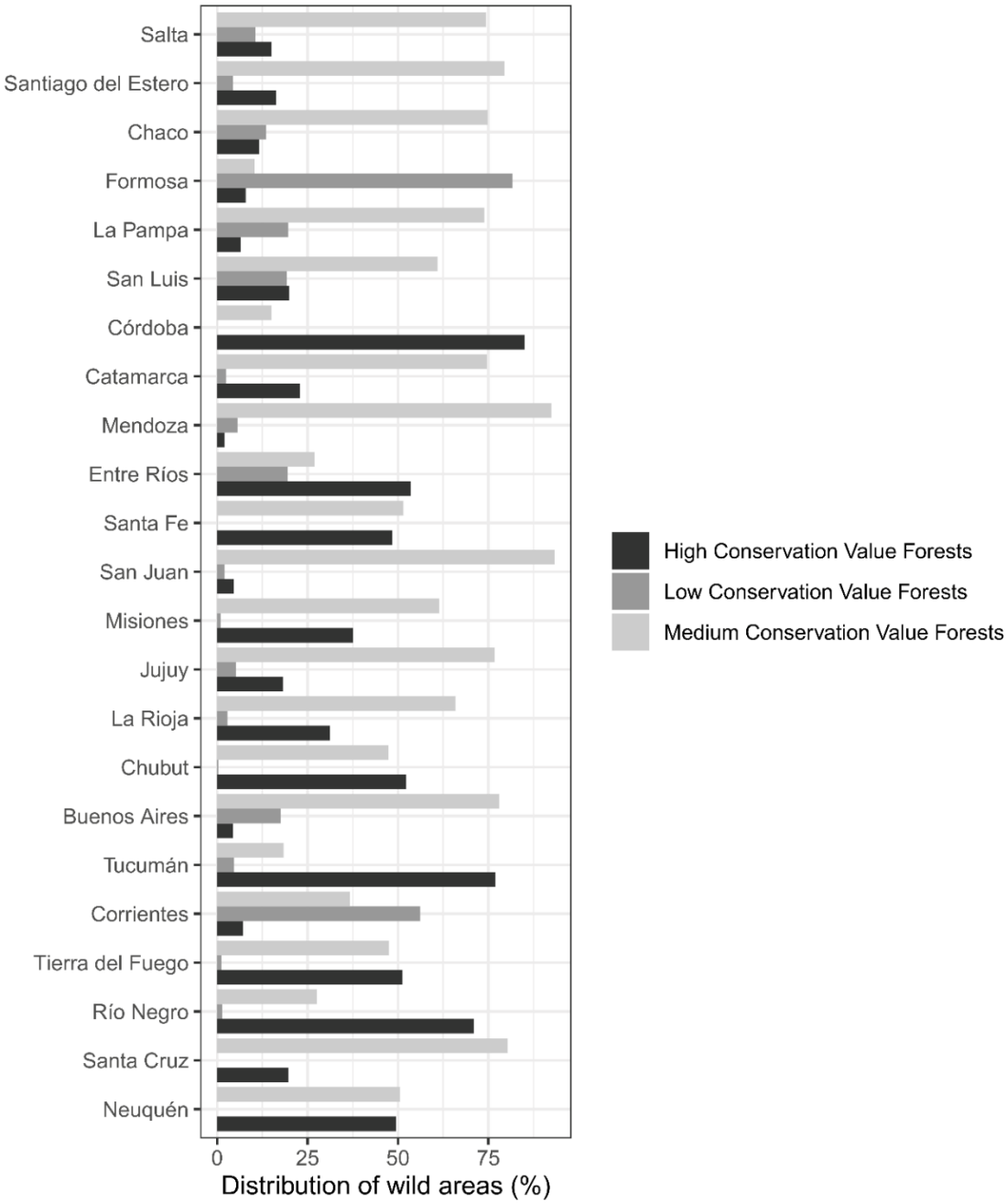

Figura A.3. Estado de conservación de los bosques intactos por provincia. Los bosques con valor de conservación alto, mediano y bajo corresponden a las zonas designadas por el Ordenamiento Territorial de las Masas Boscosas.

Referencias

Allan, J. R., J. E. M. Watson, M. Di Marco, C. J. O'Bryan, H. P. Possingham, S. C. Atkinson, and O. Venter. 2019. Hotspots of human impact on threatened terrestrial vertebrates. PLOS Biology 17:e3000158.

Amade, N., M. Painho, and T. Oliveira. 2018. Geographic information technology usage in developing countries – A case study in Mozambique. Geo-spatial Information Science 21:331–345.

Anderson, E., and C. Mammides. 2020. The role of protected areas in mitigating human impact in the world's last wilderness areas. Ambio 49:434–441.

Baldassini, P., C. E. Bagnato, and J. M. Paruelo. 2020. How may deforestation rates and political instruments affect land use patterns and Carbon emissions in the semi-arid Chaco, Argentina? Land Use Policy 99:104985.

Barton, E. P., S. E. Pabian, and M. C. Brittingham. 2016. Bird community response to Marcellus shale gas development. Journal of Wildlife Management 80:1301–1313.

Bayne, E. M., L. Habib, and S. Boutin. 2008. Impacts of chronic anthropogenic noise from energy-sector activity on abundance of songbirds in the boreal forest. Conservation Biology 22:1186–1193.

Belote, R. T., M. S. Dietz, B. H. McRae, D. M. Theobald, M. L. McClure, G. H. Irwin, P. S. McKinley, J. A. Gage, and G. H. Aplet. 2016. Identifying Corridors among Large Protected Areas in the United States. PLOS ONE 11:e0154223.

Brooks, T. M., R. A. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca, J. Gerlach, M. Hoffmann, J. F. Lamoreux, C. G. Mittermeier, J. D. Pilgrim, and A. S. L. Rodrigues. 2006. Global Biodiversity Conservation Priorities. Science 313:58–61.

Carrasco, J., Y. M. Rosas, M. V. Lencinas, A. Bortoluzzi, P. L. Peri, and G. Martínez Pastur. 2021. Synergies and Trade-Offs Among Ecosystem Services and Biodiversity in Different Forest Types Inside and Off-Reserve in Tierra del Fuego, Argentina. Pages 75–97.

Carter, S. K., S. S. Maxted, T. L. E. Bergeson, D. P. Helmers, L. Scott, and V. C. Radeloff. 2019. Assessing vulnerability and threat from housing development to Conservation Opportunity Areas in State Wildlife Action Plans across the United States. Landscape and Urban Planning 185:237–245.

Chiavari, J., and C. Lopes. 2017. Forest and Land Use Policies on Private Lands: an International Comparison. Argentina, Brazil, Canada, China, France, Germany, and The United States. Climate Policy Initiative, 36pp. Available at: https://www.climatepolicyinitiative.org/wp-content/uploads/2017/10/Full_Report_Forest_and_Land_Use_Policies_on_Private_Lands_-_an_International_Comparison-1.pdf.

Coetzee, S., I. Ivánová, H. Mitasova, and M. Brovelli. 2020. Open Geospatial Software and Data: A Review of the Current State and A Perspective into the Future. ISPRS International Journal of Geo-Information 9:90.

Dempsey, J. A., A. J. Plantinga, J. D. Kline, J. J. Lawler, S. Martinuzzi, V. C. Radeloff, and D. P. Bigelow. 2017. Effects of local land-use planning on development and disturbance in riparian areas. Land Use Policy 60:16–25.

Dietz, M. S., R. T. Belote, G. H. Aplet, and J. L. Aycrigg. 2015. The world's largest wilderness protection network after 50 years: An assessment of ecological system representation in the U.S. National Wilderness Preservation System. Biological Conservation 184:431–438.

Ellis, E. C., and N. Ramankutty. 2008. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. Frontiers in Ecology and the Environment 6:439–447.

Farwell, L. S., P. B. Wood, D. J. Brown, and J. Sheehan. 2019. Proximity to unconventional shale gas infrastructure alters breeding bird abundance and distribution. Condor 121:duz020.

Foley, J. A. 2005. Global Consequences of Land Use. Science 309:570–574.

Frey, G. E., H. E. Fassola, A. N. Pachas, L. Colcombet, S. M. Lacorte, O. Pérez, M. Renkow, S. T. Warren, and F. W. Cubbage. 2012. Perceptions of silvopasture systems among adopters in northeast Argentina. Agricultural Systems 105:21–32.

García Collazo, M. A., A. Panizza, and J. M. Paruelo. 2013. Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos: Resultados de la Zonificación realizada por provincias del Norte argentino. Ecología Austral 23:097–107.

Gasparri, N. I., and H. R. Grau. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972–2007). Forest Ecology and Management 258:913–921.

Giraudo, A. R., H. Povedano, M. J. Belgrano, E. Krauczuk, U. Pardiñas, A. Miquelarena, D. Ligier, D. Baldo, and M. Castelino. 2003. Biodiversity Status of the Interior Atlantic Forest of Argentina. Pages 160–180 in C. Galindo-Leal and G. Câmara, editors. The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook. Island Press, Washington DC.

Global Forest Watch. 2020. Tree Cover Loss in Argentina. Accessed on 10/05/2020 from www.globalforestwatch.org.

González-Abraham, C., E. Ezcurra, P. P. Garcillán, A. Ortega-Rubio, M. Kolb, and J. E. B. Creel. 2015. The human footprint in mexico: Physical geography and historical legacies. PLoS ONE 10:1–17.

Grantham, H. S., A. Duncan, T. D. Evans, K. Jones, H. Beyer, and E. Al. 2020. Modification of forests by people means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. Nature Communications 11:5978

Guzmán-Colón, D. K., A. M. Pidgeon, S. Martinuzzi, and V. C. Radeloff. 2020. Conservation planning for island nations: Using a network analysis model to find novel opportunities for landscape connectivity in Puerto Rico. Global Ecology and Conservation 23:e01075.

Hansen, M. C., P. V. Potapov, R. Moore, M. Hancher, S. A. Turubanova, A. Tyukavina, D. Thau, S. V. Stehman, S. J. Goetz, T. R. Loveland, A. Kommareddy, A. Egorov, L. Chini, C. O. Justice, and J. R. G. Townshend. 2013. High-resolution global maps of 21st-Century forest cover change. Science 342:850–853.

Harfoot, M. B. J., D. P. Tittensor, S. Knight, A. P. Arnell, S. Blyth, S. Brooks, S. H. M. Butchart, J. Hutton, M. I. Jones, V. Kapos, J. P. W. Scharlemann, and N. D. Burgess. 2018. Present and future biodiversity risks from fossil fuel exploitation. Conservation Letters 11:e12448.

Ibisch, P. L., M. T. Hoffmann, S. Kreft, G. Pe'er, V. Kati, L. Biber-Freudenberger, D. A. DellaSala, M. M. Vale, P. R. Hobson, and N. Selva. 2016. A global map of roadless areas and their conservation status. Science 354:1423–1427.

Inostroza, L., I. Zasada, and H. J. König. 2016. Last of the wild revisited: assessing spatial patterns of human impact on landscapes in Southern Patagonia, Chile. Regional Environmental Change 16:2071–2085.

Jacobson, A. P., J. Riggio, A. M. Tait, and J. E. M. Baillie. 2019. Global areas of low human impact ('Low Impact Areas') and fragmentation of the natural world. Scientific Reports 9:1–13.

Kennedy, C. M., J. R. Oakleaf, D. M. Theobald, S. Baruch-Mordo, and J. Kiesecker. 2019. Managing the middle: A shift in conservation priorities based on the global human modification gradient. Global Change Biology 25:811–826.

Knaap, G.-J., Z. Nedović-Budić, and A. Carbonell, editors. 2015. Planning for States and Nation-States in the U.S. and Europe. Lincoln Institute of Land Policy, Cambridge, Massachusetts

Kuemmerle, T., M. Altrichter, G. Baldi, M. Cabido, M. Camino, E. Cuellar, R. L. Cuellar, J. Decarre, S. Díaz, I. Gasparri, G. Gavier-Pizarro, R. Ginzburg, A. J. Giordano, H. R. Grau, E. Jobbágy, G. Leynaud, L. Macchi, M. Mastrangelo, S. D. Matteucci, A. Noss, J. Paruelo, M. Piquer-Rodríguez, A. Romero-Muñoz, A. Semper-Pascual, J. Thompson, S. Torrella, R. Torres, J. N. Volante, A. Yanosky, and M. Zak. 2017. Forest conservation: Remember Gran Chaco. Science 355:465.1-465.

Macchi, L., H. R. Grau, P. V. Zelaya, and S. Marinaro. 2013. Trade-offs between land use intensity and avian biodiversity in the dry Chaco of Argentina: A tale of two gradients. Agriculture, Ecosystems & Environment 174:11–20.

Di Marco, M., S. Ferrier, T. D. Harwood, A. J. Hoskins, and J. E. M. Watson. 2019. Wilderness areas halve the extinction risk of terrestrial biodiversity. Nature 573:582–585.

Martínez Pastur, G. J., T. Schlichter, S. D. Matteucci, J. H. Gowda, A. Huertas Herrera, M. D. Toro Manríquez, M. V. Lencinas, J. M. Cellini, and P. L. Peri. 2020. Synergies and Trade-Offs of National Conservation Policy and Agro-Forestry Management Over Forest Loss in Argentina During the Last Decade. In: Latin America in times of global environmental change (C Lorenzo, Ed.). Pp 135-155. The Latin American studies book series. Ed. Springer, Cham, Switzerland (ISBN 978-3-030-24253-4).

Martínez Pastur, G., P. L. Peri, A. Huertas Herrera, S. Schindler, R. Díaz-Delgado, M. V. Lencinas, and R. Soler. 2017. Linking potential biodiversity and three ecosystem services in silvopastoral managed forest landscapes of Tierra del Fuego, Argentina. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management 13:1–11.

Martinuzzi, S., L. Rivera, N. Politi, B. L. Bateman, E. R. De Los Llanos, L. Lizarraga, M. Soledad De Bustos, S. Chalukian, A. M. Pidgeon, and V. C. Radeloff. 2018. Enhancing biodiversity conservation in existing land-use plans with widely available datasets and spatial analysis techniques. Environmental Conservation 45:252–260.

Mastrangelo, M. E., and M. C. Gavin. 2012. Trade-Offs between Cattle Production and Bird Conservation in an Agricultural Frontier of the Gran Chaco of Argentina. Conservation Biology 26:1040–1051.

MAyDS. 2017. Informe de estado de implementación 2010-2016. Ley N° 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Presidencia de la Nacion. Available at: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/informe_de_implementacion_2010_-_2016.pdf

Mittermeier, R. A., C. G. Mittermeier, T. M. Brooks, J. D. Pilgrim, W. R. Konstant, G. A. B. da Fonseca, and C. Kormos. 2003. Wilderness and biodiversity conservation. Proceedings of the National Academy of Sciences 100:10309–10313.

Moran, D., and K. Kanemoto. 2017. Identifying species threat hotspots from global supply chains. Nature Ecology & Evolution 1:0023.

Nolte, C., B. Gobbi, Y. le Polain de Waroux, M. Piquer-Rodríguez, V. Butsic, and E. F. Lambin. 2017. Decentralized Land Use Zoning Reduces Large-scale Deforestation in a Major Agricultural Frontier. Ecological Economics 136:30–40.

Núñez-Regueiro, M. M., L. Branch, R. J. Fletcher, G. A. Marás, E. Derlindati, and A. Tálamo. 2015. Spatial patterns of mammal occurrence in forest strips surrounded by agricultural crops of the Chaco region, Argentina. Biological Conservation 187:19–26.

Núñez-Regueiro, M. M., R. J. Fletcher, E. F. Pienaar, L. C. Branch, J. N. Volante, and S. Rifai. 2019. Adding the temporal dimension to spatial patterns of payment for ecosystem services enrollment. Ecosystem Services 36:100906.

Peri, P. L., F. Dube, and A. Varella, editors. 2016. Silvopastoral Systems in Southern South America. Springer International Publishing, Switzerland. DOI 10.1007/978-3-319-24109-8.

Pfeifer, M., V. Lefebvre, C. A. Peres, C. Banks-Leite, O. R. Wearn, C. J. Marsh, S. H. M. Butchart, V. Arroyo-Rodríguez, J. Barlow, A. Cerezo, L. Cisneros, N. D'Cruze, D. Faria, A. Hadley, S. M. Harris, B. T. Klingbeil, U. Kormann, L. Lens, G. F. Medina-Rangel, J. C. Morante-Filho, P. Olivier, S. L. Peters, A. Pidgeon, D. B. Ribeiro, C. Scherber, L. Schneider-Maunoury, M. Struebig, N. Urbina-Cardona, J. I. Watling, M. R. Willig, E. M. Wood, and R. M. Ewers. 2017. Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. Nature 551:187–191.

Potapov, P., M. C. Hansen, L. Laestadius, S. Turubanova, A. Yaroshenko, C. Thies, W. Smith, I. Zhuravleva, A. Komarova, S. Minnemeyer, and E. Esipova. 2017. The last frontiers of wilderness: Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013. Science Advances 3:1–14.

Rands, M. R. W., W. M. Adams, L. Bennun, S. H. M. Butchart, A. Clements, D. Coomes, A. Entwistle, I. Hodge, V. Kapos, J. P. W. Scharlemann, W. J. Sutherland, and B. Vira. 2010. Biodiversity Conservation: Challenges Beyond 2010. Science 329:1298–1303.

Riggio, J., J. E. M. Baillie, S. Brumby, E. Ellis, C. M. Kennedy, J. R. Oakleaf, A. Tait, T. Tepe, D. M. Theobald, O. Venter, J. E. M. Watson, and A. P. Jacobson. 2020. Global human influence maps reveal clear opportunities in conserving Earth's remaining intact terrestrial ecosystems. Global Change Biology 26:4344–4356.

Rochette, A.-J., J. D. T. Akpona, H. A. Akpona, G. S. Akouehou, B. M. Kwezi, C. A. M. S. Djagoun, B. Habonimana, R. Idohou, I. S. Legba, B. Nzigidahera, A. O. Matilo, M. S. Taleb, B. T. Bamoninga, S. Ivory, L. J. de Bisthoven, and M. P. M. Vanhove. 2019. Developing policy-relevant biodiversity indicators: lessons learnt from case studies in Africa. Environmental Research Letters 14:035002.

Rosas, Y. M., P. L. Peri, J. Carrasco, M. V. Lencinas, A. M. Pidgeon, N. Politi, S. Martinuzzi, and G. M. Pastur. 2021a. Improving potential biodiversity and human footprint in nothofagus forests of southern patagonia through the spatial prioritization of their conservation values. In: Spatial modelling in forest resources management (PK Shit, H Pourghasemi, P Das, GS Bhunia, Eds). Springer-Nature: Environmental Science and Engineering. Apartado: Rural livelihood and sustainable development, pp 441-471. Springer, Cham, Switzerland (ISBN 978-3-030-56541-1).

Rosas, Y. M., P. L. Peri, A. M. Pidgeon, N. Politi, J. Pedrana, R. Díaz-Delgado, and G. M. Pastur. 2021b. Human footprint defining conservation strategies in Patagonian landscapes: Where we are and where we want to go? Journal for Nature Conservation 59:125946.

Sanderson, E. W., M. Jaiteh, M. a. Levy, K. H. Redford, A. V. Wannebo, and G. Woolmer. 2002. The Human Footprint and the Last of the Wild. BioScience 52:891–904.

Scott, G., and A. Rajabifard. 2017. Sustainable development and geospatial information: a strategic framework for integrating a global policy agenda into national geospatial capabilities. Geo-spatial Information Science 20:59–76.

Seghezzo, L., J. Volante, J. Paruelo, D. Somma, E. Buliubasich, H. Rodríguez, S. Gagnon, and M. Hufty. 2011. Native Forests and Agriculture in Salta (Argentina). The Journal of Environment & Development 20:251–277.

Shafer, C. L. 2015. Land use planning: A potential force for retaining habitat connectivity in the Greater Yellowstone Ecosystem and Beyond. Global Ecology and Conservation 3:256–278.

Stephenson, P. J., N. Bowles-Newark, E. Regan, D. Stanwell-Smith, M. Diagana, R. Höft, H. Abarchi, T. Abrahamse, C. Akello, H. Allison, O. Banki, B. Batieno, S. Dieme, A. Domingos, R. Galt, C. W. Githaiga, A. B. Guindo, D. L. N. Hafashimana, T. Hirsch, D. Hobern, J. Kaaya, R. Kaggwa, M. M. Kalemba, I. Linjouom, B. Manaka, Z. Mbwambo, M. Musasa, E. Okoree, A. Rwetsiba, A. B. Siam, and A. Thiombiano. 2017. Unblocking the flow of biodiversity data for decision-making in Africa. Biological Conservation 213:335–340.

Theobald, D. M. 2013. A general model to quantify ecological integrity for landscape assessments and US application. Landscape Ecology 28:1859–1874.

Torres, R., N. I. Gasparri, P. G. Blendinger, and H. R. Grau. 2014. Land-use and land-cover effects on regional biodiversity distribution in a subtropical dry forest: A hierarchical integrative multi-taxa study. Regional Environmental Change 14:1549–1561.

Venter, O., E. W. Sanderson, A. Magrach, J. R. Allan, J. Beher, K. R. Jones, H. P. Possingham, W. F. Laurance, P. Wood, B. M. Fekete, M. A. Levy, and J. E. M. Watson. 2016. Sixteen years

of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. Nature Communications 7:1–11.

Vijay, V., S. L. Pimm, C. N. Jenkins, and S. J. Smith. 2016. The Impacts of Oil Palm on Recent Deforestation and Biodiversity Loss. PLOS ONE 11:e0159668.

Watson, J. E. M., T. Evans, O. Venter, B. Williams, A. Tulloch, C. Stewart, I. Thompson, J. C. Ray, K. Murray, A. Salazar, C. McAlpine, P. Potapov, J. Walston, J. G. Robinson, M. Painter, D. Wilkie, C. Filardi, W. F. Laurance, R. A. Houghton, S. Maxwell, H. Grantham, C. Samper, S. Wang, L. Laestadius, R. K. Runting, G. A. Silva-Chávez, J. Ervin, and D. Lindenmayer. 2018. The exceptional value of intact forest ecosystems. Nature Ecology and Evolution 2:599–610.

White, D., J. A. Kimerling, and S. W. Overton. 1992. Cartographic and Geometric Components of a Global Sampling Design for Environmental Monitoring. Cartography and Geographic Information Systems 19:5–22.

Williams, B. A., O. Venter, J. R. Allan, S. C. Atkinson, J. A. Rehbein, M. Ward, M. Di Marco, H. S. Grantham, J. Ervin, S. J. Goetz, A. J. Hansen, P. Jantz, R. Pillay, S. Rodríguez-Buriticá, C. Supples, A. L. S. Virnig, and J. E. M. Watson. 2020. Change in Terrestrial Human Footprint Drives Continued Loss of Intact Ecosystems. One Earth 3:371–382.

Woolmer, G., S. C. Trombulak, J. C. Ray, P. J. Doran, M. G. Anderson, R. F. Baldwin, A. Morgan, and E. W. Sanderson. 2008. Rescaling the Human Footprint: A tool for conservation planning at an ecoregional scale. Landscape and Urban Planning 87:42–53.

Zurita, G., G. Pe'er, M. I. Bellocq, and M. M. Hansbauer. 2012. Edge effects and their influence on habitat suitability calculations: a continuous approach applied to birds of the Atlantic forest. Journal of Applied Ecology 49:503–512.

Referencias Apéndice Tabla A.1.

Barton, E. P., S. E. Pabian, and M. C. Brittingham. 2016. Bird community response to Marcellus shale gas development. Journal of Wildlife Management 80:1301–1313.

Bayne, E. M., L. Habib, and S. Boutin. 2008. Impacts of chronic anthropogenic noise from energy-sector activity on abundance of songbirds in the boreal forest. Conservation Biology 22:1186–1193.

Dabros, A., M. Pyper, and G. Castilla. 2018. Seismic lines in the boreal and arctic ecosystems of North America: Environmental impacts, challenges, and opportunities. Environmental Reviews 26:214–229.

Farwell, L. S., P. B. Wood, D. J. Brown, and J. Sheehan. 2019. Proximity to unconventional shale gas infrastructure alters breeding bird abundance and distribution. Condor 121.

González-Abraham, C., E. Ezcurra, P. P. Garcillán, A. Ortega-Rubio, M. Kolb, and J. E. B. Creel. 2015. The human footprint in mexico: Physical geography and historical legacies. PLoS ONE 10:1–17.

Hansen, M. C., P. V. Potapov, R. Moore, M. Hancher, S. A. Turubanova, A. Tyukavina, D. Thau, S. V. Stehman, S. J. Goetz, T. R. Loveland, A. Kommareddy, A. Egorov, L. Chini, C. O. Justice, and J. R. G. Townshend. 2013. High-resolution global maps of 21st-Century forest cover change. Science 342:850–853.

Lopez de Casenave, J., J. P. Pelotto, and J. Protomastro. 1995. Edge-interior differences in vegetation structure and composition in a Chaco semi-arid forest, Argentina. Forest Ecology and Management 72:61–69.

Lopez de Casenave, J. P. Pelotto, S. M. Caziani, and M. Mermoz. 1998. Responses of Avian Assemblages to a Natural Edge in a Chaco Semiarid Forest in Argentina. The Auk 115:425–435.

Macchi, L., and H. R. Grau. 2012. Piospheres in the dry Chaco. Contrasting effects of livestock puestos on forest vegetation and bird communities. Journal of Arid Environments 87:176–187.

Manrique, S., P. Vacaflor, and N. Cruz. 2018. Argentinian Yungas Forest Fragmentation: Effects on Aboveground Biomass, Microclimate and Carbon Storage. Open Journal of Forestry 08:117–139.

Martinuzzi, S., L. Rivera, N. Politi, B. L. Bateman, E. R. De Los Llanos, L. Lizarraga, M. Soledad De Bustos, S. Chalukian, A. M. Pidgeon, and V. C. Radeloff. 2018. Enhancing biodiversity conservation in existing land-use plans with widely available datasets and spatial analysis techniques. Environmental Conservation 45:252–260.

Miller, S. G., R. L. Knight, and C. K. Miller. 1998. Influence of Recreational Trails on Breeding Bird Communities. Ecological Applications 8:162.

Pfeifer, M., V. Lefebvre, C. A. Peres, C. Banks-Leite, O. R. Wearn, C. J. Marsh, S. H. M. Butchart, V. Arroyo-Rodríguez, J. Barlow, A. Cerezo, L. Cisneros, N. D'Cruze, D. Faria, A. Hadley, S. M. Harris, B. T. Klingbeil, U. Kormann, L. Lens, G. F. Medina-Rangel, J. C. Morante-Filho, P. Olivier, S. L. Peters, A. Pidgeon, D. B. Ribeiro, C. Scherber, L. Schneider-Maunoury, M. Struebig, N. Urbina-Cardona, J. I. Watling, M. R. Willig, E. M. Wood, and R. M. Ewers. 2017. Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. Nature 551:187–191.

Sanderson, E. W., M. Jaiteh, M. a. Levy, K. H. Redford, A. V. Wannebo, and G. Woolmer. 2002. The Human Footprint and the Last of the Wild. BioScience 52:891–904.

Sosa, R. A., and J. Lopez de Casenave. 2017. Edge effect on bird nest predation in the fragmented caldén (Prosopis caldenia) forest of central Argentina: an experimental analysis. Ecological Research 32:129–134.

Stevens, R., and J. Oehler. 2020. Trails for People and Wildlife: A Guide to Planning Trails that allow People to Enjoy Nature and Wildlife to Thrive. US Fish and Wildlife Service, NH Fish and Game Department, and Great Bay National Estuarine Research Reserve. Available at https://www.wildlife.state.nh.us/trails/documents/trails-for-people-wildlife.pdf.

Venter, O., E. W. Sanderson, A. Magrach, J. R. Allan, J. Beher, K. R. Jones, H. P. Possingham, W. F. Laurance, P. Wood, B. M. Fekete, M. A. Levy, and J. E. M. Watson. 2016. Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. Nature Communications 7:1–11.

Wiącek, J., M. Polak, M. Filipiuk, M. Kucharczyk, and J. Bohatkiewicz. 2015. Do Birds Avoid Railroads as Has Been Found for Roads? Environmental Management 56:643–652.

Woolmer, G., S. C. Trombulak, J. C. Ray, P. J. Doran, M. G. Anderson, R. F. Baldwin, A. Morgan, and E. W. Sanderson. 2008. Rescaling the Human Footprint: A tool for conservation planning at an ecoregional scale. Landscape and Urban Planning 87:42–53.

Zurita, G., G. Pe'er, M. I. Bellocq, and M. M. Hansbauer. 2012. Edge effects and their influence on habitat suitability calculations: a continuous approach applied to birds of the Atlantic forest. Journal of Applied Ecology 49:503–512.