

Estado de la publicación: El preprint ha sido publicado como artículo en una revista
DOI del artículo publicado: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e02831>

Identificación de tipos de vegetación críticos para la conservación de la biodiversidad en las Américas

Lea Schulte, Luise Quoss, Patrick Comer, Maria Lumbierres; Emmanuel Ocegüera Conchas;
Henrique M. Pereira, Jose Valdez

<https://doi.org/10.1590/SciELOPreprints.7272>

Enviado en: 2023-11-10

Postado en: 2024-02-09 (versión 2)

(AAAA-MM-DD)

Identificación de tipos de vegetación críticos para la conservación de la biodiversidad en las Américas

Lea Schulte

Leibniz University Hannover, Welfengarten 1, 30167 Hannover, Germany; Stockholm University, Frescativägen, 114 19 Stockholm, Sweden

ORCID: <https://orcid.org/0009-0000-8339-927X>

Luise Quoss

German Centre for Integrative Biodiversity Research (iDiv) Halle-Jena-Leipzig, Puschstraße 4, 04103, Leipzig, Germany; Institute of Biology, Martin Luther University Halle Wittenberg, Am Kirchtor 1, 06108 Halle (Saale), Germany.

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9910-1252>

Patrick J. Comer

ComerEcology, Boulder, CO, 80303, USA.

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5869-2105>

Maria Lumbierres

Institute for Biodiversity and Ecosystem Dynamics (IBED), University of Amsterdam, P.O. Box 94240, 1090, GE, Amsterdam, the Netherlands

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8442-1264>

Emmanuel Oceguera Conchas

German Centre for Integrative Biodiversity Research (iDiv) Halle-Jena-Leipzig, Puschstraße 4, 04103, Leipzig, Germany; Institute of Biology, Martin Luther University Halle Wittenberg, Am Kirchtor 1, 06108 Halle (Saale), Germany.

ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-0107-9298>

Henrique M. Pereira

German Centre for Integrative Biodiversity Research (iDiv) Halle-Jena-Leipzig, Puschstraße 4, 04103, Leipzig, Germany; Institute of Biology, Martin Luther University Halle Wittenberg, Am Kirchtor 1, 06108 Halle (Saale), Germany.

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1043-1675>

Jose W. Valdez*

German Centre for Integrative Biodiversity Research (iDiv) Halle-Jena-Leipzig, Puschstraße 4, 04103, Leipzig, Germany; Institute of Biology, Martin Luther University Halle Wittenberg, Am Kirchtor 1, 06108 Halle (Saale), Germany.

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2690-9952>

*Autor correspondiente: jose.valdez@idiv.de

Resumen

Las Américas contienen ecosistemas altamente biodiversos pero vulnerables, con muchas especies amenazadas insuficientemente protegidas. Las evaluaciones de hábitat hechas a escala más detallada son cruciales para una planificación eficaz de la conservación, pero los mapas de vegetación de alta resolución a escala continental siguen siendo limitados. Este estudio aborda esta brecha, identificando tipos de vegetación críticos en las Américas utilizando el marco estandarizado del sistema de Clasificación Internacional de Vegetación (IVC) a nivel de macrogrupo, que representa la clasificación de vegetación más detallada disponible en toda la región, así como los mapas de Área de Hábitat (AOH) de mayor resolución disponibles en la actualidad para aves y mamíferos. Al combinar estos mapas de IVC de alta resolución con mapas de AOH, determinamos los tipos de vegetación en riesgo basados en 1) especies amenazadas y asociadas a macrogrupos (especies que tienen al menos el 50% de su AOH en un macrogrupo), 2) niveles de protección de las especies, y 3) amenazas proyectadas por cambios en el uso del suelo, y 4) desarrollar un índice de valor de conservación (CVI) que tenga en cuenta los tres factores anteriores. Los resultados demuestran la notable diversidad de macrogrupos de alto valor de conservación en las Américas, enfatizando su importancia en regiones como los Andes, la Mesoamérica montañosa, el Caribe, el Cerrado de Brasil y el Bosque Atlántico. Entre los macrogrupos con mayor puntuación, el Bosque Húmedo Montano Norte Andino y Alto Montano emergieron como de importancia crítica, ya que albergan un gran número de especies amenazadas y asociadas a macrogrupos. Otros macrogrupos de interés para la conservación incluyen el Bosque Húmedo Montano Atlántico de Brasil, el Bosque Seco Estacional Mesoamericano del Pacífico, el Bosque Húmedo de Tierras Bajas del Caribe y el Bosque de Robles, Bosques y Sabanas del Medio Oeste Central. Sin embargo, el estudio reveló que casi tres cuartas partes de los más de 300 macrogrupos en las Américas se encuentran por debajo del objetivo global del 30% de protección. En particular, una quinta parte de todas las especies estaban asociadas a un único macrogrupo, incluidas más del 40% de especies amenazadas. Nuestros hallazgos enfatizan la necesidad de estrategias de conservación específicas que consideren clasificaciones de hábitats a escala detallada y se combinen con datos de distribución de especies de alta resolución para guiar las estrategias de conservación de la biodiversidad en las Américas.

Palabras clave: Evaluación de hábitat, América del Norte, América del Sur, América Central, Caribe, Mapeo de hábitat

Identifying Critical Vegetation Types for Biodiversity Conservation in the Americas

Abstract

The Americas contain highly biodiverse yet vulnerable ecosystems, with many threatened species inadequately protected. Finer-scale, localized habitat assessments are crucial for effective conservation planning, but continental-scale high-resolution vegetation maps remain limited. This study addresses this gap by identifying critical vegetation types across the Americas using the standardized framework of the International Vegetation Classification (IVC) system at the macrogroup level, representing the finest vegetation classification available across the region, as well as the highest-resolution Area of Habitat (AOH) maps currently available. By combining these high-resolution IVC macrogroup maps with detailed AOH maps, we highlight at-risk vegetation types based on 1) threatened and macrogroup-associated species (species that have at least 50% of their AOH in one macrogroup), 2) current protection levels, and 3) projected threats from land use changes, and 4) develop a conservation value index (CVI) that accounts for all these factors. The results highlighted the remarkable diversity of high conservation value macrogroups across the Americas, emphasizing their significance in regions such as the Andes, montane Mesoamerica, the Caribbean, Brazil's Cerrado, and the Atlantic Forest. Among the highest-scoring macrogroups, the Northern Andean Montane & Upper Montane Humid Forest emerged as critically important, harboring a high number of threatened and macrogroup-associated species. Other macrogroups of immediate conservation concern include the Brazilian Atlantic Montane Humid Forest, Pacific Mesoamerican Seasonal Dry Forest, Caribbean Lowland Humid Forest, and Central Midwest Oak Forest, Woodland and Savanna. However, the study revealed that nearly three-quarters of the over 300 macrogroups in the Americas fall below the global target of 30% protection. Notably, a fifth of all species were macrogroup-associated species, including over 40% of threatened species. Our findings emphasize the need for targeted conservation strategies that consider finer-scale habitat classifications and paired with high-quality species distribution data to guide conservation strategies for biodiversity across the Americas.

Keywords: Habitat assessment, North America, South America, Central America, Caribbean, Habitat mapping

1 Introducción

En las Américas se encuentran ocho de los 25 puntos críticos de biodiversidad, incluyendo los Andes Tropicales, Mesoamérica, el Caribe y el Bosque Atlántico, reconocidos como las "áreas de máxima prioridad para la conservación" del mundo (Myers et al., 2000; Somveille et al., 2013). Estas regiones no solo albergan la mayor cantidad de especies de plantas y animales del mundo, sino que también son el hogar de la mayor cantidad de especies endémicas (Myers et al., 2000; Brooks et al., 2006; Mittermeier et al., 2011). Sin embargo, a pesar de la existencia de áreas protegidas en toda la región, especies amenazadas de aves y mamíferos, por ejemplo, aún siguen estando inapropiadamente protegidas (González-Maya et al., 2015; Wan y Wang, 2023; Williams et al., 2022). En puntos críticos como los Andes tropicales, el 72% de todas las especies y el 90% de las especies endémicas amenazadas no están cubiertas por áreas protegidas (Bax y Francesconi, 2019). Dentro de los Estados Unidos, a pesar de décadas de protección, solo el 12% del suelo está actualmente protegido, dejando el 40% de los animales, el 34% de las plantas y el 40% de los ecosistemas a nivel nacional, incluyendo pastizales, bosques y humedales, en riesgo de extinción o colapso (Dietz et al., 2020; Jenkins et al., 2015; NatureServe, 2023). Para abordar las brechas en la red actual de áreas protegidas y mitigar las crecientes presiones sobre esta región biológicamente diversa pero vulnerable, es crucial identificar hábitats críticos en riesgo, especialmente aquellos que albergan un gran número de especies amenazadas.

Las evaluaciones tradicionales de hábitat se han basado predominantemente en clasificaciones amplias como ecorregiones o biomas, pero el paisaje multidimensional de la conservación de la biodiversidad requiere evaluaciones detalladas y específicas a nivel local y regional (Ceașu et al., 2015; Sayre et al., 2020). Aunque las clasificaciones de hábitats de mayor amplitud tienen valor a escala global, a menudo no logran cubrir las intrincadas necesidades de hábitat de muchas especies (Dietz et al., 2020; Jung et al., 2020). En consecuencia, pueden proporcionar una falsa sensación de seguridad en lo que respecta a la protección, dejando hábitats a una escala detallada, como comunidades de vegetación específicas, vulnerables dentro de evaluaciones amplias (Dietz et al., 2020; Keith et al., 2013). Esta deficiencia en las evaluaciones a una escala detallada puede dejar a especies amenazadas y raras insuficientemente cubiertas dentro de las áreas protegidas (Brooks et al., 2004; Jenkins et al., 2015; Rodrigues et al., 2004; Williams et al., 2022; Zeng et al., 2023), enfatizando la necesidad de estrategias de conservación más localizadas y detalladas. Además, aunque los mapas de hábitat generales parecen suficientes para especies de amplia distribución, las especies endémicas y las especies con necesidades específicas de microhábitat dependen de estructuras de vegetación y florística concretas que quedan ocultas en las evaluaciones regionales. No tener en cuenta estas distinciones de hábitat y comunidades vegetales a una escala detallada puede tener efectos adversos, especialmente en especies raras, altamente especializadas o dependientes de microhábitats, incluso cuando el hábitat más amplio permanezca

relativamente intacto (Dietz et al., 2020; Visconti et al., 2019). Para proteger a las especies y hábitats vulnerables, las estrategias de conservación eficaces requieren evaluaciones precisas y mapeo de hábitats y comunidades vegetales a una escala detallada.

Si bien los mapas de hábitat a una escala detallada y de alta resolución a nivel regional son cruciales para la planificación y la toma de decisiones en conservación, la creación de mapas completos y detallados a escala continental que capturen las características y la variabilidad del hábitat a nivel local sigue siendo un desafío. Los problemas clave incluyen las grandes variaciones en el paisaje y las condiciones ambientales en distancias cortas, inconsistencias en las clasificaciones de cobertura terrestre entre jurisdicciones políticas y limitaciones en la recopilación de datos a escalas espacio-temporal detalladas en continentes (Comer et al., 2020). Sin embargo, existen muchos esfuerzos en curso para mejorar la escala y resolución de mapas de hábitat y vegetación a través de nuevas tecnologías de mapeo e iniciativas. Notablemente, el Sistema de Clasificación Internacional de la Vegetación (IVC) en las Américas ofrece un marco integral para clasificar los ecosistemas según las características de la vegetación y los atributos ecológicos (Comer et al., 2020). El esquema de clasificación del IVC comprende una jerarquía de ocho niveles, que van desde grupos globales amplios que delinean seis tipos principales fisionómicos y ecológicos hasta 10,000 unidades de clasificación florística local finamente detalladas (Faber-Langendoen et al., 2014). Esta estructura facilita una evaluación detallada de la distribución de los ecosistemas terrestres en diversas escalas con alta resolución espacial y temática. El IVC se ha aplicado ampliamente en mapeo de ecosistemas en América del Norte y del Sur, así como en África (Comer et al., 2022b; Marsh et al., 2022; Sayre et al., 2020, 2013). Si bien los hábitats pueden ser complejos y específicos de especies, el sistema IVC puede servir como un proxy útil para representar los hábitats de las especies, considerando la naturaleza multidimensional de los hábitats, incluyendo factores como la estructura de la vegetación, la composición florística y los gradientes ambientales (Comer et al., 2020). El marco estandarizado del IVC para clasificar y comparar los tipos de vegetación en las Américas es crucial para asegurar que las acciones de conservación se adapten para satisfacer las necesidades únicas tanto de los hábitats como de las especies, permitiendo en última instancia esfuerzos efectivos de conservación que tengan en cuenta los requisitos únicos de las especies y los hábitats en toda la región.

Aunque los mapas de vegetación a una escala detallada revelan información sobre las ubicaciones de hábitats, los mapas de distribución de especies son cruciales para identificar la composición de especies en diferentes áreas. Sin embargo, los mapas de distribución proporcionados por organizaciones autorizadas como la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) a menudo pueden ser imprecisos, especialmente para especies raras y amenazadas con datos limitados (Merow et al., 2017). Estos mapas sirven como recursos de datos vitales para comprender las distribuciones de especies, evaluar la riqueza de especies e identificar áreas para esfuerzos de conservación (Kullberg et al., 2019; Mainali et

al., 2020; Marsh et al., 2022; Rotenberry y Balasubramaniam, 2020). Estos mapas suelen estar delineados para minimizar errores de omisión y, por lo tanto, sobreestiman las distribuciones de las especies, con el resultado de que a menudo contienen áreas sustanciales que no están ocupadas por la especie (Brooks et al., 2019; Lumbierres et al., 2022; Merow et al., 2017). Si bien son útiles para evaluar patrones de distribución y riqueza, los mapas de distribución pueden sobreestimar el rango de una especie y ocultar detalles clave sobre las preferencias de hábitat, lo que lleva a una focalización ineficaz de hábitats críticos para especies amenazadas, raras o asociadas a hábitats. Para abordar estas limitaciones, se han desarrollado mapas de Área de Hábitat (AOH). Los mapas de AOH incorporan datos detallados sobre tipos de hábitat, rangos de altitud y otras variables ambientales preferidas por cada especie para excluir áreas no adecuadas dentro de los límites de distribuciones amplias. Recientemente se han producido mapas de AOH de alta resolución (100 metros) para aves y mamíferos, lo que facilita una representación más detallada de las posibles distribuciones de especies (Lumbierres et al., 2022). Al incorporar mapas de AOH de alta resolución junto con datos de tipos de vegetación a escala detallada, se puede comprender mejor la relación intrincada entre especies de aves y mamíferos terrestres y sus hábitats, permitiendo que los esfuerzos de conservación se dirijan de manera más efectiva a proteger los tipos de vegetación críticos para especies amenazadas, raras y aquellas asociadas a la vegetación que pueden depender de las características del hábitat que quedan ocultas en clasificaciones más amplias.

En este estudio, empleamos mapas de vegetación de alta resolución y mapas de especies AOH a una escala detallada para identificar tipos de vegetación críticos a lo largo de las Américas. Nos centramos en tipos de vegetación que albergan especies amenazadas y asociadas a la vegetación, que también están insuficientemente protegidas y susceptibles a impactos futuros del uso del suelo. Utilizamos el quinto nivel del IVC, conocido como macrogrupos, que ofrece el mayor detalle temático disponible para toda la región (Comer et al., 2020). Esto se combina con los mapas AOH de más alta resolución actualmente disponibles (Lumbierres et al., 2022). Los objetivos específicos son: 1) identificar los tipos de vegetación que albergan a la mayoría de las especies amenazadas y asociadas a macrogrupos; 2) determinar el porcentaje de cada tipo de vegetación que está actualmente protegido; 3) evaluar el riesgo potencial de futuros impactos del uso de suelo para cada tipo de vegetación; y 4) identificar tipos de vegetación críticos utilizando un índice de valor de conservación (CVI) que tenga en cuenta estos factores.

2 Métodos

2.1 Conjuntos de datos

2.1.1 Tipos de vegetación

Este estudio utilizó mapas que representan el sistema estandarizado de Clasificación Internacional de la Vegetación (IVC) para llevar a cabo un análisis detallado de los patrones de vegetación en las Américas. El IVC es un enfoque estandarizado para describir y categorizar los ecosistemas terrestres basados en criterios vegetativos y ecológicos. Emplea una estructura jerárquica con múltiples niveles de detalle, comenzando con factores globales y progresivamente más unidades localizadas y numerosas distinguidas por la flora (Comer et al., 2022a; Faber-Langendoen et al., 2014). Este estudio se centró en el nivel de macrogrupo, el quinto de ocho niveles en la jerarquía del IVC, que comprende 326 tipos de vegetación natural distintos y representa el nivel más detallado mapeado en las Américas templadas y tropicales. Los macrogrupos presentaron una variación significativa en tamaño, que va desde el más pequeño, que mide 0.35 km² (Surgencia Templada Fresca de América del Norte Oriental), hasta el más grande, que abarca una extensa área de 832,136.07 km² (Bosque Húmedo del Amazonas Central). El mapa de vegetación continental se generó a una resolución espacial de 90x90 metros, representando la distribución reciente de la vegetación alrededor de 2010 (Comer et al., 2020). Con el fin de mantener la consistencia y facilitar comparaciones precisas, todos los mapas subsiguientes discutidos en las siguientes secciones fueron remuestreados para alinearse con esta resolución.

2.1.2 Distribución de especies

Utilizamos un conjunto de datos integral de Área de Hábitat (AOH) obtenido de Lumbierres et al. (2022) para analizar los patrones de hábitat de aves y mamíferos terrestres en las Américas. Estos mapas de AOH, con la más alta resolución disponible de 100x100 metros, representan la cobertura global más extensa hasta la fecha. Para nuestro estudio, se identificaron 6,204 especies, cuyas áreas de distribución se encontraban dentro de las Américas, que abarcan 1,868 especies de mamíferos y 4,336 especies de aves. Entre las especies de aves, 3,661 se clasificaron como no migratorias y 675 como especies migratorias. Las aves migratorias contaban con mapas de AOH separados para sus áreas de residentes, cría y no cría, los cuales fueron fusionados posteriormente para crear un mapa unificado para cada especie. El enfoque en mamíferos y aves se deriva de sus extensos mapas de distribución global recopilados para las evaluaciones de la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).

2.1.3 Áreas protegidas

Para evaluar el estado de protección de los macrogrupos del IVC en las Américas, utilizamos datos de polígonos obtenidos de la Base de Datos Mundial de Áreas Protegidas (WDPA, por sus siglas en inglés) (UNEP-WCMC y UICN, 2023). La WDPA es una base de datos global integral que abarca áreas protegidas tanto marinas como terrestres y otras medidas de conservación basadas en áreas efectivas (OECMs). El conjunto de datos consta de 273,263 polígonos que cubren 244 países y territorios. Comprende seis clasificaciones de protección diferentes, que van desde Reserva Natural Estricta hasta

Área Protegida de Recursos Gestionados. Para este estudio, incluimos todas las áreas protegidas terrestres y OECMS en las seis clases de protección.

2.1.4 Uso de suelo proyectado

Utilizamos modelos a escala detallada para proyectar las áreas futuras bajo uso de suelo antropogénico para el año 2030 obtenidos de Chen et al. 2020. Este conjunto de datos ofrece una alta resolución espacial ($0.05^\circ \times 0.05^\circ$) y cubre una amplia gama de escenarios Trayectorias Socioeconómicas Compartidas (SSP, por sus siglas en inglés) y Trayectorias de Concentración Representativa (RCP, por sus siglas en inglés) con incertidumbres provenientes de los climas forzantes. Es espacialmente coherente con la LUH2 (Armonización del Uso del Suelo versión 2), de uso común pero de menor resolución, y resulta útil para la modelización del sistema terrestre global, el análisis de los impactos del uso del suelo, la socioeconomía y las incertidumbres asociadas.

Aunque varios escenarios podrían haber aportado información, seleccionamos el escenario SSP3-RCP4.5 debido a su perspectiva equilibrada, crucial para obtener información significativa e imparcial dentro del ámbito de nuestro estudio. Este escenario describe una trayectoria moderada en la que las emisiones de gases de efecto invernadero alcanzan su punto máximo en 2040 y el forzamiento radiativo se estabiliza en 4.5 W/m^2 hacia el año 2100, lo que permite obtener resultados útiles pero realistas, sin una perspectiva excesivamente optimista o pesimista. Su naturaleza equilibrada, unida a la consideración de dimensiones socioeconómicas, medioambientales y regionales interconectadas, garantiza la mejor oportunidad para evaluar los impactos del uso de suelo dentro de los límites de los objetivos del estudio.

2.2 Flujo de trabajo de procesamiento de datos

La metodología empleada en este estudio, como se muestra en la Figura 1, consistió en varios pasos clave. En primer lugar, realizamos un análisis de superposición de datos del macrogrupo de IVC y Área de Hábitat (AOH) para determinar el número de especies de aves y mamíferos por macrogrupo (Figura 1a). Esto nos permitió establecer la composición de especies dentro de cada macrogrupo. Para las aves migratorias, realizamos el análisis de superposición para cada una de las tres AOH por separado. Para mantener en nuestro análisis una metodología consistente, sumamos los resultados para cada especie de ave migratoria. A continuación, filtramos las especies en función de su estado de amenaza para identificar el número de especies amenazadas en cada macrogrupo (Figura 1b). Definimos las especies amenazadas basándonos en la clasificación de la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), específicamente, englobamos todas las especies categorizadas como En Peligro Crítico, En Peligro y Vulnerable. Para identificar especies altamente asociadas con macrogrupos específicos en las Américas, definimos ‘especies asociadas a macrogrupos’ como aquellas

que tienen el 50% o más de su (AOH) dentro de un solo macrogrupo en las Américas (Figura 1c). Este umbral busca un equilibrio entre la inclusividad y la especificidad, capturando especies con una fuerte afiliación mientras se tiene en cuenta cierta variabilidad en la distribución. Para determinar qué porcentaje del rango para cada macrogrupo que está bajo protección, llevamos a cabo un análisis de superposición entre los datos de macrogrupo y áreas protegidas (Figura 1d). Esto nos permitió evaluar la tasa de protección total en la extensión de cada macrogrupo. Finalmente, integramos los datos de uso futuro de suelo con los macrogrupos y calculamos la probabilidad promedio de uso de suelo dentro de la distribución de cada macrogrupo (Figura 1e). De esta manera, pudimos identificar las áreas propensas a sufrir una transformación a tipos de uso de suelo no naturales para el año 2030. Este flujo de trabajo integral nos permitió analizar los patrones de distribución de las especies, evaluar su estado de amenaza, evaluar la asociación con los macrogrupos, determinar la extensión de áreas protegidas y proyectar el uso futuro del suelo dentro de cada macrogrupo. Posteriormente estos pasos se utilizaron para crear un índice de valor de conservación (Figura 1f) que se describe en la siguiente sección.

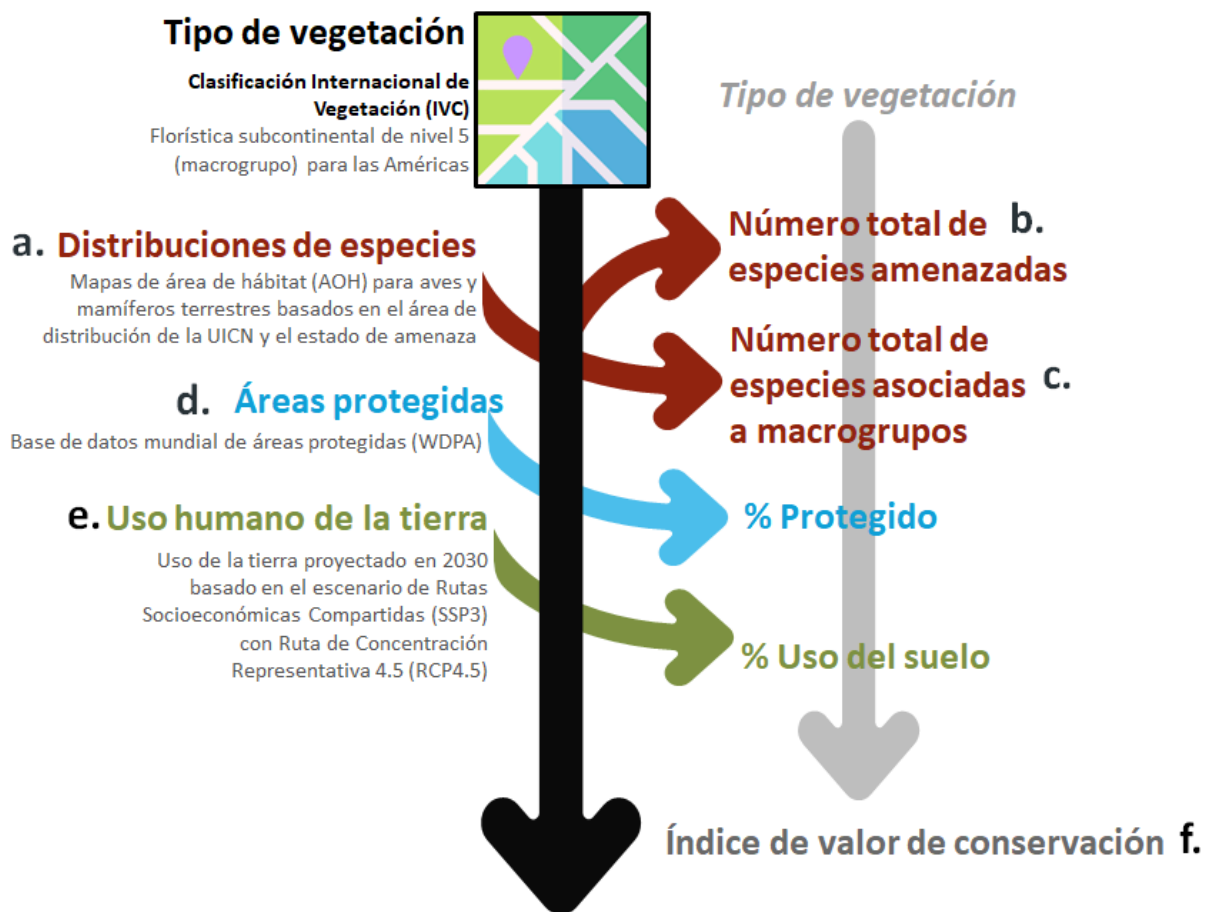


Figura 1. Flujo de trabajo metodológico para analizar la distribución de especies, el estado de amenaza, la asociación con macrogrupos, las áreas protegidas y uso futuro del suelo dentro de los macrogrupos. Los pasos incluyen (a) análisis de superposición de datos de macrogrupo y Área de Hábitat (AOH), (b)

filtrado de especies por estado de amenaza, (c) identificación de especies asociadas a macrogrupos (especies cuyo al menos la mitad de su distribución está dentro de un solo macrogrupo), (d) evaluación de la extensión de áreas protegidas, (e) integración del uso antropogénico futuro del suelo y (f) creación de un índice de valor de conservación (CVI).

2.3 *Índice de valor de conservación*

El último paso fue crear un índice de valor de conservación (CVI) (Figura 1f), que combina información que tiene en cuenta todos los factores anteriores. El CVI se calculó utilizando la siguiente fórmula:

$$CVI = (0.25 * (T / T_max)) + (0.25 * (MA / MA_max)) + (0.25 * (1 - (Pr / Pr_max))) + (0.25 * (LUC / LUC_max))$$

Dónde:

- T representa el número de especies amenazadas dentro del macrogrupo.
- T_max representa el número máximo de especies amenazadas entre todos los macrogrupos.
- MA representa el número de especies asociadas a un macrogrupo dentro del macrogrupo.
- MA_max representa el número máximo de especies asociadas a macrogrupos entre todos los macrogrupos.
- Pr representa el porcentaje del macrogrupo IVC dentro de áreas protegidas.
- Pr_max representa el porcentaje máximo de macrogrupo IVC dentro de áreas protegidas en todos los macrogrupos.
- LUC representa el uso de suelo promedio en todo el macrogrupo
- LUC_max representa el uso de suelo máximo en todos los macrogrupos.

El Índice de Valor de Conservación (CVI) es una métrica integral creada para este estudio con el propósito de evaluar tipos de vegetación para esfuerzos de conservación. Integra cuatro factores clave, cada uno con el mismo peso: 1) la presencia de especies amenazadas, 2) especies asociadas al macrogrupo, 3) el nivel actual de protección del macrogrupo y 4) el uso proyectado del suelo por los seres humanos. Al integrar estos criterios relevantes de manera equilibrada, el CVI proporciona una herramienta específica y, a la vez, adaptable, alineada con los objetivos de investigación específicos de este estudio. A pesar de su diseño ad-hoc, la estructura adaptable del CVI lo convierte en una herramienta versátil, capaz de ajustarse a distintos objetivos de conservación y aplicable en una variedad de contextos.

3 **Resultados**

3.1 *Distribución de especies*

En las Américas, el Manglar del Atlántico Occidental y el Caribe exhibió la mayor riqueza de especies, con 2,587 especies, seguido por el Bosque Húmedo Montano Norte Andino y Alto Montano con 2,577 especies y el Pantano Neotropical Flotante y Sumergido de Agua Dulce con un total de 2,533 especies (Tabla Suplementaria 1).

3.1.1 Especies amenazadas

Dentro de las Américas, se identificaron un total de 822 especies amenazadas, lo que representó el 13.25% de todas las especies incluidas en el estudio. Esto incluyó 309 especies de mamíferos amenazados (16.54%) y 513 especies de aves amenazadas (11.83%) (Tabla complementaria 1). Entre las especies de aves amenazadas, 453 eran no migratorias y 60 migratorias, con un porcentaje más alto de aves no migratorias amenazadas (12.27%) en comparación con las aves migratorias (8.89%). La mayor concentración de especies amenazadas se observó en macrogrupos que abarcan los Andes tropicales, el Cerrado y el Bosque Atlántico de Brasil, América Central, el este de Yucatán hasta la costa del Pacífico de México y el suroeste de Estados Unidos (Figura 2a). El Matorral y Bosque Xeromorfo del Norte de los Andes contenía el mayor número de especies amenazadas, con un total de 242 especies. Otros macrogrupos importantes fueron el Bosque Seco Estacional Andino del Norte con 241 especies y el macrogrupo Bosque Húmedo Montano Norte Andino y Alto Montano con 234 especies (Tabla complementaria 1).

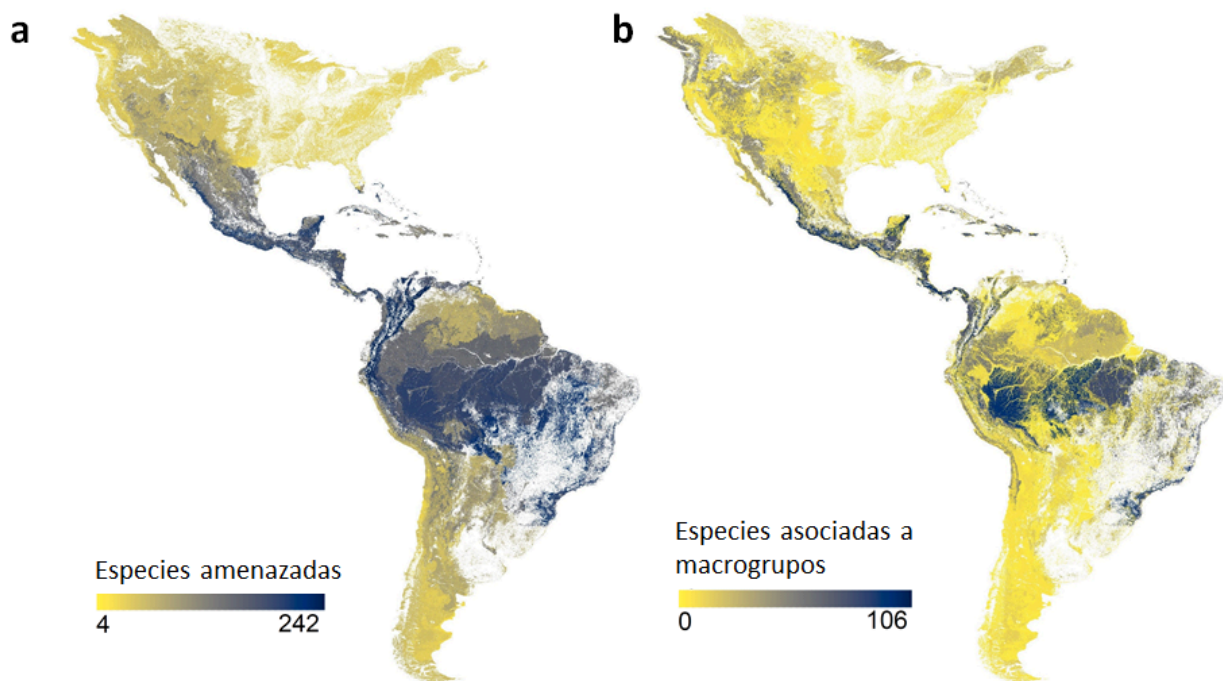


Figura 2. Distribución de (a) especies amenazadas y (b) especies asociadas a macrogrupos dentro de macrogrupos naturales en las Américas según la Clasificación Internacional de Vegetación (IVC). Los

colores en el mapa representan el número total de especies cuyo rango del Área de Hábitat (AOH) se encuentra dentro de cada macrogrupo, variando desde el amarillo (indicando el menor número de especies) hasta el azul (que representa el mayor número de especies). Las áreas en blanco representan tipos de macrogrupos no naturales o de agua dulce.

Al comparar mamíferos y aves amenazados, hubo claras diferencias en su distribución. Los macrogrupos en Centroamérica y la costa del Pacífico de México albergaron relativamente más especies de mamíferos amenazados en comparación con especies de aves amenazadas (Figura 2). En particular, los Manglares del Atlántico Occidental y el Caribe se destacan como el macrogrupo con el mayor número de especies de mamíferos amenazados, con un total de 86 especies, y el Matorral y Bosque Xeromorfos del Norte de los Andes que alberga las especies de aves más amenazadas, con 171 (Tabla complementaria 1). En particular, existen diferencias espaciales significativas en la riqueza de aves migratorias y no migratorias amenazadas. La región de los Andes y la selva amazónica exhibieron mayores recuentos de aves no migratorias amenazadas, mientras que el oeste de América del Norte contó con una mayor diversidad de aves migratorias amenazadas (Tabla complementaria 1). Al considerar únicamente las aves no migratorias, el Bosque Seco Estacional Andino del Norte contenía el mayor número (166) de especies amenazadas. Para las aves migratorias, el Bosque Ribereño de Desierto Interior Cálido y Templado Interior sirvió como el tipo de macrogrupo principal con 20 especies (Tabla complementaria 1).

3.1.2 Especies asociadas a macrogrupos

Nuestro análisis reveló un total de 1,203 especies asociadas a macrogrupos, lo que representa el 19.39% de las especies en las Américas. Entre estas especies asociadas a macrogrupos, había 448 especies de mamíferos, que representan el 23.98% de todas las especies de mamíferos, y 755 especies de aves, que representan el 17.41% de todas las especies de aves. Sorprendentemente, un total de 333 especies (40.51% de todas las especies amenazadas) estaban tanto amenazadas como clasificadas como especies asociadas a macrogrupos. Entre las especies amenazadas, se encontró que 124 especies de mamíferos (40.13%) y 209 especies de aves (40.74%) eran especies asociadas a macrogrupos. De las especies de aves asociadas a macrogrupos, 193 eran no migratorias (42.61%) y 16 migratorias (26.67%).

Curiosamente, las aves no migratorias exhibieron un mayor número de especies asociadas a macrogrupos, en comparación con las aves migratorias, que sumaban 43 especies. El porcentaje de especies de aves no migratorias asociadas a macrogrupos fue del 19.45%, en comparación con sólo el 6.37% para las aves migratorias en general. Sin embargo, al analizar por separado las tres Áreas de Hábitat (AOH) específicas de actividad de las aves migratorias, se reveló una asociación con macrogrupos sustancialmente mayor que la que sugieren sus distribuciones completas, con un 22.37% asociado con macrogrupos en al menos uno de sus distribuciones. Los niveles más altos de asociación a macrogrupos

estuvieron en áreas de reproducción (81 especies), seguidas por las áreas de no reproducción (57 especies) y las áreas de residencia (40 especies).

En términos de distribución geográfica, las áreas con la mayor concentración de especies asociadas a macrogrupos fueron la Amazonía, el Altiplano brasileño, los Andes del norte, las regiones del Golfo Caribe de Centroamérica, el este de Yucatán y la costa del Pacífico de México (Figura 2b). Dentro de estas regiones de alta concentración, el Bosque Húmedo Montano Norte Andino y Alto Montano contenían la mayor cantidad de especies asociadas a macrogrupos con 106 especies, incluyendo la mayoría de mamíferos (34 especies) y aves (72 especies) asociadas a macrogrupos (Tabla complementaria 1). Sin embargo, las aves encontradas en este macrogrupo eran exclusivamente no migratorias (Tabla complementaria 1). Los recuentos más altos de aves migratorias asociadas a macrogrupos se produjeron en el Bosque de Coníferas y Madera Dura de Laurentian-Acadian Mesic y en el Bosque Lluvioso Costero de Vancouver (Tabla complementaria 1). Otros macrogrupos con una gran cantidad de especies fueron el Bosque Seco Estacional Mesoamericano del Pacífico con 82 y el Bosque Húmedo Montano Mesoamericano del Sur con 76 especies totales asociadas al macrogrupo (Tabla complementaria 1). El Bosque Húmedo de Tierras Bajas del Caribe exhibió la mayor cantidad de especies asociadas a macrogrupos por kilómetro cuadrado (Tabla complementaria 1).

3.2 *Áreas protegidas*

Existen variaciones notables entre diferentes regiones en términos de protección de macrogrupos. El Amazonas, el sur de Chile, el centro de La Española y el sureste de Centroamérica exhiben los niveles más altos de protección, mientras que los Andes occidentales, la Patagonia y varias regiones de los Estados Unidos se encuentran entre las áreas menos protegidas (Figura 3a). Entre estos macrogrupos, el Pantano Tepuyano se destaca como el más protegido, con el 95.33% de su área de distribución bajo protección, mientras que la Vegetación del este de América del Norte es la menos protegida, con solo el 0.20% de su distribución protegida (Tabla complementaria 1). El macrogrupo con mayor riqueza de especies amenazadas, el Matorral y Bosque Xeromorfos del Norte de los Andes, solo tiene el 20.9% de su distribución bajo protección (Tabla complementaria 1). En cuanto a las especies asociadas a macrogrupos, sólo la mitad de los diez primeros macrogrupos están protegidos al menos en un 30% (Tabla complementaria 1). El Bosque Húmedo Montano Norte Andino y Montano Alto, que contiene el mayor número de especies asociadas a macrogrupos y especies amenazadas asociadas a macrogrupos, incluida la tercera concentración más alta de especies asociadas a macrogrupos por kilómetro cuadrado, solo tiene el 35.6% de su distribución protegido (Suplementario Tabla 1). Para las especies amenazadas asociadas a macrogrupos, solo cinco de los diez macrogrupos más significativos tienen suficiente protección (Tabla complementaria 1).

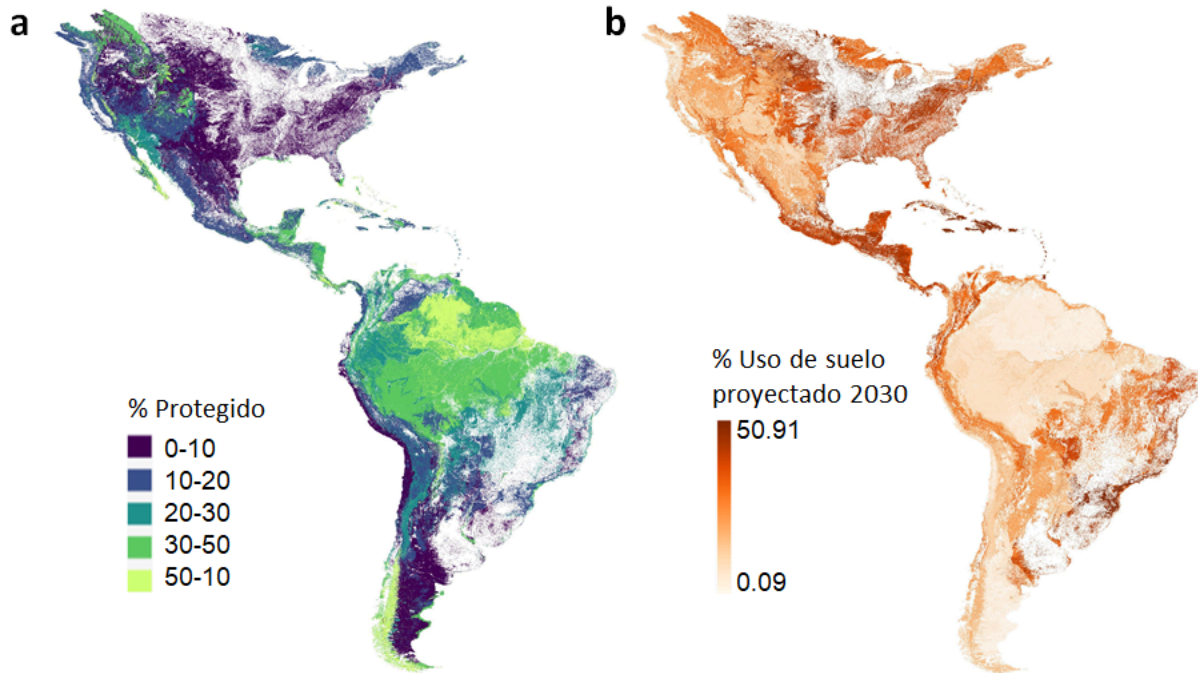


Figura 3. Mapa de las Américas que representa el porcentaje de (a) macrogrupos que están protegidos en toda su distribución según datos obtenidos de la Base de datos mundial de áreas protegidas. El esquema de color varía desde morado oscuro, que representa macrogrupos con menos del 10% de protección, hasta el verde claro, que indica macrogrupos con más de la mitad de su distribución protegido. Las áreas en blanco corresponden a hábitats no naturales o de agua dulce; y (b) uso estimado del suelo humano en 2030 según el escenario SSP3 RCP4.5 (Chen et al., 2020). La combinación de colores varía desde el naranja claro, que representa áreas con el uso de suelo menos previsto, hasta naranja oscuro, que indica regiones con el mayor uso de suelo proyectado en toda la región. Las áreas en blanco corresponden a hábitats no naturales o de agua dulce.

3.3 *Uso futuro del suelo*

Las regiones naturales que mostraron el mayor uso antropogénico del suelo proyectado para 2030 se ubicaron principalmente en América Central, las islas del Caribe, el sur de México, el sureste de América del Sur y el Medio Oeste hasta el sur de los Estados Unidos (Figura 3b). El uso promedio del suelo en las Américas fue del 8.73%, lo que representó el porcentaje de macrogrupos naturales proyectados como un tipo de uso de suelo antropogénico en 2030. Específicamente, encontramos estimaciones de uso de suelo que oscilaron entre el 0.09% (Salares del Desierto del Pacífico Sudamericano) al 50.91% (Bosque de Robles, Bosques y Sabanas del Medio Oeste Central) (Tabla

complementaria 1). Entre los macrogrupos de América del Norte, los Bosques y Bosques Boreales del Centro-Oeste de América del Norte exhibieron el uso de suelo estimado más bajo (0.22%), mientras que el Bosque de Robles, Bosques y Sabanas del Medio Oeste Central tuvieron el uso de suelo estimado más alto (50.91%). (Tabla complementaria 1). En América del Sur, el uso de suelo osciló entre el 0.09% en los Salares del Desierto del Pacífico Sudamericano y el 33.01% en el Bosque Húmedo Montano Atlántico Brasileño (Tabla complementaria 1).

3.4 *Índice de valor de conservación*

Las áreas con los puntajes más altos de CVI se ubicaron principalmente en los Andes Tropicales del Norte, la Península de Yucatán, la Costa Pacífica y Occidental de México, el Caribe, el Cerrado y el Este de Brasil, y desde el Medio Oeste hasta el Sur de los Estados Unidos (Figura 4). El puntaje promedio del CVI en las Américas fue de 0.29. El Bosque Húmedo Montano Norte Andino y Alto Montano (Colombia, Ecuador, Perú, Venezuela) tuvo el índice más alto de HPI con 0.70. Aunque más del 35% del área está protegida y enfrenta amenazas de bajo nivel por el uso de suelo, contiene el tercer número más alto de especies amenazadas y el mayor número de especies asociadas a macrogrupos y especies amenazadas asociadas a macrogrupos (Tabla 1; Tabla complementaria 1). El Bosque Húmedo Montano Atlántico Brasileño (Argentina, Brasil) ocupó el segundo lugar con el puntaje más alto de CVI (0.66), albergando 140 especies amenazadas con un 17% protegidas, pero aproximadamente un tercio de la región está amenazada por el uso de suelo (Tabla complementaria 1). El Bosque Seco Estacional del Pacífico Mesoamericano, que se extiende desde México hasta Panamá (México, Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Honduras, Nicaragua, Panamá, Belice Colombia), tuvo el tercer CVI más alto con 0.62 (Tabla 1; Tabla Suplementaria 1). Abarca el segundo mayor número de especies asociadas a macrogrupos, de las cuales la mitad están amenazadas y solo el 15.9% del área está protegida. Sin embargo, enfrenta relativamente pocas amenazas por el uso de suelo con un 12.8% (Tabla 1; Tabla complementaria 1). El Bosque Húmedo de Tierras Bajas del Caribe (este de Cuba, Jamaica, República Dominicana, Haití, Puerto Rico, Trinidad y Tobago, Antillas Menores, Islas Vírgenes Británicas, Guantánamo, Barbados, Guadalupe) se clasificó con el cuarto puntaje de CVI más alto (0.51), albergando 176 especies amenazadas, incluyendo 57 especies amenazadas asociadas a macrogrupos (Tabla 1; Tabla complementaria 1). El macrogrupo Pastizales, Sabanas y Praderas Montanas del Paraná Brasileño tuvo un valor de HPI de 0.51 (Tabla 1; Tabla complementaria 1), con solo el 13% del área protegida y enfrentando amenazas por el uso de suelo. Por último, el Bosque de Robles, Bosques y Sabanas del Medio Oeste Central (desde el medio oeste hasta el sur de Ontario, oeste de Nueva York) emergió como el puntaje de CVI más alto para los Estados Unidos, con un valor de HPI de 0.51 (Tabla 1; Tabla complementaria 1). Se enfrenta a importantes amenazas por el uso de suelo (50.9) y alberga 15 especies amenazadas, de las

cuales 7 son aves migratorias amenazadas, mientras que sólo el 4% del área está protegida (Tabla 1; Tabla complementaria 1).

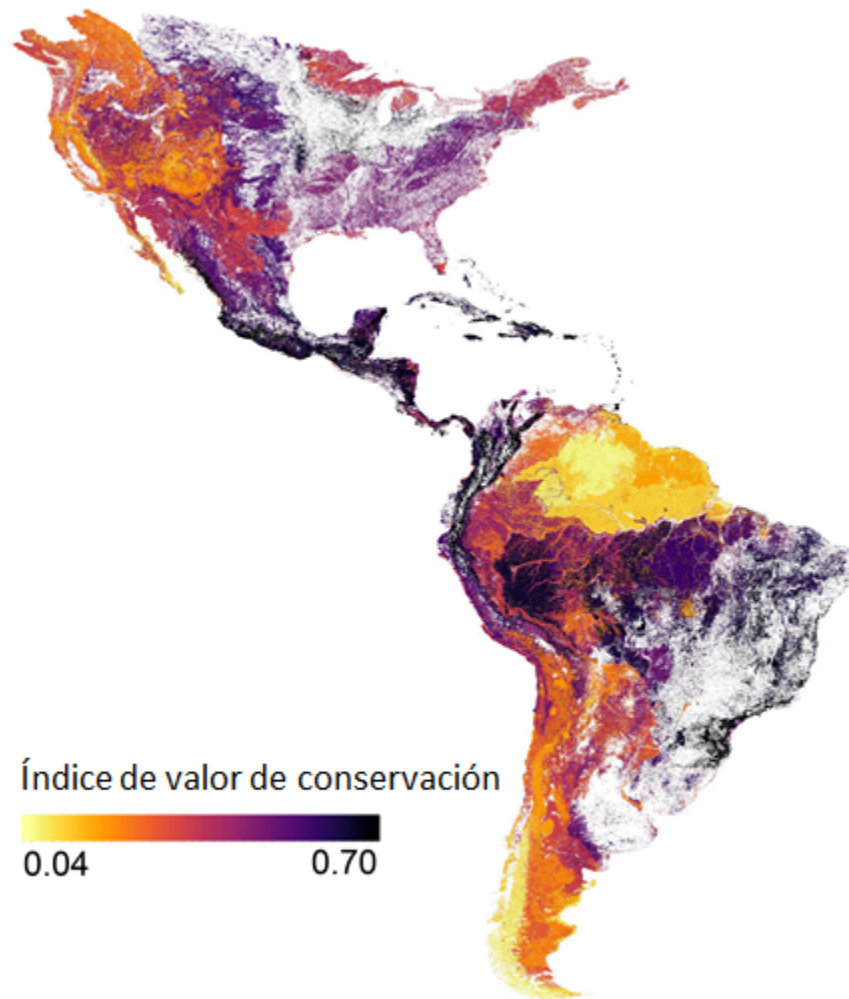


Figura 4. Puntuación del Índice de Valor de Conservación (CVI) para las Américas. El CVI combina múltiples factores para determinar una puntuación del CVI, incluidas las especies amenazadas, las especies asociadas a macrogrupos, el porcentaje de protección del tipo de vegetación de macrogrupos y el uso de suelo. Los valores de CVI están normalizados, donde 0 indica el valor de conservación más bajo y 1 representa el valor de conservación más alto. La escala de colores va del amarillo claro (bajo) al morado oscuro (alto). Las áreas en blanco corresponden a hábitats no naturales o de agua dulce.

Tabla 1. Los diez principales tipos de vegetación de macrogrupos de la Clasificación Internacional de Vegetación (IVC) según los valores del índice de valor de conservación (CVI). Los valores del CVI se calcularon basándose en la extensión total protegida, el uso futuro del suelo, el tamaño total del área de distribución, así como el número de especies amenazadas y especies asociadas a macrogrupos. La última columna también proporciona información sobre el número total de especies amenazadas asociadas a macrogrupos. Los tonos verdes más oscuros representan factores que contribuyen a un CVI más alto, mientras que los tonos morados más oscuros indican factores asociados a un CVI más bajo..

Indicador de Valor de Conservación (CVI)	Macrogrupo	% Protegido	% Uso del suelo	Especies amenazadas	Especies asociadas a macrogrupos
0.70	Bosque Húmedo Montano Norte Andino y Alto Montano	35.58	10.48	234	106
0.66	Bosque Húmedo Montano Atlántico Brasileño	17.26	33.01	140	63
0.62	Bosque seco estacional del Pacífico mesoamericano	15.87	12.84	154	82
0.57	Bosque húmedo de tierras bajas del Caribe	17.68	32.45	66	57
0.51	Pastizales, sabanas y praderas montanas del Paraná Brasileño	13.71	21.91	176	2
0.50	Bosque de robles, bosques y sabanas del medio oeste central	4.89	50.91	15	0
0.50	Bosque húmedo montano bajo andino norte	23.37	8.36	216	21
0.50	Páramo Andino del Norte	41.73	16.56	227	19
0.50	Bosque Húmedo Atlántico Brasileño	25.81	19.16	134	34
0.49	Sabana de Cerrado	22.19	8.29	178	32

4 Discusión

Este estudio identifica tipos críticos de vegetación que requieren atención para la conservación en las Américas, evaluando varios factores, incluyendo la distribución de especies de aves y mamíferos terrestres amenazados y asociados a macrogrupos, los niveles actuales de protección y el uso proyectado del suelo. Para lograr esto, utilizamos un índice de valor de conservación (CVI) para identificar macrogrupos con alto valor de biodiversidad que al mismo tiempo enfrentan baja protección y presiones antropogénicas. Los resultados subrayan la notable diversidad de estos macrogrupos de alto valor de conservación en las Américas, abarcando múltiples áreas geográficas y regiones. En particular, los macrogrupos de vegetación con mayor puntaje se concentran en regiones clave, incluidos los Andes, la

Mesoamérica montañosa, el Caribe, el Cerrado de Brasil y el Bosque Atlántico, enfatizando la importancia de la conservación de hábitats en estas áreas y alineándose con investigaciones previas que los identifican como puntos críticos de biodiversidad (Brooks et al., 2006; Myers et al., 2000; Wan y Wang, 2023). Entre los macrogrupos con los puntajes más altos, el Bosque Húmedo Montano Norte Andino y Alto Montano se destaca como de importancia crítica en este estudio. Este hábitat, que abarca Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela, ha sido previamente reconocido por su excepcional alta biodiversidad en plantas, mamíferos, aves y anfibios, a menudo ocupando distribuciones de elevaciones estrechas (Kenneth R. Young y Blanca León, 2000). Nuestro análisis encontró que este macrogrupo contiene la tercera especie más amenazada y el mayor número de especies asociadas a macrogrupos. Además, no sólo alberga las especies asociadas a macrogrupos más amenazadas, sino también la mayor densidad de estas especies por kilómetro cuadrado.

Sin embargo, nuestros hallazgos subrayan la necesidad urgente de estrategias de conservación más integrales que abarquen toda la gama de hábitats en las Américas, particularmente considerando la iniciativa mundial 30x30, que aspira proteger el 30% de las áreas terrestres y océanos a nivel mundial para el 2030 (Belote et al., 2021; Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2022). Si bien la protección promedio de los macrogrupos en las Américas alcanzó el 24.5%, acercándose a los objetivos regionales del 30%, la variabilidad sustancial entre los tipos de vegetación resalta que muchos macrogrupos caen por debajo de estos umbrales debido a una consideración inadecuada de la diversidad de hábitats en los ecosistemas. De hecho, casi tres cuartas partes de los más de 300 tipos de macrogrupos tienen menos del 30% de su área actualmente protegida, incluyendo 8 de los 10 macrogrupos con mayor puntuación que se encuentran por debajo del umbral objetivo. Entre los macrogrupos con las puntuaciones más altas destacan los hábitats críticos específicos. Por ejemplo, el Bosque Húmedo Montano Atlántico Brasileño en Argentina y Brasil alberga 140 especies amenazadas, incluidas 15 especies amenazadas asociadas a macrogrupos, con solo el 17% del área actualmente protegida, mientras que el 33% está bajo amenaza futura debido al uso del suelo. De manera similar, el Bosque Seco Estacional Mesoamericano del Pacífico en Centroamérica, que se extiende desde México hasta Panamá, alberga 154 especies amenazadas y 52 especies asociadas a macrogrupos, con la mitad actualmente amenazada y solo el 15% protegida. El Bosque Húmedo de Tierras Bajas del Caribe, que se encuentra en islas del Caribe como Cuba, Jamaica y Puerto Rico, contiene 176 especies amenazadas y 57 especies asociadas a macrogrupos, incluidas 10 especies amenazadas asociadas a macrogrupos. Sin embargo, sólo el 17.7% de su área restante está protegida y se enfrenta a un cambio proyectado en el uso de suelo del 32% en toda su área de distribución. Por último, el Bosque de Robles, Bosques y Sabanas del Medio Oeste Central de los Estados Unidos, con una historia de transformación de uso de suelo (Grundel y Pavlovic, 2007), sigue estando altamente amenazado por el uso futuro del suelo, con sólo el 4% del área actualmente protegida. A pesar de tener

relativamente pocas especies amenazadas, son vitales para la conservación de las aves debido a su carácter ecológico distintivo como ecotonos y su importancia para proporcionar hábitats para especies de aves dependientes de perturbaciones y sitios de escala migratoria (Grundel y Pavlovic, 2007).

Los niveles jerárquicos dentro del IVC desempeñan un papel fundamental para discernir y evaluar diferentes tipos de vegetación en todas las escalas. En nuestro estudio, los macrogrupos de vegetación están categorizados dentro de clasificaciones globales de vegetación conocidas como formaciones, dos niveles por encima de los macrogrupos en la jerarquía IVC. Las cinco formaciones clave incluyen Bosque Húmedo Montano Tropical, Pastizales y Matorrales Montanos Tropicales, Bosques y Bosques Secos Tropicales, Bosques Húmedos de Tierras Bajas Tropicales y Bosques Templados Fríos y Bosques. Estos tipos de hábitats amplios han sido destacados en investigaciones anteriores como prioridades de conservación. Por ejemplo, los Bosques Secos Tropicales y los Pastizales, Sabanas y Matorrales Tropicales se consideran amenazados y clasificados como hábitats prioritarios debido a la diversidad de microhábitats, endemismos, así como su rol en la productividad primaria neta terrestre global y el almacenamiento de carbono (Parr et al., 2014; Pinedo-Escatel et al., 2021; Salinas et al., 2021; Wan y Wang, 2023; Wilson y Peter, 1988). Sin embargo, mientras que estas clasificaciones generales son puntos de partida útiles, este estudio va más allá al identificar tipos de vegetación específicos dentro de estas categorías amplias que requieren atención particular. Centrar los esfuerzos de conservación únicamente en clasificaciones de hábitats amplios puede llevar a priorizar áreas menos críticas y pasar por alto hábitats y tipos de vegetación clave a escala detallada que necesitan protección. Esto es particularmente problemático para las especies asociadas a macrogrupos, ya que la pérdida o alteración de sus tipos de vegetación específicos puede conducir a su extinción (Devictor et al., 2008). Esto resalta la importancia del análisis de vegetación a escala más detallada, ya que la pérdida y alteración del hábitat pueden conducir a un aumento de especies generalistas que enmascaran las disminuciones en los especialistas (Matthews et al., 2014). Esto es crítico en las Américas, donde nuestro análisis encontró que las especies asociadas a macrogrupos, definidas como aquellas que se encuentran principalmente en un solo macrogrupo por más de la mitad de su área AOH, representaron el 20% de todas las especies evaluadas y más del 40% de las especies amenazadas en la región. Aunque las distribuciones actualmente restringidas de algunas especies pueden reflejar una pérdida de hábitat pesada más que una dependencia inherente de ese tipo de hábitat único, sigue siendo imperativo proteger el hábitat restante. Al examinar las unidades de clasificación y las distribuciones de especies a nivel de macrogrupo o a nivel detallado, podemos identificar mejor los hábitats y las especies que necesitan esfuerzos de conservación críticos antes de que ocurran más pérdidas.

Si bien nuestro valor del índice de conservación proporciona una visión continental para identificar tipos de vegetación importantes, tiene limitaciones. Por ejemplo, dos macrogrupos -el Matorral

y Bosque Xeromorfo del Norte de los Andes y el Bosque Seco Estacional Andino Norte- no fueron prioridades principales en nuestro índice, debido a que no tienen especies asociadas a macrogrupos, y no corren un alto riesgo de cambio de uso de suelo, sin embargo, albergan muchas especies amenazadas y se consideran de conservación prioritaria en los Andes Tropicales (Comer et al., 2022c). De manera similar, a pesar de tener una alta densidad de especies asociadas a macrogrupos, los macrogrupos como el Bosque Húmedo Montano del Sur de Mesoamérica ocuparon un lugar bajo, ya que estaba protegida en casi tres cuartas partes con un riesgo muy bajo de cambio de uso de suelo. Aunque integramos y ponderamos cuatro factores según su relevancia para los objetivos de conservación, es importante señalar que este enfoque fue específico para los objetivos de este estudio. En última instancia, no existe una fórmula definitiva para identificar sistemáticamente los hábitats más importantes para la conservación. Se requiere una consideración cuidadosa para seleccionar criterios y determinar las ponderaciones que mejor se alineen con los objetivos específicos de conservación. Si bien un análisis continental ofrece una imagen inicial de la vegetación prioritaria, las evaluaciones en campo que investigan prioridades locales pasadas por alto son esenciales, ya que, en última instancia, la conservación efectiva de la biodiversidad requiere estrategias de múltiples niveles que operen a diversas escalas. No obstante, este marco ofrece una buena base que puede adaptarse en función de las diferentes medidas de conservación y prioridades locales.

A pesar de utilizar los mejores datos disponibles, sigue siendo esencial reconocer las limitaciones inherentes de esta investigación. Aunque se empleó un alto detalle temático para las Américas, categorizaciones detalladas de hábitat y mapas de distribución más precisos podrían mejorar la comprensión de la dinámica del hábitat y las interacciones de las especies, especialmente a escalas local y regional. Explorar las clasificaciones de vegetación más allá del nivel de macrogrupo también puede proporcionar perspectivas sobre las necesidades de conservación de comunidades localizadas y especies raras (Comer et al., 2022b). Además, aunque nos centramos en mamíferos y aves debido a la disponibilidad de datos, otros taxones tienen requerimientos de hábitat distintos y funciones ecológicas que justifican su consideración en estudios futuros. Sin embargo, como las aves y los mamíferos son indicadores útiles de la calidad del hábitat y la salud del ecosistema (Cooke et al., 2019), sirven como taxones representativos valiosos para identificar áreas importantes para la conservación (Brooks et al., 2001; Larsen et al., 2012). Otra limitación se relaciona con el aspecto temporal, ya que los mapas de ecosistemas alrededor del año 2010 pueden limitar la precisión en la representación de distribuciones en evolución, particularmente para la planificación localizada. Además, se podrían haber utilizado muchos otros escenarios terrestres, por lo que centrarse solo en uno de ellos limita el análisis de los diversos cambios de hábitat. Además, la inclusión de todas las áreas protegidas puede abarcar inadvertidamente regiones con distintos niveles de protección, lo que podría dar lugar a la incorporación de áreas que ofrecen un valor de conservación limitado o salvaguardias inadecuadas para la biodiversidad. Un enfoque

más matizado para los distintos niveles de protección podría aportar información adicional. Por último, no abordamos la vulnerabilidad de hábitats específicos al cambio climático, aspecto que también merece una investigación más profunda.

Varias direcciones futuras podrían ayudar a abordar las limitaciones existentes de los mapas de hábitat. Desarrollar un sistema global consistente de clasificación de hábitats a escala detallada, basado en marcos como el IVC, mejoraría la capacidad para realizar evaluaciones integrales en todo el mundo con esfuerzos de mapeo en curso. Los sistemas regionales, como EUNIS en Europa (Chytrý et al., 2020), han demostrado su utilidad y podrían aprovecharse aún más si se combinan con datos detallados de distribución de especies a niveles nacionales o subnacionales. Este enfoque mejoraría la precisión de las evaluaciones del hábitat, particularmente en contextos localizados. Además, mejorar la precisión y efectividad de los mapas de hábitat se pueden lograr integrando retroalimentación de estudios de campo y programas de monitoreo. La integración de nuevas fuentes de datos y el perfeccionamiento de los enfoques analíticos son cruciales para mejorar la eficacia de los esfuerzos de conservación. Aprovechar tecnologías emergentes como drones, LIDAR, imágenes satelitales y algoritmos de aprendizaje automático, junto con el aprovechamiento de diversos flujos de datos de iniciativas de ciencia ciudadana y redes sociales, puede enriquecer aún más nuestra comprensión y generar datos sobre hábitat más precisos (Amani et al., 2023; Chowdhury et al., 2023; Iglseeder et al., 2023; Sumner et al., 2019). Además, las evaluaciones de amenazas a escala reducida pueden descubrir refugios de microhábitats que no son evidentes a escalas más amplias. Al complementar las evaluaciones detalladas del hábitat con enfoques de filtro detallado para refinar el análisis de amenazas, podemos informar mejor la planificación de la conservación a múltiples escalas. Por último, evaluar las vulnerabilidades climáticas de hábitats específicos es necesario para un enfoque multifacético para comprender y proteger la biodiversidad y las comunidades vegetales dentro de entornos en constante cambio (Comer et al., 2019; Comer y Seddon, 2023).

5 Conclusión

Este estudio aborda una brecha crítica en nuestra comprensión de la conservación de la biodiversidad al identificar tipos de vegetación críticos en las Américas, enfatizando la importancia de evaluaciones a escala detalladas o localizadas. La urgencia de tales esfuerzos se destaca por las iniciativas globales que abogan por la conservación de al menos el 30% de la superficie terrestre y aguas para 2030 (Belote et al., 2021; Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2022). Al combinar mapas de vegetación de alta resolución y datos detallados de hábitat, esta investigación proporciona un marco sólido para identificar tipos de vegetación en riesgo y guiar acciones de conservación específicas. El enfoque sistemático empleado, centrado en clasificaciones de hábitats a escala detallada y las necesidades

específicas de especies amenazadas y asociadas a macrogrupos, ofrece una metodología poderosa para identificar hábitats críticos basándose en su importancia para la conservación. Mientras navegamos por un mundo de pérdida de biodiversidad creciente y degradación de los ecosistemas, la integración de evaluaciones de hábitat a gran escala con patrones de diversidad localizados y amenazas emergentes es esencial para avanzar en estrategias de conservación proactivas. Este estudio sirve como marco para aprovechar datos de distribución de alta resolución dentro de marcos de priorización flexibles para identificar con precisión hábitats críticos que requieren atención inmediata, mejorando en última instancia la precisión y eficacia de la planificación de la conservación. Este enfoque puede ayudar a lograr esfuerzos de conservación más efectivos destinados a salvaguardar hábitats críticos, no solo en las Américas sino en otras regiones del mundo.

Declaración de contribución de los autores

LS se encargó de la curación de datos, el análisis formal, la investigación, la metodología, la visualización y lideró la redacción del borrador original. LQ contribuyó al análisis formal, la investigación, la metodología y el uso de software, además de participar en el proceso de escritura y edición. PC y ML estuvieron involucrados en la curación de datos, la investigación y proporcionaron recursos valiosos para el proyecto, además de participar en la escritura y edición del manuscrito EO editó el manuscrito y tradujo el documento al español. HP desempeñó un papel significativo en la conceptualización, la administración del proyecto, la gestión de recursos y contribuyó a la escritura y revisión del manuscrito. JV participó en la conceptualización, la curación de datos, el análisis formal, la investigación, la metodología, supervisión del proyecto, y contribuyó tanto al borrador original como al proceso de revisión y edición.

Declaración de conflicto de intereses

Los autores declaran que no existen conflictos de interés en relación a la publicación de este artículo.

Declaración de Aprobación del Comité de Ética

No se requirió aprobación ética para este estudio.

Fondos

Esta investigación no recibió ninguna subvención específica de agencias de financiación del sector público, comercial o sin fines de lucro.

Disponibilidad de datos

El conjunto de datos raster generado en este estudio estará disponible públicamente en Dryad (<https://doi.org/10.5061/dryad.44j0zpcn0>) para acceso abierto. Además, los datos también estarán disponibles como un cubo de datos NetCDF en el formato EBVcube en el portal de datos EBV (<https://doi.org/10.25829/ja2s47>).

6 Referencias

- Amani, M., Foroughnia, F., Moghimi, A., Mahdavi, S., Jin, S., 2023. Three-Dimensional Mapping of Habitats Using Remote-Sensing Data and Machine-Learning Algorithms. *Remote Sens.* 15, 4135. <https://doi.org/10.3390/rs15174135>
- Bax, V., Francesconi, W., 2019. Conservation gaps and priorities in the Tropical Andes biodiversity hotspot: Implications for the expansion of protected areas. *J. Environ. Manage.* 232, 387–396. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.086>
- Belote, R.T., Barnett, K., Dietz, M.S., Burkle, L., Jenkins, C.N., Dreiss, L., Aycrigg, J.L., Aplet, G.H., 2021. Options for prioritizing sites for biodiversity conservation with implications for “30 by 30.” *Biol. Conserv.* 264, 109378. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109378>
- Brooks, T., Balmford, A., Burgess, N., Hansen, L.A., Moore, J., Rahbek, C., Williams, P., Bennun, L., Byaruhanga, A., Kasoma, P., 2001. Conservation priorities for birds and biodiversity: do East African Important Bird Areas represent species diversity in other terrestrial vertebrate groups?
- Brooks, T.M., Bakarr, M.I., Boucher, T., Da Fonseca, G.A.B., Hilton-Taylor, C., Hoekstra, J.M., Moritz, T., Olivieri, S., Parrish, J., Pressey, R.L., Rodrigues, A.S.L., Sechrest, W., Stattersfield, A., Strahm, W., Stuart, S.N., 2004. Coverage Provided by the Global Protected-Area System: Is It Enough? *BioScience* 54, 1081–1091. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[1081:CPBTGP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[1081:CPBTGP]2.0.CO;2)
- Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., da Fonseca, G.A., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J.F., Mittermeier, C.G., Pilgrim, J.D., Rodrigues, A.S., 2006. Global biodiversity conservation priorities. *Science* 313, 58–61.
- Brooks, T.M., Pimm, S.L., Akçakaya, H.R., Buchanan, G.M., Butchart, S.H.M., Foden, W., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Jenkins, C.N., Joppa, L., Li, B.V., Menon, V., Ocampo-Peñuela, N., Rondinini, C., 2019. Measuring Terrestrial Area of Habitat (AOH) and Its Utility for the IUCN Red List. *Trends Ecol. Evol.* 34, 977–986. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.06.009>
- Ceaușu, S., Gomes, I., Pereira, H.M., 2015. Conservation Planning for Biodiversity and Wilderness: A Real-World Example. *Environ. Manage.* 55, 1168–1180. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0453-9>
- Chen, M., Vernon, C.R., Graham, N.T., Hejazi, M., Huang, M., Cheng, Y., Calvin, K., 2020. Global land use for 2015–2100 at 0.05° resolution under diverse socioeconomic and climate scenarios. *Sci. Data* 7, 320. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-00669-x>
- Chowdhury, S., Fuller, R.A., Rokonzaman, Md., Alam, S., Das, P., Siddika, A., Ahmed, S., Labi, M.M., Chowdhury, S.U., Mukul, S.A., Böhm, M., Hanson, J.O., 2023. Insights from citizen science reveal priority areas for conserving biodiversity in Bangladesh. *One Earth.* <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2023.08.025>
- Chytrý, M., Tichý, L., Hennekens, S.M., Knollová, I., Janssen, J.A.M., Rodwell, J.S., Peterka, T., Marcenò, C., Landucci, F., Danihelka, J., Hájek, M., Dengler, J., Novák, P., Zúkal, D., Jiménez-Alfaro, B., Mucina, L., Abdulhak, S., Ačić, S., Agrillo, E., Attorre, F., Bergmeier, E., Biurrun, I., Boch, S., Bölöni, J., Bonari, G., Braslavskaya, T., Bruehlheide, H., Campos, J.A., Čarni, A., Casella, L., Čuk, M., Čušterevska, R., De Bie, E., Delbosc, P., Demina, O., Didukh, Y.,

- Dítě, D., Dziuba, T., Ewald, J., Gavilán, R.G., Gégout, J.-C., Giusso del Galdo, G.P., Golub, V., Goncharova, N., Goral, F., Graf, U., Indreica, A., Isermann, M., Jandt, U., Jansen, F., Jansen, J., Jašková, A., Jiroušek, M., Kaçki, Z., Kalníková, V., Kavgacı, A., Khanina, L., Yu. Korolyuk, A., Kozhevnikova, M., Kuzemko, A., Kůzmič, F., Kuznetsov, O.L., Laiviņš, M., Lavrinenko, I., Lavrinenko, O., Lebedeva, M., Lososová, Z., Lysenko, T., Maciejewski, L., Mardari, C., Marinšek, A., Napreenko, M.G., Onyshchenko, V., Pérez-Haase, A., Pielech, R., Prokhorov, V., Rašomavičius, V., Rodríguez Rojo, M.P., Růsiņa, S., Schrautzer, J., Šibík, J., Šilc, U., Škvorc, Ž., Smagin, V.A., Stančić, Z., Stanisci, A., Tikhonova, E., Tonteri, T., Uogintas, D., Valachovič, M., Vassilev, K., Vynokurov, D., Willner, W., Yamalov, S., Evans, D., Palitzsch Lund, M., Spyropoulou, R., Tryfon, E., Schaminée, J.H.J., 2020. EUNIS Habitat Classification: Expert system, characteristic species combinations and distribution maps of European habitats. *Appl. Veg. Sci.* 23, 648–675. <https://doi.org/10.1111/avsc.12519>
- Comer, P.J., Hak, J.C., Dockter, D., Smith, J., 2022a. Integration of vegetation classification with land cover mapping: lessons from regional mapping efforts in the Americas. *Veg. Classif. Surv.* 3, 29–43. <https://doi.org/10.3897/VCS.67537>
- Comer, P.J., Hak, J.C., Josse, C., Smyth, R., 2020. Long-term loss in extent and current protection of terrestrial ecosystem diversity in the temperate and tropical Americas. *PLOS ONE* 15, e0234960. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0234960>
- Comer, P.J., Hak, J.C., Reid, M.S., Auer, S.L., Schulz, K.A., Hamilton, H.H., Smyth, R.L., Kling, M.M., 2019. Habitat Climate Change Vulnerability Index Applied to Major Vegetation Types of the Western Interior United States. *Land* 8, 108. <https://doi.org/10.3390/land8070108>
- Comer, P.J., Hak, J.C., Seddon, E., 2022b. Documenting at-risk status of terrestrial ecosystems in temperate and tropical North America. *Conserv. Sci. Pract.* 4, e603.
- Comer, P.J., Seddon, E., 2023. Climate Change Adaptation Zones for Terrestrial Ecosystems—A Demonstration with Pinyon-Juniper Woodlands in the USA. *Forests* 14, 1533. <https://doi.org/10.3390/f14081533>
- Comer, P.J., Valdez, J., Pereira, H.M., Acosta-Muñoz, C., Campos, F., Bonet García, F.J., Claros, X., Castro, L., Dallmeier, F., Domic Rivadeneira, E.Y., Gill, M., Josse, C., Lafuente Cartagena, I., Langstroth, R., Larrea-Alcázar, D., Masur, A., Morejon Jaramillo, G., Navarro, L., Novoa, S., Prieto-Albuja, F., Rey Ortíz, G., Teran, M.F., Zambrana-Torrelío, C., Fernandez, M., 2022c. Conserving Ecosystem Diversity in the Tropical Andes. *Remote Sens.* 14, 2847. <https://doi.org/10.3390/rs14122847>
- Convention on Biological Diversity, 2022. COP15: Final text of Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework [WWW Document]. CBD. URL <https://www.cbd.int/article/cop15-final-text-kunming-montreal-gbf-221222> (accessed 8.14.23).
- Cooke, R.S.C., Bates, A.E., Eigenbrod, F., 2019. Global trade-offs of functional redundancy and functional dispersion for birds and mammals. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 28, 484–495.
- Devictor, V., Julliard, R., Jiguet, F., 2008. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos* 117, 507–514. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16215.x>
- Dietz, M.S., Belote, R.T., Gage, J., Hahn, B.A., 2020. An assessment of vulnerable wildlife, their habitats, and protected areas in the contiguous United States. *Biol. Conserv.* 248, 108646. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108646>
- Faber-Langendoen, D., Keeler-Wolf, T., Meidinger, D., Tart, D., Hoagland, B., Josse, C., Navarro, G., Ponomarenko, S., Saucier, J.-P., Weakley, A., 2014. EcoVeg: a new approach to vegetation description and classification. *Ecol. Monogr.* 84, 533–561.
- González-Maya, J.F., Viquez-R, L.R., Belant, J.L., Ceballos, G., 2015. Effectiveness of Protected Areas for Representing Species and Populations of Terrestrial Mammals in Costa Rica. *PLOS ONE* 10, e0124480. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0124480>
- Grundel, R., Pavlovic, N.B., 2007. Distinctiveness, Use, and Value of Midwestern Oak Savannas and Woodlands as Avian Habitats. *The Auk* 124, 969–985. <https://doi.org/10.1093/auk/124.3.969>

- Iglseder, A., Immitzer, M., Dostálová, A., Kasper, A., Pfeifer, N., Bauerhansl, C., Schöttl, S., Hollaus, M., 2023. The potential of combining satellite and airborne remote sensing data for habitat classification and monitoring in forest landscapes. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinformation* 117, 103131. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2022.103131>
- Jenkins, C.N., Van Houtan, K.S., Pimm, S.L., Sexton, J.O., 2015. US protected lands mismatch biodiversity priorities. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 112, 5081–5086. <https://doi.org/10.1073/pnas.1418034112>
- Jung, M., Dahal, P.R., Butchart, S.H.M., Donald, P.F., De Lamo, X., Lesiv, M., Kapos, V., Rondinini, C., Visconti, P., 2020. A global map of terrestrial habitat types. *Sci. Data* 7, 256. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-00599-8>
- Keith, D.A., Rodríguez, J.P., Rodríguez-Clark, K.M., Nicholson, E., Aapala, K., Alonso, A., Asmussen, M., Bachman, S., Basset, A., Barrow, E.G., Benson, J.S., Bishop, M.J., Bonifacio, R., Brooks, T.M., Burgman, M.A., Comer, P., Comín, F.A., Essl, F., Faber-Langendoen, D., Fairweather, P.G., Holdaway, R.J., Jennings, M., Kingsford, R.T., Lester, R.E., Nally, R.M., McCarthy, M.A., Moat, J., Oliveira-Miranda, M.A., Pisanu, P., Poulin, B., Regan, T.J., Riecken, U., Spalding, M.D., Zambrano-Martínez, S., 2013. Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. *PLOS ONE* 8, e62111. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062111>
- Kenneth R. Young, Blanca León, 2000. Biodiversity Conservation in Peru's Eastern Montane Forests. *Mt. Res. Dev.* 20, 208–211. [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2000\)020\[0208:BCIPSE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2000)020[0208:BCIPSE]2.0.CO;2)
- Kullberg, P., Di Minin, E., Moilanen, A., 2019. Using key biodiversity areas to guide effective expansion of the global protected area network. *Glob. Ecol. Conserv.* 20, e00768. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00768>
- Larsen, F.W., Bladt, J., Balmford, A., Rahbek, C., 2012. Birds as biodiversity surrogates: will supplementing birds with other taxa improve effectiveness? *J. Appl. Ecol.* 49, 349–356.
- Lumbierres, M., Dahal, P.R., Soria, C.D., Di Marco, M., Butchart, S.H.M., Donald, P.F., Rondinini, C., 2022. Area of Habitat maps for the world's terrestrial birds and mammals. *Sci. Data* 9, 749. <https://doi.org/10.1038/s41597-022-01838-w>
- Mainali, K., Hefley, T., Ries, L., Fagan, W.F., 2020. Matching expert range maps with species distribution model predictions. *Conserv. Biol.* 34, 1292–1304. <https://doi.org/10.1111/cobi.13492>
- Marsh, C.J., Sica, Y.V., Burgin, C.J., Dorman, W.A., Anderson, R.C., del Toro Mijares, I., Vigneron, J.G., Barve, V., Dombrowik, V.L., Duong, M., Guralnick, R., Hart, J.A., Maypole, J.K., McCall, K., Ranipeta, A., Schuerkmann, A., Torselli, M.A., Lacher, T., Mittermeier, R.A., Rylands, A.B., Sechrest, W., Wilson, D.E., Abba, A.M., Aguirre, L.F., Arroyo-Cabrales, J., Astúa, D., Baker, A.M., Braulik, G., Braun, J.K., Brito, J., Busher, P.E., Burneo, S.F., Camacho, M.A., Cavallini, P., de Almeida Chiquito, E., Cook, J.A., Cserkés, T., Csorba, G., Cuéllar Soto, E., da Cunha Tavares, V., Davenport, T.R.B., Deméré, T., Denys, C., Dickman, C.R., Eldridge, M.D.B., Fernandez-Duque, E., Francis, C.M., Frankham, G., Franklin, W.L., Freitas, T., Friend, J.A., Gadsby, E.L., Garbino, G.S.T., Gaubert, P., Giannini, N., Giarla, T., Gilchrist, J.S., Gongora, J., Goodman, S.M., Gursky-Doyen, S., Hackländer, K., Hafner, M.S., Hawkins, M., Helgen, K.M., Heritage, S., Hinckley, A., Hintsche, S., Holden, M., Holekamp, K.E., Honeycutt, R.L., Huffman, B.A., Humle, T., Hutterer, R., Ibáñez Ulargui, C., Jackson, S.M., Janecka, J., Janecka, M., Jenkins, P., Juškaitis, R., Juste, J., Kays, R., Kilpatrick, C.W., Kingston, T., Koprowski, J.L., Kryštufek, B., Lavery, T., Lee, T.E., Leite, Y.L.R., Novaes, R.L.M., Lim, B.K., Lisovsky, A., López-Antoñanzas, R., López-Baucells, A., MacLeod, C.D., Maisels, F.G., Mares, M.A., Marsh, H., Mattioli, S., Meijaard, E., Monadjem, A., Morton, F.B., Musser, G., Nadler, T., Norris, R.W., Ojeda, A., Ordóñez-Garza, N., Pardiñas, U.F.J., Patterson, B.D., Pavan, A., Pennay, M., Pereira, C., Prado, J., Queiroz, H.L., Richardson, M., Riley, E.P., Rossiter, S.J., Rubenstein, D.I., Ruelas, D., Salazar-Bravo, J., Schai-Braun, S., Schank, C.J., Schwitzer, C., Sheeran, L.K., Shekelle, M., Shenbrot, G., Soisook, P., Solari, S., Southgate, R., Superina, M., Taber, A.B., Talebi, M., Taylor, P., Vu Dinh, T., Ting, N., Tirira, D.G., Tsang, S., Turvey, S.T., Valdez, R., Van Cakenberghe, V., Veron, G., Wallis, J., Wells, R., Whittaker, D., Williamson, E.A., Wittemyer, G., Woinarski, J.,

- Zinner, D., Upham, N.S., Jetz, W., 2022. Expert range maps of global mammal distributions harmonised to three taxonomic authorities. *J. Biogeogr.* 49, 979–992. <https://doi.org/10.1111/jbi.14330>
- Matthews, T.J., Cottee-Jones, H.E., Whittaker, R.J., 2014. Habitat fragmentation and the species–area relationship: a focus on total species richness obscures the impact of habitat loss on habitat specialists. *Divers. Distrib.* 20, 1136–1146. <https://doi.org/10.1111/ddi.12227>
- Merow, C., Wilson, A.M., Jetz, W., 2017. Integrating occurrence data and expert maps for improved species range predictions. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 26, 243–258. <https://doi.org/10.1111/geb.12539>
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853.
- NatureServe, 2023. Biodiversity in Focus: United States Edition.
- Parr, C.L., Lehmann, C.E.R., Bond, W.J., Hoffmann, W.A., Andersen, A.N., 2014. Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under threat. *Trends Ecol. Evol.* 29, 205–213. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.02.004>
- Pinedo-Escatel, J.A., Moya-Raygoza, G., Dietrich, C.H., Zahniser, J.N., Portillo, L., 2021. Threatened Neotropical seasonally dry tropical forest: evidence of biodiversity loss in sap-sucking herbivores over 75 years. *R. Soc. Open Sci.* 8, 201370. <https://doi.org/10.1098/rsos.201370>
- Rodrigues, A.S.L., Akçakaya, H.R., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Chanson, J.S., Fishpool, L.D.C., Da Fonseca, G.A.B., Gaston, K.J., Hoffmann, M., Marquet, P.A., Pilgrim, J.D., Pressey, R.L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.N., Underhill, L.G., Waller, R.W., Watts, M.E.J., Yan, X., 2004. Global Gap Analysis: Priority Regions for Expanding the Global Protected-Area Network. *BioScience* 54, 1092–1100. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[1092:GGAPRF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[1092:GGAPRF]2.0.CO;2)
- Rotenberry, J.T., Balasubramaniam, P., 2020. Connecting species’ geographical distributions to environmental variables: range maps versus observed points of occurrence. *Ecography* 43, 897–913. <https://doi.org/10.1111/ecog.04871>
- Salinas, N., Cosio, E.G., Silman, M., Meir, P., Nottingham, A.T., Roman-Cuesta, R.M., Malhi, Y., 2021. Editorial: Tropical Montane Forests in a Changing Environment. *Front. Plant Sci.* 12.
- Sayre, R., Karagulle, D., Frye, C., Boucher, T., Wolff, N.H., Breyer, S., Wright, D., Martin, M., Butler, K., Van Graafeiland, K., Touval, J., Sotomayor, L., McGowan, J., Game, E.T., Possingham, H., 2020. An assessment of the representation of ecosystems in global protected areas using new maps of World Climate Regions and World Ecosystems. *Glob. Ecol. Conserv.* 21, e00860. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00860>
- Sayre, R.G., Comer, P., Hak, J., Josse, C., Bow, J., Warner, H., Larwanou, M., Kelbessa, E., Bekele, T., Kehl, H., 2013. A new map of standardized terrestrial ecosystems of Africa. *Afr. Geogr. Rev.*
- Sommeille, M., Manica, A., Butchart, S.H.M., Rodrigues, A.S.L., 2013. Mapping Global Diversity Patterns for Migratory Birds. *PLOS ONE* 8, e70907. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0070907>
- Sumner, S., Bevan, P., Hart, A.G., Isaac, N.J.B., 2019. Mapping species distributions in 2 weeks using citizen science. *Insect Conserv. Divers.* 12, 382–388. <https://doi.org/10.1111/icad.12345>
- UNEP-WCMC and IUCN, 2023. Protected Planet: The World Database on Protected Areas (WDPA).
- Visconti, P., Butchart, S.H.M., Brooks, T.M., Langhammer, P.F., Marnewick, D., Vergara, S., Yanosky, A., Watson, J.E.M., 2019. Protected area targets post-2020. *Science* 364, 239–241. <https://doi.org/10.1126/science.aav6886>
- Wan, J.-Z., Wang, C.-J., 2023. Spatial prioritization for the conservation of terrestrial vertebrate genera in the Neotropics. *Biodivers. Conserv.* 32, 3423–3445. <https://doi.org/10.1007/s10531-023-02672-1>
- Williams, D.R., Rondinini, C., Tilman, D., 2022. Global protected areas seem insufficient to safeguard half of the world’s mammals from human-induced extinction. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 119, e2200118119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2200118119>
- Wilson, E.O., Peter, F.M., 1988. Tropical Dry Forests The Most Endangered Major Tropical Ecosystem, in: Biodiversity. National Academies Press (US).

Zeng, Y., Senior, R.A., Crawford, C.L., Wilcove, D.S., 2023. Gaps and weaknesses in the global protected area network for safeguarding at-risk species. *Sci. Adv.* 9, eadg0288. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adg0288>

Este preprint fue presentado bajo las siguientes condiciones:

- Los autores declaran que son conscientes de que son los únicos responsables del contenido del preprint y que el depósito en SciELO Preprints no significa ningún compromiso por parte de SciELO, excepto su preservación y difusión.
- Los autores declaran que se obtuvieron los términos necesarios del consentimiento libre e informado de los participantes o pacientes en la investigación y se describen en el manuscrito, cuando corresponde.
- Los autores declaran que la preparación del manuscrito siguió las normas éticas de comunicación científica.
- Los autores declaran que los datos, las aplicaciones y otros contenidos subyacentes al manuscrito están referenciados.
- El manuscrito depositado está en formato PDF.
- Los autores declaran que la investigación que dio origen al manuscrito siguió buenas prácticas éticas y que las aprobaciones necesarias de los comités de ética de investigación, cuando corresponda, se describen en el manuscrito.
- Los autores declaran que una vez que un manuscrito es postado en el servidor SciELO Preprints, sólo puede ser retirado mediante solicitud a la Secretaría Editorial deSciELO Preprints, que publicará un aviso de retracción en su lugar.
- Los autores aceptan que el manuscrito aprobado esté disponible bajo licencia [Creative Commons CC-BY](#).
- El autor que presenta el manuscrito declara que las contribuciones de todos los autores y la declaración de conflicto de intereses se incluyen explícitamente y en secciones específicas del manuscrito.
- Los autores declaran que el manuscrito no fue depositado y/o previamente puesto a disposición en otro servidor de preprints o publicado en una revista.
- Si el manuscrito está siendo evaluado o siendo preparando para su publicación pero aún no ha sido publicado por una revista, los autores declaran que han recibido autorización de la revista para hacer este depósito.
- El autor que envía el manuscrito declara que todos los autores del mismo están de acuerdo con el envío a SciELO Preprints.