



**INSTITUTO LATINO-AMERICANO  
DE CIÊNCIAS DA VIDA E DA  
NATUREZA**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO  
EM BIODIVERSIDADE  
NEOTROPICAL**

**SOBRE LAS ÁREAS PROTEGIDAS Y OTRAS MEDIDAS EFECTIVAS DE  
CONSERVACIÓN BASADAS EN ÁREAS. EXPLORANDO SUS APORTES PARA LA  
CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD CON BASE A LAS SERPIENTES  
COLOMBIANAS**

**KARINA GISELL REY PULIDO**

Foz do Iguaçu  
2024



**INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE  
CIÊNCIAS DA VIDA E DA NATUREZA**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO  
EM BIODIVERSIDADE NEOTROPICAL**

**SOBRE LAS ÁREAS PROTEGIDAS Y OTRAS MEDIDAS EFECTIVAS DE  
CONSERVACIÓN BASADAS EN ÁREAS. EXPLORANDO SUS APORTES PARA LA  
CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD CON BASE A LAS SERPIENTES  
COLOMBIANAS**

**KARINA GISELL REY PULIDO**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação Biodiversidade Neotropical, do Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza, da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Santiago José Elías Velazco

Foz do Iguaçu  
2024

KARINA GISELL REY PULIDO

**SOBRE LAS ÁREAS PROTEGIDAS Y OTRAS MEDIDAS EFECTIVAS DE  
CONSERVACIÓN BASADAS EN ÁREAS. EXPLORANDO SUS APORTES PARA  
LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD CON BASE A LAS SERPIENTES  
COLOMBIANAS**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical, do Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza, da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Orientador: Dr. (Santiago José Elías Velazco)  
Orientador  
UNILA

---

Dr. (Peter Löwenberg Neto)  
(UNILA)

---

Dr. (Geiziane Tessarolo)  
(UFG)  
Miembro externo

Foz do Iguaçu, 26 de abril de 2024.

## Ficha Catalográfica

Catálogo elaborado pelo Setor de Tratamento da Informação  
Catálogo de Publicação na Fonte. UNILA - BIBLIOTECA LATINO-AMERICANA – PTI

R 456 s

Rey Pulido, Karina Gisell.

Sobre las áreas protegidas y otras medidas efectivas de conservación basadas en áreas : explorando sus aportes para la conservación de la biodiversidad con base a las serpientes colombianas / Karina Gisell Rey Pulido. - Foz do Iguaçu, 2024.

58 fls.: il.

Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Instituto Latino-americano de Ciências da Vida e da Natureza, Mestrado em Biodiversidade Neotropical.

Orientador: Santiago José Elías Velazco.

1. Áreas de conservação de recursos naturais - Colômbia. 2. Espécies - Distribuição geográfica. 3. Cobras. I. Velazco, Santiago José Elías. II. Título.

CDU 502.1(862)

## AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer, a mi orientador Profesor Dr. Santiago Elías Velazco, porque aun cuando dijo no ser muy paciente, vivencíé todo lo contrario. Fue un proceso con dificultades pero que, gracias a su empatía, disposición de escucha y apoyo desde el inicio del posgrado logramos culminar con satisfacción. Gracias profe Santiago por ser referente e inspiración para mí y acogerme como una amiga.

A mis amigos unileros, a MILPA y compañeros de la maestría por tejer juntos una red de apoyo y amor, que me ha sostenido no sólo en el proceso académico sino de migración, profundamente agradecida, fue todo más llevadero lejos de casa con ustedes. A los profesores y compañeros del Laboratorio de Biodiversidad y la UNILA con quienes intercambiamos varias ideas para enriquecer nuestros proyectos.

A Diana, por ser fundamental en toda mi estadía en Brasil por hacerme parte de su familia, por sus palabras de aliento y todo el apoyo brindado.

A mi familia y amigos en Colombia, en especial a mi mamá, Leonor, mis hermanos Wendy y Brayan y mi pequeño Ethan, gracias por el amor incondicional, el apoyo, porque desde la distancia son mi fuerza de vida, esto es por y para ustedes. A Wilmar, por aventurarse conmigo a vivir esta experiencia.

A la educación pública que me acogió desde niña y me enseñó a ver el mundo de otra forma. Al Programa de Pos-graduación en Biodiversidad Neotropical de la UNILA por darme la oportunidad de seguir construyendo mi camino personal y profesional, y por la beca PROBIU-UNILA que me permitió entregarme por completo a esta investigación.

## Resumen

Otras medidas eficientes de conservación basadas en áreas (OMECA) se han implementado recientemente en países como Colombia y, junto con las áreas protegidas (AP), constituyen estrategias cruciales de conservación de la biodiversidad. La evaluación de la contribución de los distintos marcos de conservación basados en áreas (es decir, AP y OMECA) implica evaluar el grado de representación de las áreas de distribución geográfica de las especies, el logro de los objetivos de representación (es decir, el análisis GAP), las áreas prioritarias para la conservación y su relación con el hábitat restante. Las serpientes son organismos con papeles funcionales necesarios en los ecosistemas, lo que las convierte en una prioridad de conservación. Actualmente, Colombia alberga 261 especies de serpientes y nueve familias. Aquí, exploramos el patrón de diversidad de serpientes en Colombia y su relación con el hábitat remanente. También evaluamos el grado de representación dentro de las AP y OMECA de las distribuciones geográficas de las especies, la riqueza de especies y las áreas prioritarias para la conservación. Las áreas con mayor riqueza de serpientes se encuentran en las regiones Pacífica y Andina; sin embargo, éstas se encuentran predominantemente fuera de las AP y OMECA. La representatividad de las áreas de distribución de las especies y los objetivos de representación dentro de las AP aumentaron con las OMECA. Las regiones del Caribe y Andina tienen áreas con el hábitat remanente más bajo. Con base en nuestros hallazgos, resaltamos que las OMECA están contribuyendo a la conservación de serpientes en Colombia y complementan las AP. El Pacífico, la Orinoquía, la Amazonia y el Caribe Norte presentaron la mayor concentración de áreas prioritarias para la conservación, y dado sus múltiples grupos étnicos y sus extensiones de hábitat remanente, estas regiones son las más prometedoras para la creación de nuevas OMECA.

**Palabras clave:** Conservación basada en áreas, modelos de distribución de especies, priorización espacial de la conservación, análisis GAP, metas de conservación.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> Patrón espacial de la riqueza de especies basado en el SDM estacado de serpientes nativas de Colombia y la red de AP y OMEC. Los colores más cálidos representan sitios con mayor riqueza. ....	21
<b>Figura 2</b> Proporción de celdas dentro y fuera de las AP y AP+OMEC para las diferentes clases de riqueza de especies. ....	22
<b>Figura 3</b> Proporción de la representatividad del rango de distribución las serpientes dentro de las AP y las AP+OMEC.....	22
<b>Figura 4</b> Relación entre el área de distribución total (km <sup>2</sup> ) de cada especie y la proporción alcanzada de las metas de conservación de representación para las especies de serpientes colombianas. Análisis GAP con AP (a) y con AP+OMEC (b). Cada punto representa una especie y la línea negra representa la meta de conservación establecida para cada tamaño de distribución geográfica.....	23
<b>Figura 5</b> Patrones espaciales del hábitat remanente en Colombia (a) y la relación entre la cantidad de celdas en términos relativos (b) y absolutos (c) para diferentes clases de hábitat remanente y clases de riqueza de serpientes. La escala del hábitat remanente está representada de 0 (nulo hábitat remanente) hasta 1 (hábitat remanente total) en celdas de 5 km de resolución.....	24
<b>Figura 6</b> Área prioritaria para la conservación de serpientes en Colombia para las reglas de remoción ABF (a) y CAZ (b) y su relación con las AP y las OMEC.....	25
<b>Figura 7</b> Proporción del número de celdas de áreas prioritarias que se encuentran dentro de las AP y las AP+OMEC. ....	25

## LISTA DE TABLAS

<b>Tabla 1</b> Lista de variables ambientales predictoras iniciales y utilizadas (x) para modelar la distribución de las especies de serpientes nativas de Colombia. ....	15
<b>Tabla 2</b> Proporción de especies para diferentes objetivos de representación alcanzados (i.e., GAP análisis) para las AP y AP + OMEC.....	23

## ÍNDICE

<b>Introducción .....</b>	<b>9</b>
<b>Metodología .....</b>	<b>12</b>
<b>Área de estudio .....</b>	<b>12</b>
<b>Base de datos de la red de AP y OMEC .....</b>	<b>12</b>
<b>Cálculo del hábitat remanente .....</b>	<b>12</b>
<b>VARIABLES AMBIENTALES.....</b>	<b>14</b>
<b>Modelos de distribución de especies .....</b>	<b>15</b>
<i>Premodelado .....</i>	<i>16</i>
<i>Modelado .....</i>	<i>17</i>
<i>Postmodelado .....</i>	<i>18</i>
<b>Análisis GAP.....</b>	<b>18</b>
<b>Priorización espacial para la conservación de serpientes y su relación con las AP y OMEC .</b>	<b>19</b>
<b>Resultados .....</b>	<b>21</b>
<b>Discusión .....</b>	<b>26</b>
<b>Patrones de diversidad en Colombia .....</b>	<b>26</b>
<b>Sistemas de AP y OMEC .....</b>	<b>27</b>
<b>Hábitat remanente y áreas prioritarias.....</b>	<b>28</b>
<b>Limitaciones.....</b>	<b>30</b>
<b>Conclusión .....</b>	<b>30</b>
<b>Referencias .....</b>	<b>32</b>
<b>ANEXOS .....</b>	<b>44</b>

## Introducción

A nivel mundial, la biodiversidad se ha visto afectada por la creciente expansión de áreas antropizadas, por ejemplo, entre 1960 y 2019 el 32% de la superficie global mostró cambios en el uso de la tierra, debido principalmente a la expansión de las tierras agrícolas. (WINKLER et al., 2021). En América del sur en 2018 el 40% de la cobertura terrestre estaba impactada por actividades humanas (ZALLES et al., 2021). Específicamente en Colombia las actividades de ganadería, agricultura, minería, extracción de petróleo y desarrollo de cultivos ilícitos son los mayores transformadores del paisaje (ANDRADE; CASTRO, 2012; PALACIO et al., 2001). Paradójicamente, la pérdida de cobertura natural se agudizó luego de la firma del acuerdo de paz en 2016, pues las zonas antes ocupadas por la guerrilla de las FARC-EP (*Fuerzas Armadas Revolucionarias de Colombia Ejército del Pueblo*) han sido destinadas mayoritariamente para el desarrollo de cultivos ilícitos (PIRELA-RÍOS et al., 2023). A esto se suman los 42 millones de hectáreas de ecosistemas transformados para 2012, año en el cual se observan aumentos en procesos socioeconómicos como urbanización, agricultura industrial y minería. (ANDRADE; CASTRO, 2012). Comprender los procesos que impulsan la pérdida de la biodiversidad podría auxiliar en la gestión de las áreas destinadas tanto a la producción como a la protección de la biodiversidad (MARGULES; PRESSEY, 2000).

La conservación basada en áreas (por ejemplo, áreas protegidas y otras medidas efectivas de conservación basadas en áreas), es un enfoque globalmente aplicado que define espacios geográficos para la conservación *in situ* de la biodiversidad, los cuales deben ser gobernados y gestionados (SALAFSKY et al., 2024). Las áreas protegidas (AP) son áreas geográficas reconocidas y gestionadas que permiten conservar a largo plazo la biodiversidad, los servicios ecosistémicos y valores culturales asociados (CBD, 2018a). Así, las AP se convierten en una de las principales herramientas para hacer frente a la pérdida de biodiversidad (ÁLVAREZ MALVIDO et al., 2021; MARGULES; PRESSEY, 2000; UNEP-WCMC; UICN, 2016). Además, las AP contribuyen al sostenimiento de los servicios ecosistémicos frente a la presión humana ejercida sobre los recursos naturales (FIGGIS et al., 2015; XU et al., 2017), son fuente de recursos para las comunidades humanas (VELAZCO et al., 2022a), y permiten la supervivencia de la biodiversidad frente a alteraciones globales como el cambio climático al permitir el desplazamiento de especies a nuevas zonas ambientalmente idóneas (DUNCANSON et al., 2023; LEHIKOINEN et al., 2021; MALAKOUTIKHAH et al., 2020; THOMAS et al., 2012).

Además de las AP, a nivel internacional se han implementado Otras Medidas Efectivas de Conservación Basadas en áreas (OMECA). Estas se definen como un área geográficamente delimitada que no es AP, que está gobernada y gestionada de tal manera que conserva la biodiversidad de forma *in situ*, con funciones y servicios asociados de los ecosistemas y con valores culturales, espirituales y socioeconómicos a nivel local (CBD, 2018b). Una diferencia fundamental entre las AP y las OMECA, es que las AP tienen como objetivo principal la conservación de la biodiversidad, las OMECA pueden gestionarse para diversos objetivos y la conservación puede o no ser el objetivo principal o ser el resultado secundario de las actividades de gestión (IUCN-WCPA TASK FORCE ON OECMS, 2019). Las OECM fueron propuestas en el Plan Estratégico para la Biodiversidad 2011-2020 e incluidas en las Metas de Aichi (CBD, 2010). Más recientemente, el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) ratificó que la meta 3 puede ser alcanzada por la implementación de AP y las OMECA (CBD, 2022).

El Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) de Colombia divide las AP en áreas públicas (por ejemplo, parques nacionales, reservas forestales protectoras, parques naturales regionales entre otras) y áreas privadas (por ejemplo, áreas de reserva de la sociedad civil) (MUNÉVAR QUINTERO; RAMÍREZ RÍOS, 2021). Estas categorías se encuentran distribuidas dentro de las categorías Ia, Ib, II, III, V y VI de la IUCN (SINAP, 2023). Después de la COP 14, Colombia adoptó las OMECA, permitiendo el desarrollar una ruta metodológica para identificar y reportar las OMECA ante el Centro Mundial de Monitoreo de la Conservación (WCMC). Así, Colombia se ha convertido en referente internacional y el primer país en Latinoamérica y el Caribe en identificar, nominar y reportar las OMECA. Por lo tanto, el área continental protegida en Colombia representa el 31%, alcanzando la meta 3 del CDB (30x30), que establece que para el 2030, al menos el 30% de las áreas terrestres, de aguas continentales, marinas y costeras deben estar protegidas (DINERSTEIN et al., 2019; “Ministerio de Ambiente”, 2022; UNIT BIOSAFETY, 2024). A pesar de estos avances, se ha evidenciado una reducción de la cobertura natural dentro de las AP y sus regiones aledañas debido a factores como la deforestación, los incendios y los cambios en el uso del suelo en Colombia (ETTER et al., 2006; MURILLO-SANDOVAL et al., 2018; RODRÍGUEZ; ARMENTERAS; RETANA, 2013).

A nivel global, las redes de AP presenta sesgos tanto en la representación efectiva de la biodiversidad como en la conectividad entre ellas (SAURA et al., 2017, 2019; SAYRE et al., 2020). Esto se debe a que las AP frecuentemente han sido establecidas en lugares aislados, escasamente poblados o donde sus tierras no son aptas para cultivo (BALDI et al., 2017). La

planificación sistemática de la conservación se ha desarrollado para contrarrestar esta situación, optimizar las acciones de conservación de la biodiversidad y reducir los costes sociales (MARGULES; PRESSEY, 2000; MCINTOSH et al., 2017). Además de la planificación sistemática de la conservación, los métodos de priorización espacial de la conservación permiten determinar las mejores zonas para la conservación de la biodiversidad con el fin de seleccionar áreas a proteger que complementen las redes de AP o evaluar su eficacia (KUKKALA; MOILANEN, 2013).

La pérdida y degradación del hábitat son factores que disminuyen las poblaciones de reptiles (GIBBONS et al., 2000; SUNNY; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ; D'ADDARIO, 2017) sin embargo, los estudios sobre la pérdida de diversidad de reptiles en respuesta al cambio de uso del suelo siguen siendo escasos (ANDRADE CORREA, 2011; NORI; CARRASCO; LEYNAUD, 2013). Globalmente los estudios integrados sobre el estado de conservación de los reptiles son escasos en comparación con otros vertebrados, lo que limita las estrategias para su conservación (COX et al., 2022). Colombia ha categorizado al 9% de los reptiles en algún grado de amenaza; sin embargo, el 20% de los reptiles registrados en el país son Datos Insuficientes (GALVIS-RIZO et al., 2016). Particularmente las serpientes, son organismos con roles funcionales destacados en los ecosistemas (FORGUS, 2018). Por ejemplo, al ser carnívoras y alimentarse desde insectos hasta vertebrados, ayudan a controlar las poblaciones de sus presas, pues son consumidoras de segundo orden, y a su vez, son presas de otros animales (CORTES-GOMEZ et al., 2015; LYNCH, 2012). La pérdida de hábitat y la muerte a manos de los agricultores son los principales factores que afectan a la supervivencia de las serpientes en Colombia; en menor medida están la mortalidad en las carreteras y el tráfico comercial de fauna silvestre (LYNCH, 2012). Colombia cuenta con nueve familias dentro del suborden Serpentes, de las cuales Colubridae es la más diversa y abundante (LYNCH; ANGARITA SIERRA; RUÍZ GÓMEZ, 2014; VÁSQUEZ-RESTREPO, 2020). Las serpientes en Colombia se distribuyen en un rango altitudinal de 0 a 2600 msnm en la mayor parte de territorio (LYNCH, 2012). Por lo tanto, las serpientes son un grupo importante para estudiar en cuanto a sus patrones de diversidad y relaciones con el uso del suelo y para cuantificar la contribución de las diferentes medidas de conservación basados en áreas (es decir, AP y OMEC) en su protección. En este estudio, aplicamos técnicas de modelos de distribución de especies y de priorización espacial para, (i) evaluar el grado de representatividad de las serpientes dentro de la red de AP y OMEC (ii) determinar la proporción de hábitat remanente para las serpientes y (iii) evaluar el grado de representatividad dentro de las AP y OMEC de las distribuciones geográficas de las serpientes, la riqueza de especies y las áreas prioritarias para su conservación.

## **Metodología**

### **Área de estudio**

Colombia está atravesada por la cordillera de los Andes la cual se ramifica en tres cadenas montañosas confiriéndole una alta complejidad orográfica (RANGEL, 2010). También se destacan, el sistema de Baudó, la Sierra Nevada de Santa Marta y la Macarena, complementado con valles y montañas que confieren la variedad de meso y microclimas (IDEAM-UNAL, 2018). El 70% de Colombia presenta una temperatura promedio de 24°C (IDEAM-UNAL, 2018). Las zonas más lluviosas (Región Pacífica, piedemonte amazónico y llanero) pueden presentar precipitaciones >4000 m/año, en cambio, las regiones más secas (Península de la Guajira, algunas regiones de los valles interandinos) presentan precipitaciones de 500 m/año (IDEAM-UNAL, 2018).

En Colombia se reconocen seis regiones naturales: la Andina, la Pacífica, la Amazónica, la Orinoquía, la Caribe y la Insular (Figura S1; RANGEL, 2010). Para todo el país, a excepción de las regiones Amazónica e Insular, se han caracterizado 140 ecosistemas en las 6 regiones (RANGEL, 2010).

### **Base de datos de la red de AP y OMEC**

El sistema de áreas protegidas en Colombia comenzó en el año de 1938, el cual se consolidó con la firma del CBD en 1992, ratificado en la Ley 165 de 1994 (LENIS, 2014) y, en 1993 se promulga la Ley 99 a partir de la cual se propone el SINAP - Sistema Nacional de Áreas Protegidas (LENIS, 2014). Para el 2023, Colombia cuenta con 1652 AP (SINAP, 2023; Tabla S1) y 48 OMEC (PNUMA-WCMC, 2024). En 2019 en Colombia se identificaron, fortalecieron y reportaron a nivel internacional las OMEC (SANTAMARÍA, GÓMEZ et al., 2021). Colombia cuenta con 187.817 km<sup>2</sup> de AP y 128.480 km<sup>2</sup> de OMEC (“Protected Planet | Colombia”, 2023). Utilizamos como fuente de AP y OMEC la base de datos del Protected Planet (<https://www.protectedplanet.net>).

### **Cálculo del hábitat remanente**

La información sobre el hábitat remanente se calculó con base a los datos del uso del suelo proveniente MapBiomias v1.0 (<https://colombia.mapbiomas.org/>) para el año 2022 a 30 m de resolución. Primeramente, las 21 clases de uso del suelo fueron reclasificadas en hábitat y no hábitat (Tabla S2). Luego, calculamos la proporción de hábitat remanente en el paisaje contenido en las celdas de 5 km de resolución (i.e., la resolución utilizada para los modelos de

distribución de especies) usando la fórmula  $L = T/(N + T)$  donde  $L$  es la proporción hábitat remanente dentro de la celda (5 km) y  $T$  y  $N$  son los números de celdas de 30 m clasificadas como hábitat o no, respectivamente. Los valores más próximos a 1 indican paisajes con mayor proporción de hábitat. Finalmente, exploramos gráficamente la relación entre la diversidad de serpientes (i.e., riqueza de especies con base en los modelos de distribución de especies) y el hábitat remanente en el espacio geográfico y a nivel de celda (VELAZCO et al., 2023).

### **Compilación, Integración y Limpieza de registros de serpientes**

Obtuvimos una lista de especies de serpientes reportadas para Colombia del portal Reptil DataBase (<https://www.reptile-database.org>; UETZ, et al., 2023), a partir de ésta se inició el proceso de recopilación y limpieza de registros. Así, los datos de registros de serpientes nativas de Colombia fueron compilados de diversas bases de acceso libre GBIF, iNaturalist, iDigBio, SpeciesLink y VertNet (Tabla S3). Con el fin de representar mejor los requerimientos ambientales de las especies, los modelos fueron construidos con registros que abarcaron toda el área de distribución natural de las especies (i.e., dentro y fuera de Colombia).

Los errores taxonómicos, imprecisiones geográficas y sesgos en los datos de registros conllevan a la disminución de la performance de los modelos de distribución de especies y alteraciones de los patrones de diversidad (BAKER et al., 2022; MALDONADO et al., 2015). Usamos el paquete de R *bdc* (RIBEIRO et al., 2022) para la integración, homogeneización de las bases de datos y la corrección taxonómica, espacial y temporal de los registros. La corrección taxonómica consistió en la homogeneización y actualización de los nombres científicos. Para ello utilizamos como autoridad taxonómica Reptile Database (<http://www.reptile-database.org>) y funciones del paquete *U.Taxonstand* (ZHANG; QIAN, 2023). Solamente fueron considerados los registros identificados a nivel de especie. La limpieza espacial consistió en la eliminación de coordenadas de georreferenciación en centroides de países, estados/provincias, municipios, e instituciones (por ejemplo, Zoológicos y museos). También corregimos el orden y signo de las coordenadas que estaban fuera del continente americano y removimos los registros con menos de un decimal de precisión. Posteriormente, usando el software QGIS (<https://www.qgis.org/es/site/>) para revisar y eliminar manualmente los registros que no pertenecían al área de distribución natural de la especie (Figura S2). Para ello, utilizamos mapas de distribución de la IUCN (<https://www.iucnredlist.org>), fuentes bibliográficas y los polígonos de distribución (ROLL et al., 2017). La limpieza temporal consistió en la extracción de las fechas de colecta y posterior

eliminación de registros antiguos (<1950) (RIBEIRO et al., 2022). Finalmente, la base de datos contó con 56.830 registros y 297 especies.

### **VARIABLES AMBIENTALES**

Los modelos de distribución de especies (SDM) fueron construidos utilizando variables ambientales de tipo climática y elevación. Sin embargo, para especies de los géneros *Helicops*, *Eunectes*, *Hydrops*, *Hydrodinastes*, *Anomalepis*, y la especie *Micrurus surinamensis* adicionamos variables hidrológicas debido a que estas especies son asociadas a cuerpos de agua como ciénagas, quebradas o ríos (LYNCH, 2012; LYNCH; ANGARITA SIERRA; RUÍZ GÓMEZ, 2014). Para las especies de los géneros *Atractus*, *Anilius*, *Amerotyphlops*, *Trilepida*, *Epictia*, *Anomalepis*, *Helminthophis*, *Micrurus* y *Liotyphlops* dada su característica de ser fosoriales o semifosoriales adicionamos variables edáficas (Tabla S4; (ADALSTEINSSON et al., 2009; LYNCH, 2012; LYNCH; ANGARITA SIERRA; RUÍZ GÓMEZ, 2014; MASCHIO et al., 2010; SANTOS, 2018). Así, inicialmente elegimos 12 variables bioclimáticas obtenidas de CHELSA v2.1 (KARGER et al., 2017) y elevación (JARVIS et al., 2008), ambos con 1 km de resolución. Las variables edáficas fueron obtenidas de SoilGrid v.2.0 (HENGL et al., 2017) a una profundidad de 0-5 cm y 250 m de resolución. Como variable hidrológica utilizamos Índice topográfico compuesto a 1 km de resolución, ya que sirve como variable indirecta de los cursos de agua (Tabla 1; SØRENSEN; ZINKO; SEIBERT, 2006). El índice topográfico compuesto fue provista de la base geomorpho90m (AMATULLI et al., 2020) . Todas las variables fueron llevadas a una resolución de 5 km con una extensión geográfica desde el norte de Estados Unidos hasta el sur de América del Sur. Inicialmente fueron consideradas 17 variables (Tabla 1), para reducir la multicolinealidad y el número de variables predictoras, construimos una matriz de correlación de Pearson (Figura S3) utilizando los valores de las variables representadas en todos los pixeles. Para todos aquellos pares de variables con correlación  $\geq |0.7|$  elegimos la variable con mayor significado biológicos. Finalmente fueron seleccionadas ocho variables (Tabla 1).

**Tabla 1** Lista de variables ambientales predictoras iniciales y utilizadas (x) para modelar la distribución de las especies de serpientes nativas de Colombia.

Tipo de variable	Fuente	Variable	Variable utilizada		
Climática	CHELSA v2.1 (KARGER et al., 2017) <a href="https://chelsa-climate.org/">https://chelsa-climate.org/</a>	Bio 1. Temperatura media anual. (C°*10)	x		
		Bio 2. Rango de temperatura media diaria. (C°)	x		
		Bio 3. Isotermalidad.			
		Bio 7. Rango anual de temperatura. (C°*10)			
		Bio 8. Temperatura media del trimestre más lluvioso. (C°*10)			
		Bio 9. Temperatura media diaria del trimestre más seco. (C°*10)			
		Bio 10. Temperatura media diaria del trimestre más cálido. (C°*10)			
		Bio 11. Temperatura media diaria del trimestre más frío. (C°*10)			
		Bio 12. Precipitación anual (mm/año)			
		Bio 13. Precipitación del mes más lluvioso. (/mm/mes)	x		
		Bio 14. Precipitación del mes más seco. (/mm/mes)			
		Bio 15. Estacionalidad de las precipitaciones. (Coeficiente de variación )	x		
		Edáfica	SoilGrid (HENGL et al., 2017) <a href="https://soilgrids.org/">https://soilgrids.org/</a>	Fracción de arcilla en el suelo. (g/Kg 0-5cm)	x
				Fracción de limo en el suelo. (g/Kg 0-5cm)	
				Fracción de arena en el suelo. (g/Kg 0-5cm)	x
Hidrológica	Geomorpho90m (AMATULLI et al., 2020)	Índice topográfico compuesto.	x		
Elevación	(JARVIS et al., 2008) <a href="https://srtm.csi.cgiar.org/">https://srtm.csi.cgiar.org/</a>	Elevación (m)	x		

### Modelos de distribución de especies

Utilizamos los SDM para estimar la distribución y calidad ambiental de las especies. Los SDM permiten predecir la distribución geográfica de una especie a partir de las relaciones entre las observaciones georreferenciadas (i.e., registros) con múltiples predictores ambientales (SOBERÓN; OSORIO-OLVERA; PETERSON, 2017). El desempeño los SDM puede estar determinado por las condiciones de modelado (por ejemplo, la prevalencia de una especie, la amplitud del nicho, o número de registros) y por ello no existe un único método que pueda lidiar con todas estas condiciones de modelado (QIAO; SOBERÓN; PETERSON, 2015). El uso de varios algoritmos permite utilizar y seleccionar los mejores algoritmos, construir un modelo consenso y calcular el grado de incerteza del modelo (NORBERG et al., 2019; THUILLER et al., 2019). Así, utilizamos los algoritmos: Bosque Aleatorio (*Random Forest*,

RF), Árboles de Regresión Potenciados (*Boosted Regression Trees*; BRT), Máquina de Vector Soporte (*Support Vector Machine*, SVM), Máxima Entropía (*Maximum entropy*, MaxEnt), Modelos Aditivos Generalizados (*Generalized Additive Models*, GAM), Modelos Lineales Generalizados (*Generalized Linear Models*, GLM), Procesos Gaussianos (*Gaussian Process*, GP), y Red Neuronal Artificial (*Artificial Neural Network*, ANN). Los SDM fueron creados con el paquete *flexsdm* v1.3.4 el cual permite crear protocolos de modelado flexibles (VELAZCO et al., 2022b). Este paquete estructura las funciones en las etapa de Premodelado, donde se preparan los datos utilizados en el modelado (por ejemplo, creación de pseudoausencias, delimitación del área de entrenamiento); etapa de Modelado, donde se ajusta, valida y predicen los modelos; y etapa Postmodelado, que consiste en la restricción espacial de los modelos (VELAZCO et al., 2022b).

### *Premodelado*

El área de entrenamiento de los modelos puede afectar los patrones de calidad ambiental y las métricas de rendimiento (BARVE et al., 2011; MACHADO-STREDEL; COBOS; PETERSON, 2021). Delimitamos el área de entrenamiento utilizando los límites de las ecorregiones donde se tiene registros de una especie. Los límites de las ecorregiones provinieron de las Ecorregiones Terrestres del Mundo (DINERSTEIN et al., 2017). Para reducir el sesgo muestral de las especies con > 50 registros, utilizamos una técnica para filtrar los registros en el espacio multidimensional ambiental (VARELA et al., 2014). Un punto crucial de este método es el número de clases (*binds*) en que se dividirá cada variable en el espacio ambiental y que determinará el tamaño de la grilla ambiental (CASTELLANOS et al., 2019). El número de clases óptimo para cada especie consistió en filtrar los registros con 4, 6, 8, y 10 clases, y luego calcular la autocorrelación espacial entre los registros filtrados utilizando la métrica de I de Moran. Posteriormente, fueron seleccionados el conjunto de clases con valores de I de Moran menor a la media entre las cuatro clases, y de estas la que tenía el mayor número de registros (VELAZCO et al., 2021). Para ello utilizamos la función *occ\_envfitl* del paquete *flexsdm*.

Debido a que no contamos con datos de ausencias, muestreamos pseudoausencias (i.e., falsas ausencias) de forma aleatoria en el área de entrenamiento distantes de 50 km de cada registro. Puesto que el desempeño de los algoritmos depende de la cantidad de pseudoausencias, para ANN, BRT, GP, RF, y SVM el número de pseudoausencias fue de dos veces el número de registros, para GAM y GLM fueron muestreados 10,000 pseudoausencias

(LIU; NEWELL; WHITE, 2019; STOKLAND; HALVORSEN; STØA, 2011). En el caso de MaxEnt muestreamos aleatoriamente 10,000 puntos de fondo.

### *Modelado*

Es recomendable establecer diferentes protocolos de modelado dependiendo de los requerimientos de la especie y del número de registros, ya que estos afectan el patrón de distribución de las especies y los análisis de priorización espacial para la conservación. (PIMENTA et al., 2022). Por ello diseñamos tres protocolos de modelado ajustados según el número de registros.

### *Protocolo para especies con > 15 registros*

En este protocolo, utilizamos el método de validación cruzada (k-fold) con cinco particiones, para dividir los datos de registros en conjuntos de entrenamiento y validación para evaluar el rendimiento de los modelos. Algoritmos como BRT, MaxEnt, ANN, RF y SVM tienen hiperparámetros, esto es, parámetros cuyos valores no son determinados en el momento de ajuste. Para este tipo de algoritmos es importante el ajuste optimizado de los hiperparámetros ya que los valores predeterminados no siempre resulta en los mejores modelos (FOURCADE, 2021; MORALES; FERNÁNDEZ; BACA-GONZÁLEZ, 2017; PROBST; BOULESTEIX; BISCHL, 2019) Debido a que cada algoritmo tiene diferentes números de hiperparámetros exploramos un número particular de combinaciones para cada algoritmo (Tabla S5). Utilizamos la métrica de Sorensen para seleccionar la mejor combinación de hiperparámetros.

### *Protocolo para especies con 5 a 15 registros*

En éste protocolo utilizamos la técnica consenso de modelos pequeños (ESM), la cual permite modelar la distribución de especies raras o con pocos registros para evitar el sobreajuste de los modelos (BREINER et al., 2015, 2018). Los ESM primeramente ajustan modelos bivariados con todas las combinaciones de pares de variable predictoras, posteriormente es creado un modelo consenso por medio de la media de la idoneidad ambiental ponderada la métrica D de Somers ( $D = 2x(AUC-0.5)$ ) (BREINER et al., 2015, 2018). Para este grupo, utilizamos como estrategia de partición la validación cruzada con réplicas con cinco particiones y cinco réplicas. Para los ESM desconsideramos el uso de SVM y GP, debido a su demora en el tiempo de ejecución. Los hiperparámetros de BRT, MaxEnt, ANN, RF, GAM y GLM, fueron los predeterminados (Tabla S6).

### *Protocolo para especies con < 5 registros*

Las especies con < 5 registros no fueron modeladas ( $n=30$ ), sin embargo sus distribuciones fueron estimadas por la similitud ambiental con base a la distancia de (MOILANEN et al., 2014) Gower, entre las celdas con registros y las celdas próximas a 50 km alrededor de éstos (ANDRELLA; KOCH; VELAZCO, 2023; ZIZKA et al., 2020). Seleccionamos la métrica de Gower ya que ésta mide la similitud ambiental de un dato en el espacio ambiental más próximo a cada registro (CARPENTER; GILLISON; WINTER, 1993). Esta propiedad es una ventaja a otras métricas (por ejemplo, distancia de Mahalanobis) en que el cálculo de similitud ambiental es realizado respecto al centroide de los registros. Para reducir la dimensionalidad del espacio ambiental se realizó un análisis de componente principales. Utilizamos los primeros tres componentes principales que explican 98% de la varianza de los datos originales (Tabla S7; DE MARCO; NÓBREGA, 2018).

### *Métricas y ensamble de modelos*

Elegimos la métrica de Sorensen, Área bajo la curva (AUC) y Estadística de habilidad verdadera (TSS) para evaluar el desempeño de los modelos (Figura S4) y utilizamos el umbral de corte que maximiza la métrica de Sorensen. Los modelos finales consistieron en un modelo consenso, que se calculó con base a la media aritmética de los valores de idoneidad ambiental. Para este procedimiento utilizamos solamente los algoritmos con valores de Sorensen  $\geq 0.7$ .

### *Postmodelado*

Cuando proyectamos los SDM para grandes áreas de estudio, es posible que se prediga áreas de alta idoneidad ambiental que están fuera de la distribución real de una especie (sobrepredicción), lo que puede afectar negativamente los análisis de priorización espacial y métricas de diversidad (VELAZCO et al., 2020). La corrección de la sobrepredicción permite estimar distribuciones más cercanas a la distribución ocupada por la especie (MENDES et al., 2020). Para sortear esta situación de sobrepredicción, utilizamos un mínimo polígono convexo definido por los registros más un buffer de 100 km alrededor del polígono (MENDES et al., 2020). Utilizamos el umbral de corte que maximiza la métrica de Sorensen para obtener las distribuciones binarias (presencia/ausencia).

### **Análisis GAP**

El análisis GAP, permite evaluar el grado en que un sistema de áreas destinadas a la conservación cumple con las metas de conservación establecidos para representar la diversidad

biológica (RODRIGUES et al., 2004a). A partir de los SDM obtenidos, definimos las metas de conservación en función del tamaño del área de distribución de las especies, donde, las especies con  $\leq 1.000 \text{ km}^2$  requieren del 100% de representatividad dentro de las AP y AP junto con las OMEC (AP+OMEC), mientras que, las especies con  $\geq 250.000 \text{ km}^2$  requieren un grado representatividad dentro de las AP y AP+OMEC del 10%. Adicionalmente, hicimos una interpolación en la que ajustamos las metas para las especies que tienen distribuciones entre 1.000 y 250.000  $\text{km}^2$  (RODRIGUES et al., 2004b). Así, evaluamos la relación de grado de cumplimiento de la meta de cada especie y las clasificamos en: (1) “No Protegido” el tamaño del rango de distribución de la especie está totalmente fuera de las AP. (2) “GAP” cuando se ha cumplido el  $<20\%$  de la meta. (3) “Parcialmente GAP” cuando la meta esta entre  $>20\%$  y el  $<90\%$ ; y (4) “Protegido” cuando se ha cumplido el  $>90\%$  de la meta de conservación (FREDERICO; ZUANON; DE MARCO, 2018) (Tabla S8).

### **Priorización espacial para la conservación de serpientes y su relación con las AP y OMEC**

Para determinar las áreas prioritarias para la conservación de las serpientes utilizamos Zonation v4 (MOILANEN et al., 2014). Este algoritmo genera una clasificación de prioridad jerárquica del paisaje, basada en los valores de los elementos a ser priorizados en cada celda; y permite utilizar diferentes reglas de remoción de celda, ponderaciones y restricciones espaciales (DI MININ et al., 2014). Zonation genera una clasificación descendente de todas las celdas del área de estudio basado en la complementariedad e irremplazabilidad (MOILANEN et al., 2005). Seleccionamos dos reglas de remoción de celdas, *core-area Zonation* (CAZ) y *Additive Benefit Function* (ABF).

La regla CAZ realiza la eliminación de las celdas minimizando la pérdida biológica, así la celda obtiene un valor alto si alguna especie tiene una presencia importante allí (MOILANEN; KUJALA, 2008). La eliminación se hace calculado un índice de eliminación  $\delta_i$  (pérdida marginal mínima de valor biológico) (MOILANEN et al., 2014).

$$\delta_i = \max_j \frac{Q_{ij}w_j}{c_i}$$

Dónde,  $w_j$  es el peso de las  $j$ -ésima especies y  $c_i$  es el costo de proteger la  $i$ -ésima celda. Zonation recorre todas las celdas y calcula un valor  $\delta_i$  basado en la especie que tiene la mayor proporción de distribución restante en la celda específica (ésta representará el valor biológico más alto que se perderá si se elimina la celda), de éste modo se eliminarán las celdas que tienen el valor  $\delta_i$  más bajo (MOILANEN et al., 2014).

Por otro lado, ABF tiene en cuenta todas las proporciones de especies en una celda determinada en lugar de la especie que tiene el valor más alto. Zonation calcula primero la pérdida de representación para cada especie mientras se elimina la  $i$ -ésima celda y el valor  $\delta_i$  de la celda es la suma de las disminuciones de valor específicas de cada especie después de la pérdida de la  $i$ -ésima celda:

$$\delta_i = \frac{1}{c_i} w_j \sum_j [V_j(q_j) - V_j(q_j - i)]$$

Dónde,  $q_j$  es la representación de la  $j$ -ésima especie en el conjunto restante de sitios y  $(q_j - i)$  indica lo que queda después de que se ha eliminado la celda  $i$ . Aquí  $w_j$  es el peso de la especie  $j$  y  $c_i$  es el costo (o área) de la  $i$ -ésima celda. Nuevamente se eliminará la celda que tenga el valor  $\delta$  más bajo (MOILANEN et al., 2014).

La regla de remoción CAZ, a diferencia del ABF, otorga mayor importancia a las celdas que contienen especies raras o altamente ponderadas, mientras que ABF da mayor importancia a las celdas con mayor riqueza (DI MININ et al., 2014). Por ello utilizar ambas reglas de remoción retorna resultados que son complementares.

Las especies fueron ponderadas en función al estado de conservación (Preocupación menor “LC = 1”, Casi amenazada “NT = 2”, Vulnerable “VU = 3”, En peligro “EN = 4 y 5”) el cual fue definido utilizando criterios de extensión de ocurrencia (EOO., UICN, 2012). Calculamos el EOO mediante el área abarcada por un mínimo polígono convexo basado en los SDM ya que suele ser más representativo cuando se estima completo, es decir, toda el área de distribución propuesta por los SDM que cuando se estima basado en localidades individuales conocidas (SYFERT et al., 2014). Posteriormente se determinó el estado de conservación bajo el criterio B1 de la UICN, el cual muestra la distribución geográfica representada como la extensión de la presencia de la especie (UICN, 2012).

Para los análisis de priorización espacial usamos modelos semi binarios, es decir que los valores de idoneidad ambiental mayores al umbral de corte se mantuvieron continuos mientras que los menores tuvieron el valor cero. Esto fue realizado para reducir los problemas de inflar el análisis de priorización espacial con muchas celdas con baja idoneidad ambiental (DOMISCH et al., 2019). En el análisis de priorización utilizamos como capa de costo la pérdida de hábitat, calculada como el inverso del hábitat remanente. Utilizar esta capa permite reducir los conflictos socioeconómicos haciendo que soluciones de priorización tiendan a priorizar áreas con mayor hábitat de las especies y no regiones más alteradas por uso humano (MOILANEN; LEATHWICK; QUINN, 2011; VELAZCO et al., 2023).

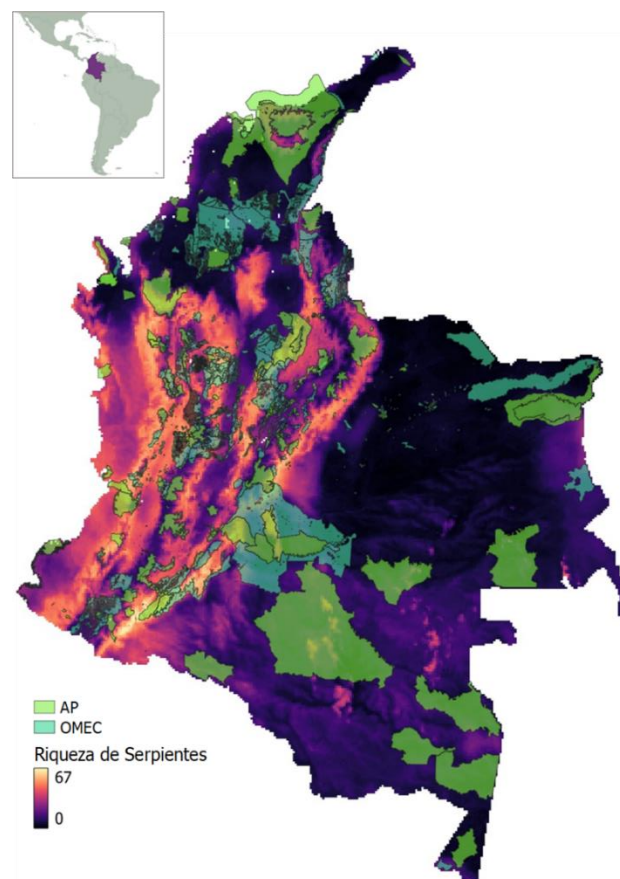
Los análisis de priorización espacial fueron categorizados en cuatro clases para seleccionar las celdas con mayor prioridad de conservación. Así, seleccionamos el 5%, 10%, 20%, y 30% de las celdas más prioritarias. La selección del 30% estuvo motivada por la meta de conservar el 30% de las superficies terrestres para el año 2030 (CBD, 2021). Finalmente, calculamos la proporción de celdas de áreas prioritarias que estaba dentro de las AP y las AP+OMECE.

## Resultados

De las 297 especies iniciales, pudimos estimar la distribución de 241 especies de serpientes. Los SDM tuvieron en general un buen desempeño (Sorensen:  $0.78 \pm 0.06$ ; AUC:  $0.86 \pm 0.06$ ; TSS:  $0.68 \pm 0.09$ ). Para los ESM, los algoritmos con mejor desempeño fueron BRT, MaxEnt, y ANN, con un Sorensen, AUC y TSS por encima de 0.7 (Figura S4).

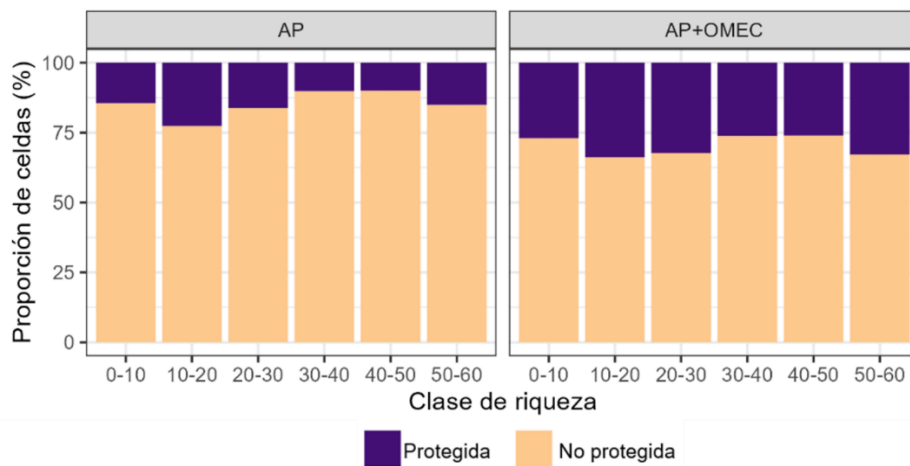
Encontramos que la mayor diversidad estimada está en la región Pacífica y a lo largo de laderas de las cadenas montañosas de la región Andina. En menor medida encontramos una concentración importante de riqueza en la región Caribe, específicamente en la sierra nevada de Santa Marta. La riqueza de serpientes disminuye notablemente en las regiones de Amazonía y Orinoquía (Figura 1 y Figura S1).

**Figura 1** Patrón espacial de la riqueza de especies basado en el SDM estacado de serpientes nativas de Colombia y la red de AP y OMECE. Los colores más cálidos representan sitios con mayor riqueza.

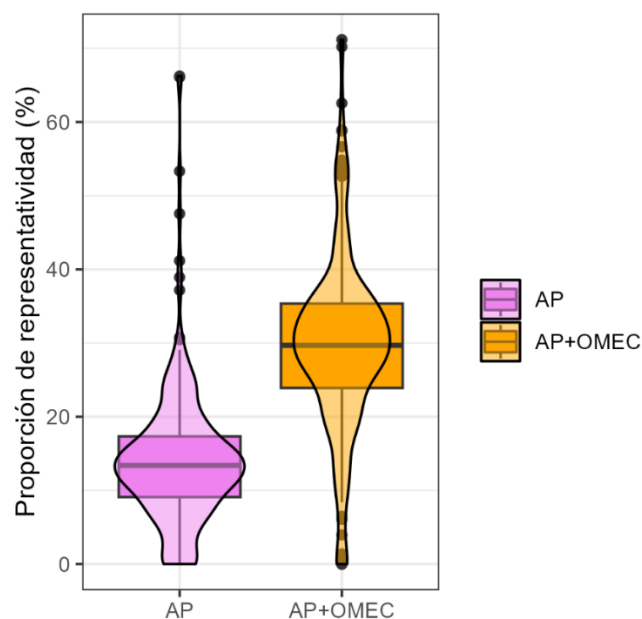


Respecto a la relación entre la riqueza de especies y las AP y OMEC, encontramos que solamente el 15% de las celdas con mayor riqueza de especies (>50 especies) se encuentran dentro de las AP. Al considerar las AP+OMEC, las celdas con mayor riqueza de especies ascienden ligeramente al 33% (Figura 2). En media, la representatividad de las serpientes en Colombia dentro de las AP es  $14.18\% \pm 0.09$ , cuando se consideran las AP+OMEC esta representatividad aumenta al  $29.48\% \pm 0.12$  (Figura 3).

**Figura 2** Proporción de celdas dentro y fuera de las AP y AP+OMEC para las diferentes clases de riqueza de especies.



**Figura 3** Proporción de la representatividad del rango de distribución las serpientes dentro de las AP y las AP+OMEC.

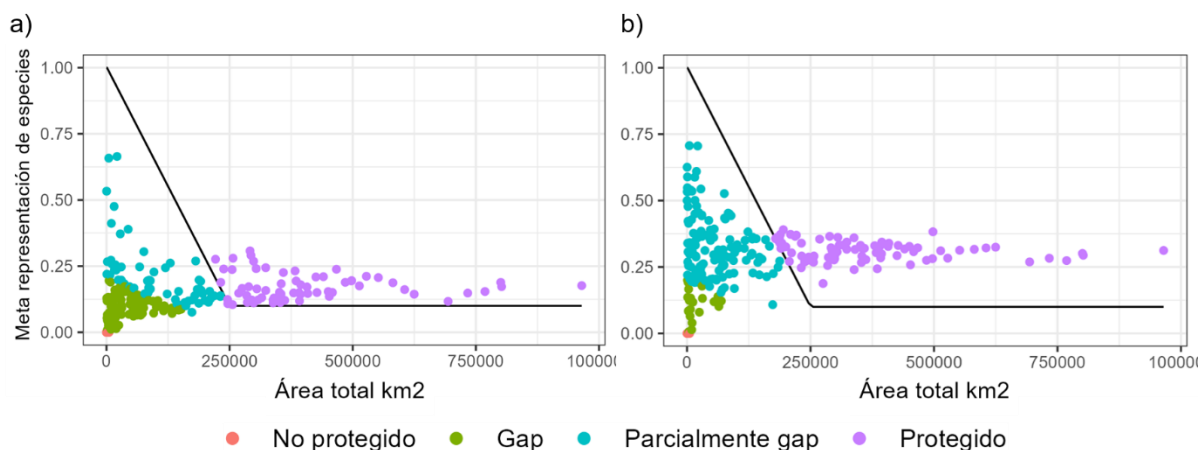


En cuanto al análisis GAP, encontramos que, dentro de las AP, las categorías que contenían mayor número de especies fueron “GAP” y “Protegido” y dentro de las AP+OMEC las categorías fueron “Parcialmente GAP” y “Protegido” (Tabla 2, Figura 4). De manera general, las OMEC incrementan el alcance de las metas de conservación ya alcanzadas por las AP (Tabla 2, Figura 4). Sin embargo, ninguna de las especies con rangos de distribuciones < 125.000 km<sup>2</sup> llegan a alcanzar tales metas ni para las AP ni para las AP+OMEC (Figura 4. Tabla S8).

**Tabla 2** Proporción de especies para diferentes objetivos de representación alcanzados (i.e., GAP análisis) para las AP y AP + OMEC.

AP		AP+OMEC	
<b>No Protegido</b>	6.2%	<b>No Protegido</b>	2.9%
<b>GAP</b>	40.6%	<b>GAP</b>	8.7%
<b>Parcialmente GAP</b>	25.7%	<b>Parcialmente GAP</b>	53.9%
<b>Protegido</b>	28%	<b>Protegido</b>	34.5%

**Figura 4** Relación entre el área de distribución total (km<sup>2</sup>) de cada especie y la proporción alcanzada de las metas de conservación de representación para las especies de serpientes colombianas. Análisis GAP con AP (a) y con AP+OMEC (b). Cada punto representa una especie y la línea negra representa la meta de conservación establecida para cada tamaño de distribución geográfica.

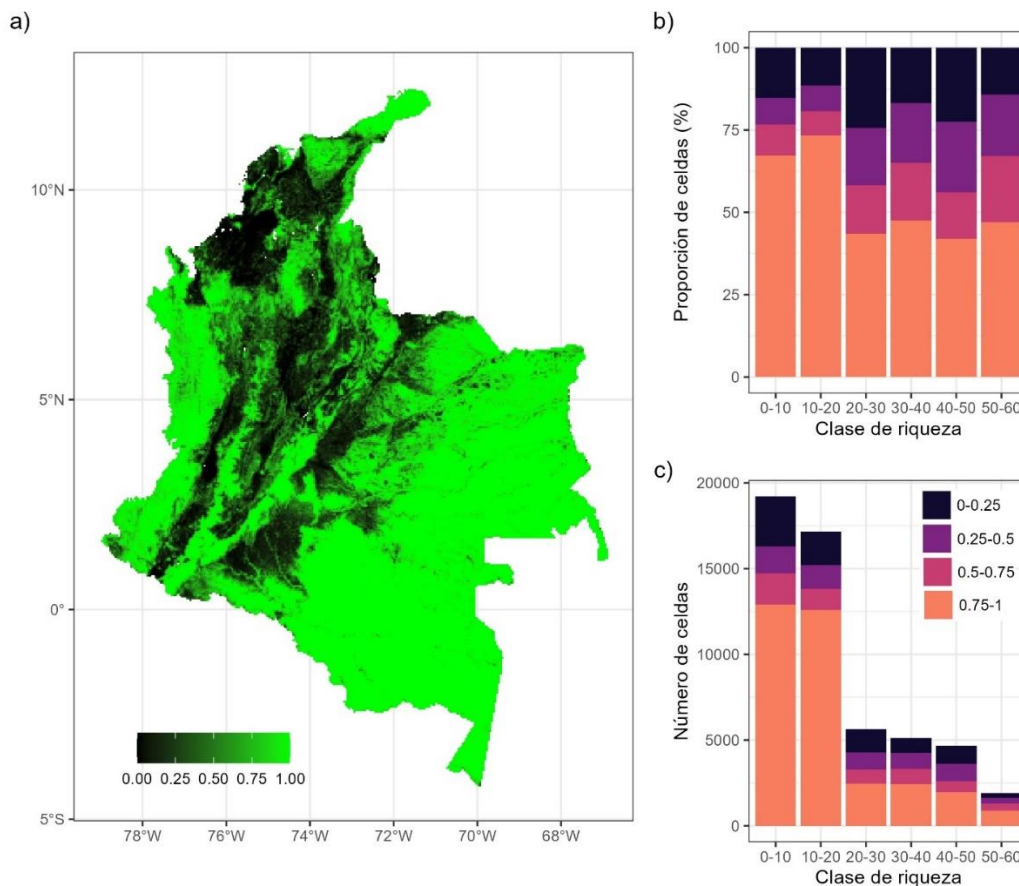


Los paisajes con <50% de hábitat remanente representan el 39,25% ± 0,08 del área de estudio (Figura 5a). Las regiones con menor extensión de hábitat remanente se encuentran al norte, Caribe (excepto la Guajira y la Sierra Nevada de Santa Marta) y Andina (Figura 5a). No encontramos un patrón entre la proporción de celdas con hábitat remanente y la riqueza de

especies (Figura 5b), sin embargo, destacamos que las áreas más ricas (40-60 especies) son las menos representativas en el área de estudio (Figura 5c).

Al relacionar el hábitat remanente y el rango de distribución de las especies, encontramos que en promedio las serpientes perdieron  $34.35\% \pm 0.18$  de su distribución y 53 especies presentaron pérdidas de sus distribuciones  $>50\%$  (Figura 5c).

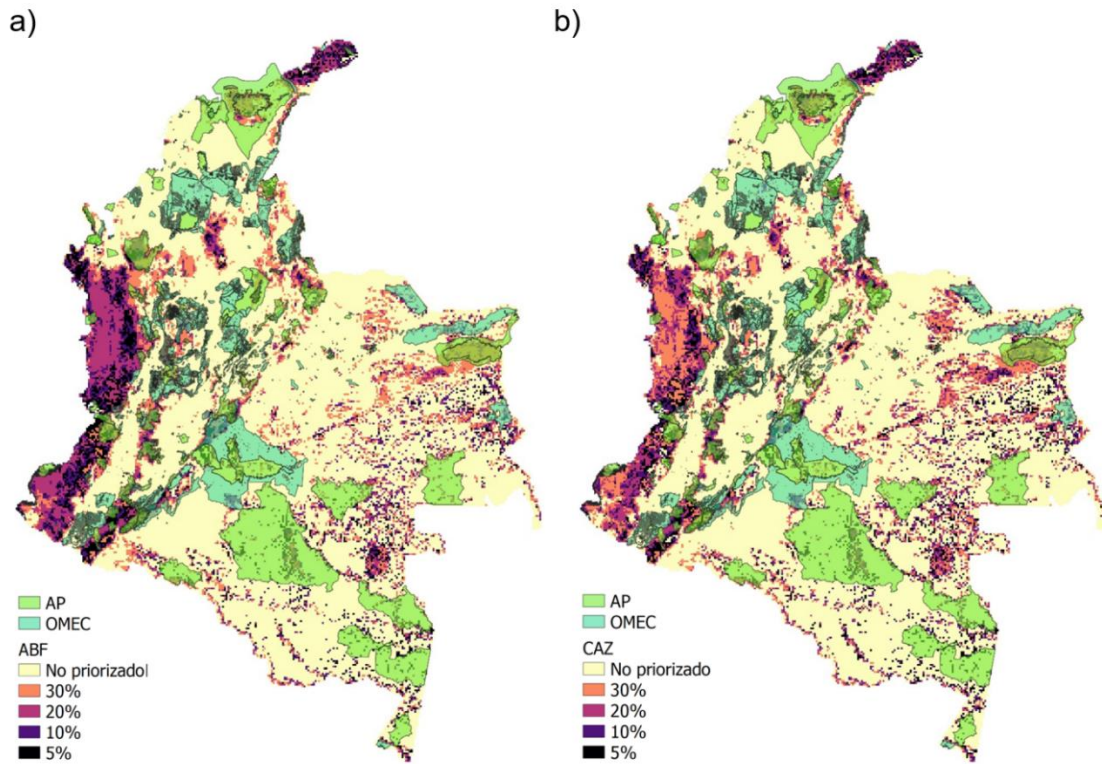
**Figura 5** Patrones espaciales del hábitat remanente en Colombia (a) y la relación entre la cantidad de celdas en términos relativos (b) y absolutos (c) para diferentes clases de hábitat remanente y clases de riqueza de serpientes. La escala del hábitat remanente está representada de 0 (nulo hábitat remanente) hasta 1 (hábitat remanente total) en celdas de 5 km de resolución.



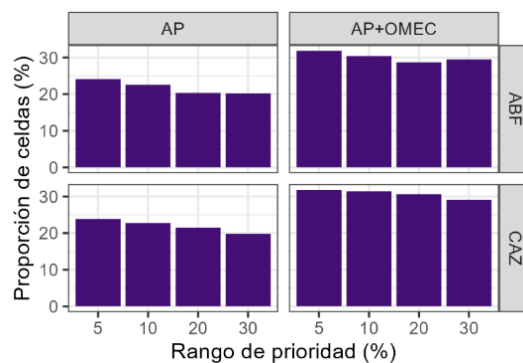
El análisis de priorización espacial sugiere que las áreas prioritarias para la conservación se encuentran principalmente en la región Pacífica, Orinoquía, Amazonía y norte del Caribe (Guajira, Figura 6). Indistintamente de la regla de remoción de celdas (i.e., ABF o CAZ), encontramos que el rango de prioridad 5%, es decir las celdas más importantes para la

conservación de las serpientes, están representadas en un 25% y 32% dentro de las AP AP+OMECEC respectivamente (Figura 7).

**Figura 6** Área prioritaria para la conservación de serpientes en Colombia para las reglas de remoción ABF (a) y CAZ (b) y su relación con las AP y las OMECEC.



**Figura 7** Proporción del número de celdas de áreas prioritarias que se encuentran dentro de las AP y las AP+OMECEC.



## **Discusión**

Aquí, exploramos la relación entre el patrón de riqueza de especies, las áreas prioritarias para la conservación y los objetivos de representación con las redes de AP y OMEC, con base en 241 especies nativas de Colombia. Encontramos que las regiones Pacífica y Andina albergan la mayor riqueza de serpientes. Interesantemente, las áreas con mayor riqueza de especies se encuentran fuera de la red de AP y OMEC. De media, el 14,18% de la distribución de especies se encuentra dentro de las AP. Sin embargo, la representación se duplica cuando se consideran las OMEC. El análisis GAP reveló que, aunque las OMEC aumentan la representación ya alcanzada por las AP, ninguna de las especies con un área de distribución <125.000 km<sup>2</sup> logra el objetivo de representación. Por último, en promedio, el 20% y el 30% de las zonas de alta prioridad se encuentran dentro de AP y AP+OECM, respectivamente.

## **Patrones de diversidad en Colombia**

Colombia se reconoce como un territorio megadiverso siendo uno de los 14 países con mayor biodiversidad en el mundo (ANDRADE CORREA, 2011). La región Pacífica y Andina tuvieron la mayor diversidad de serpientes, y estas regiones también se han destacado por la alta diversidad de otros grupos de vertebrados (por ejemplo, mamíferos, aves y anfibios) (GONZÁLEZ-MAYA et al., 2016; PINTO-ERAZO et al., 2020; RANGEL, 2015; TORRES; ROJAS, 2020; VÉLEZ et al., 2021). Aunque existen procesos biogeográficos que explican la diversidad general del Neotrópico y los Andes (BACON et al., 2015; CHAPMAN, 1926; RULL, 2011, 2011; SANTOS et al., 2009; STRUWE et al., 2009; TURCHETTO-ZOLET et al., 2013), actualmente no existen estudios que expliquen los patrones de riqueza de serpientes encontrados para Colombia. La riqueza de serpientes en la región Andina podría deberse a la heterogeneidad topográfica y climática que caracteriza a ésta región (DANE, 2024a; RANGEL, 2010, 2015), ya que muchos estudios han encontrado una relación positiva entre la heterogeneidad ambiental y la riqueza de especies (por ejemplo, (GOTELLI et al., 2009; JANZEN, 1967; KÖRNER, 2000; KUBOTA; MURATA; KIKUZAWA, 2004; STEIN; GERSTNER; KREFT, 2014). Por otro lado, la alta diversidad observada en la región Pacífica podría estar relacionada con la estabilidad climática (RANGEL; ARELLANO, 2004). Esta región se ubica entre el océano Pacífico y la vertiente occidental de la cordillera Occidental (GALINDO et al., 2009), tiene una baja estacionalidad de precipitación y temperatura caracterizándose como uno de los lugares más lluviosos del mundo (RANGEL; ARELLANO, 2004) y alberga un alto endemismo de especies (GALINDO et al., 2009; RANGEL, 2015). A pesar de que la Amazonía y la Orinoquia se destacan por su alta diversidad de especies de plantas,

vertebrados e insectos (BASS et al., 2010; JENKINS; PIMM; JOPPA, 2013; JETZ et al., 2012; JÉZÉQUEL et al., 2020), en este estudio, éstas áreas junto con la región Caribe, presentaron menor riqueza de especies de serpientes en comparación con otras áreas. La disminución de la riqueza hacia la región oriental de Colombia parece ser consistente con otros grupos de reptiles y anfibios (IUCN, 2022a, 2022b; ROLL et al., 2017). Sin embargo, coincidentemente, la Amazonía y Orinoquía colombiana también se caracterizan por la baja disponibilidad de registros para reptiles, anfibios y mamíferos (PEDROZA-BANDA et al., 2014; SUAREZ-CASTRO et al., 2021). La escases de registros biológicos para éstas regiones puede ser consecuencia del difícil acceso y falta de infraestructura vial, además de ser fuertemente afectadas por las más de cinco décadas de conflicto armado (ARAGÓN, VACA, 2021; MCNEELY, 2003; SALAS-SALAZAR, 2016). Creemos que sería necesario realizar estudios adicionales para intentar entender de forma más profunda qué factores ambientales e históricos explican los patrones de diversidad aquí hallados.

### **Sistemas de AP y OMEC**

Si bien Colombia ha implementado políticas para la expansión de la red de AP y ha adoptado las OMEC, la disposición espacial de éstas no necesariamente coincide con las áreas de mayor riqueza de serpientes, pues encontramos que las áreas más ricas están mayoritariamente fuera de las AP y OMEC (Figura 1 y 2). De manera similar, esta relación entre la riqueza de especies y las áreas destinadas a la conservación se replican en anfibios, reptiles y la biodiversidad a escala local (CALDERÓN-CARO et al., 2022; VALENCIA-ZULETA; JARAMILLO-MARTÍNEZ; ECHEVERRY-BOCANEGRA, 2014). En general, las AP sufren de diferentes tipos de sesgos espaciales (BALDI et al., 2017) lo que conlleva a la baja conectividad entre ellas y una deficiente representación de los diferentes ecosistemas (SAURA et al., 2017). Por ejemplo, comúnmente las AP son creadas en áreas con un valor turístico y paisajístico (WATSON et al., 2014), improductivas o alejadas de las comunidades humanas (BALDI et al., 2017; PHILLIPS, 2007). Particularmente, la red de AP de Colombia se inició con la consolidación de algunas áreas de intereses económicos (LENIS, 2014). Por ejemplo, en el departamento del Valle del Cauca, se crearon en 1938 las primeras AP del país en las zonas altas de las cuencas para garantizar el suministro de agua a la creciente agroindustria de la caña de azúcar (LENIS, 2014). Otro desafío que enfrentan las AP en Colombia, son las presiones en las zonas de amortiguación y dentro de ellas, especialmente luego del acuerdo de paz con las FARC en el 2016, el aumento en la deforestación ha sido alarmante pues el 79% de las AP experimentaron un aumento en la deforestación del 177% en

los años posteriores al conflicto (CLERICI et al., 2020). Aunque las AP se crearon para cumplir objetivos de conservación, es evidente que las AP no se encuentran necesariamente en regiones de alta riqueza de especies (GONZÁLEZ-MAYA et al., 2015; RAMÍREZ-ALBORES et al., 2021). Aunque, países como Colombia e Indonesia han descrito el rol, limitaciones y retos que implican las OMEC (ATEHORTÚA ARREDONDO; GONZÁLEZ FABRA; OCAMPO JARAMILLO, 2023; ATEHORTÚA ARREDONDO, 2022; ESTRADIVARI et al., 2022) actualmente no se encuentra información sobre sus posibles sesgos ni evaluaciones de su efectividad. Sin embargo, consensos de expertos dan luz al proponer oportunidades y desafíos en la implementación de las OMEC (ALVES-PINTO et al., 2021; MAINI et al., 2023).

Reiteradas veces se encontró que las AP por sí solas no son eficientes en representar la biodiversidad, por ejemplo, a escala global se observan deficiencias en la representatividad de los mamíferos (BRUM et al., 2017), a escala continental de la herpetofauna (SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ; ABELLÁN, 2015) y a nivel nacional de biomas clave para la conservación en Colombia (FORERO-MEDINA; JOPPA, 2010). En el caso de las serpientes de Colombia no fue diferente. Sin embargo, destacamos que cuando analizamos en conjunto las AP+OMEC, la representatividad de la riqueza de especies de serpientes se duplicó. El GAP análisis mostró que las categorías “Parcialmente GAP” y “Protegida” también aumentaron sus metas de representatividad en 28.2% y 6.5% para AP y OMEC respectivamente. Por esta razón, al igual que en otros casos en Europa, consideramos que los OMEC en Colombia contribuyen sustancialmente a alcanzar los objetivos de conservación. (HVANNDAL, BJÖRNSDÓTTIR, 2023; RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ; SÁNCHEZ-ESPINOSA; ABDUL MALAK, 2021). A nivel global las OMEC podrían incrementar la conectividad del hábitat y representatividad de la biodiversidad (ALVES-PINTO et al., 2021).

### **Hábitat remanente y áreas prioritarias**

En América del sur las áreas agrícolas se han expandido rápidamente en los últimos 30 años (EVA et al., 2004; SY et al., 2015). Por ejemplo, Brasil ha sido uno de los países que más cobertura boscosa perdió desde 1985 a 2004 causado principalmente por la agricultura (SY et al., 2015; ZALLES et al., 2021). Bolivia y Perú incrementaron las superficies de usos antrópicos (agricultura, ganadería y urbanización) del 2.6% y 4% en 1985 al 10.04% y 38% en 2021, respectivamente (MAPBIOMAS, 2023, 2024). Aunque la Constitución Política de Colombia de 1991 considera como fundamental la conservación, uso y acceso al medio ambiente (SENADO, 2023), solo hasta 2013 y 2016 se crearon políticas enfocadas al manejo y uso sostenible del suelo (MINAMBIENTE, 2013, 2016). Sin embargo, Colombia no es

diferente a otros países de la región, puesto que perdió el 7,4% de la cobertura natural en las últimas tres décadas (FUNDACIÓN GAIA AMAZONAS, 2023).

Al explorar los patrones de hábitat remanente con los patrones de riqueza de especies encontramos que, las áreas con mayor riqueza de especies son consistentes con las áreas de menor hábitat remanente, localizadas principalmente en el Caribe y parte de la región Andina (Figura 5a y c). Frecuentemente, regiones con baja heterogeneidad topográfica, planas, costeras y de baja elevación son las que han tenido mayor desarrollo urbano y agrícola (GAO et al., 2023; MCGRANAHAN; BALK; ANDERSON, 2007; ROSE et al., 2023). En éste aspecto, la región Caribe está formada principalmente por tierras bajas y planas (<130 msnm), una zona desértica al norte y costas sobre el mar Caribe (MEISEL-ROCA; PÉREZ-VALBUENA, 2006); en esta región se desarrollan actividades portuarias, industriales y de agricultura (por ejemplo, Cultivos de banano y palma aceitera) (DANE, 2024b). Por otro lado, si bien la región Andina comprende las tres cordilleras (oriental, central y occidental), los valles interandinos de esas cordilleras (por ejemplo, valle del río Magdalena, Cauca, Patía y valle de Tenza) son destinados principalmente para la agricultura (por ejemplo, café, caña, arroz y frutas) (DANE, 2024a). Estos patrones en la relación entre la riqueza de especies y el hábitat remanente es consistente con investigaciones previas donde se muestra que la mayor riqueza potencial de especies coincide con las áreas más perturbadas (CARDOSO et al., 2018; DA SILVA et al., 2018; VELAZCO et al., 2019, 2023). El hecho de que grandes regiones tengan alta riqueza de especies y poco hábitat remanente en Colombia revela que es necesario identificar áreas estratégicas que podrían ser designadas para la conservación con el fin de proteger a las serpientes y otros grupos de organismos.

Las zonas con mayor concentración de áreas prioritarias se encuentran en las regiones Pacífica, Amazónica, Orinoquía y norte del Caribe. Además, en estas regiones se encontró la menor superposición entre las áreas prioritarias y las AP y AP+OMEC. La superposición entre las AP y áreas prioritarias fue relativamente baja, sin embargo, con las OMEC la superposición aumentó (Figura 7). En la Orinoquía, Amazonía y norte del Caribe se encuentran el mayor número de comunidades y tierras indígenas del país (DANE, 2012), además, el Pacífico, la Amazonía y la Orinoquía son regiones con la mayor proporción de cobertura natural (FUNDACIÓN GAIA AMAZONAS, 2023). Éstas regiones representan una oportunidad de identificar potenciales OMEC que, junto con las acciones gubernamentales y la identificación de áreas prioritarias, contribuirán a consolidar metas de conservación más ambiciosas (SHIONO; KUBOTA; KUSUMOTO, 2021). La biodiversidad y la diversidad cultural están interconectadas y los ecosistemas saludables son la base para la existencia de los pueblos

indígenas y las comunidades locales (LEVIS et al., 2024). Por lo tanto, la identificación de nuevas OMEC puede representar una oportunidad para transformar las políticas y prácticas de conservación, además de reconocer las contribuciones de los pueblos indígenas y comunidades locales (JONAS et al., 2017; LEVIS et al., 2024). Las OMEC están cambiando el paradigma relativo a la conservar la biodiversidad, pues genera sistemas más inclusivos y representativos que evidencian las múltiples estrategias, actores y acuerdos institucionales de gobernanza a escala local (JONAS et al., 2014).

### **Limitaciones**

Hasta donde sabemos, pocos estudios han evaluado la contribución de los OECM a la conservación de la biodiversidad en América Latina. Asimismo, nuestro estudio es probablemente el primero en explorar los patrones de distribución de las serpientes en Colombia. Desafortunadamente, a pesar de las importantes contribuciones de nuestro trabajo, éste no está libre de limitaciones. Por ejemplo, no encontramos una lista de especies de serpientes actualizada para Colombia, además, persisten vacíos en los registros de serpientes en este país (por ejemplo, 19 especies tuvieron  $< 3$  ocurrencias, por lo cual no pudieron ser incluidas en nuestros análisis). Aquí, elaboramos los SDM a partir de algoritmos correlativos, por lo tanto, no incluimos información biótica, como las interacciones con otras especies ni información sobre la capacidad de dispersión de las especies, lo cual permitiría estimar distribuciones más precisas (SOBERÓN; OSORIO-OLVERA; PETERSON, 2017). Dada la reciente implementación de las OMEC, aún no se tienen registros de su efectividad a largo plazo en Colombia (ALVES-PINTO et al., 2021).

### **Conclusión**

Las regiones con mayor riqueza de serpientes en Colombia se encuentran en las regiones Andina y Pacífica, patrones que son consistentes con otros grupos de vertebrados. Las mayores áreas con menor hábitat remanente para serpientes se encuentran en las regiones Caribe y Andina, áreas con la mayor riqueza de especies. Encontramos que la implementación de otro tipo de conservación basada en áreas es relevante para complementar las redes de AP porque, con base en la representatividad de las especies, el análisis de GAP y la superposición con áreas prioritarias, las OMEC contribuyen a la protección de las serpientes y complementan las AP. Finalmente, resaltamos que las áreas prioritarias para la conservación se concentraron en las regiones del Pacífico, Orinoquía y norte del Caribe, las cuales se caracterizan por tener la mayor extensión de cobertura natural y el mayor número de comunidades indígenas, lo que

podría representar oportunidades para establecer nuevas OMEC y que complementen la red actual de AP.

## Referencias

ADALSTEINSSON, S. et al. Molecular phylogeny, classification, and biogeography of snakes of the Family Leptotyphlopidae (Reptilia, Squamata). **Zootaxa**, v. 2244, p. 1–50, 1 out. 2009.

ÁLVAREZ MALVIDO, M. et al. **Informe Planeta Protegido 2020: Latinoamérica y el caribe**. Ciudad de México, México; Cambridge UK, Gland Switzerland; Bogotá, Colombia.: [s.n.].

ALVES-PINTO, H. et al. Opportunities and challenges of other effective area-based conservation measures (OECMs) for biodiversity conservation. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 2, p. 115–120, 1 abr. 2021.

AMATULLI, G. et al. Geomorpho90m, empirical evaluation and accuracy assessment of global high-resolution geomorphometric layers. **Scientific Data**, v. 7, n. 1, p. 162, 28 maio 2020.

ANDRADE CORREA, M. Estado del conocimiento de la biodiversidad en Colombia y sus amenazas. Consideraciones para fortalecer la interacción ciencia-política. **Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales**, v. 35, p. 491–507, 1 dez. 2011.

ANDRADE, G. I.; CASTRO, L. G. Degradación, pérdida y transformación de la biodiversidad continental en Colombia Invitación a una interpretación socioecológica. **Ambiente y Desarrollo**, v. 16, n. 30, p. 53–54, 1 jun. 2012.

ANDRELLA, G. C.; KOCH, I.; VELAZCO, S. J. E. Considering spatial constraints to identify areas for new species sampling: A species-specific prioritization approach. **Biological Conservation**, v. 288, p. 110379, 1 dez. 2023.

ARAGÓN, VACA, L. E. A. Conflitos bélicos e preservação dos bosques: evidências e controvérsias sobre a conservação coercitiva da floresta amazônica colombiana. **PRACS: Revista Eletrônica de Humanidades do Curso de Ciências Sociais da UNIFAP**, v. 14, n. 3, p. 319–332, 2021.

ATEHORTÚA ARREDONDO, C.; GONZÁLEZ FABRA, Y.; OCAMPO JARAMILLO, A. C. Retos para la implementación de otras medidas de conservación (OMEC) en Colombia. **Justicia**, v. 28, n. 43, p. 125–136, 21 jun. 2023.

ATEHORTÚA ARREDONDO, C. I. El papel de otras medidas efectivas de conservación para la protección del medio ambiente y la construcción de la gobernanza ambiental. 2022.

BACON, C. D. et al. Biological evidence supports an early and complex emergence of the Isthmus of Panama. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 19, p. 6110–6115, 12 maio 2015.

BAKER, D. J. et al. Correlations between spatial sampling biases and environmental niches affect species distribution models. **Global Ecology and Biogeography**, v. 31, n. 6, p. 1038–1050, 2022.

BALDI, G. et al. Opportunities drive the global distribution of protected areas. **PeerJ**, v. 5, p. e2989, 15 fev. 2017.

- BARVE, N. et al. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 11, p. 1810–1819, 10 jun. 2011.
- BASS, M. S. et al. Global Conservation Significance of Ecuador’s Yasuní National Park. **PLOS ONE**, v. 5, n. 1, p. e8767, 19 jan. 2010.
- BREINER, F. T. et al. Overcoming limitations of modelling rare species by using ensembles of small models. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 6, n. 10, p. 1210–1218, out. 2015.
- BREINER, F. T. et al. Optimizing ensembles of small models for predicting the distribution of species with few occurrences. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 9, n. 4, p. 802–808, abr. 2018.
- BRUM, F. T. et al. Global priorities for conservation across multiple dimensions of mammalian diversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 29, p. 7641–7646, 18 jul. 2017.
- CALDERÓN-CARO, J. et al. Deforestación y fragmentación en las áreas más biodiversas de la Cordillera Occidental de Antioquia (Colombia). **Biota colombiana**, v. 23, n. 1, jun. 2022.
- CARDOSO, W. C. et al. Anthropic Pressure on the Diversity of Cactaceae in a Region of Atlantic Forest in Eastern Brazil. **Haseltonia**, v. 2018, n. 24, p. 28, 1 ago. 2018.
- CARPENTER, G.; GILLISON, A. N.; WINTER, J. DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. **Biodiversity & Conservation**, v. 2, n. 6, p. 667–680, 1 dez. 1993.
- CASTELLANOS, A. A. et al. Environmental filtering improves ecological niche models across multiple scales. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 10, n. 4, p. 481–492, abr. 2019.
- CBD. **Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://www.cbd.int/undb/media/factsheets/undb-factsheet-sp-es.pdf>>. Acesso em: 23 jan. 2024.
- CBD. **Áreas Protegidas**. Egipto: [s.n.]. Disponível em: <<https://www.cbd.int/cop/cop-14/media/briefs/es/cop14-press-brief-prot-areas-es.pdf>>. Acesso em: 15 maio. 2024a.
- CBD. **DECISIÓN ADOPTADA POR LA CONFERENCIA DE LAS PARTES EN EL CONVENIO SOBRE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA. Áreas protegidas y otras medidas eficaces de conservación basadas en áreas**. Egipto: [s.n.].
- CBD. First draft of the post-2020 global biodiversity framework. 2021.
- CBD. Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework. Decision Adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity 15/4. 2022.
- CHAPMAN, F. M. **The distribution of bird-life in Ecuador: a contribution to a study of the origin of Andean bird-life**. New York: Published by order of the Trustees, American Museum of Natural History, 1926.

CLERICI, N. et al. Deforestation in Colombian protected areas increased during post-conflict periods. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 4971, 18 mar. 2020.

COP 14. DECISIÓN ADOPTADA POR LA CONFERENCIA DE LAS PARTES EN EL CONVENIO SOBRE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA 14/8. Áreas protegidas y otras medidas eficaces de conservación basadas en áreas. 2018.

CORTES-GOMEZ, A. M. et al. Funciones ecológicas de los anfibios y reptiles neotropicales: una revisión. **Universitas Scientiarum**, v. 20, n. 2, p. 229–245, ago. 2015.

COX, N. et al. A global reptile assessment highlights shared conservation needs of tetrapods. **Nature**, v. 605, n. 7909, p. 285–290, 12 maio 2022.

DA SILVA, U. B. T. et al. Species richness, geographic distribution, pressures, and threats to bats in the Caatinga drylands of Brazil. **Biological Conservation**, v. 221, p. 312–322, 1 maio 2018.

DANE. **1.2.3. Territorios constituidos por comunidades étnicas.** Disponível em: <[https://geoportal.dane.gov.co/servicios/atlas-estadistico/src/Tomo\\_I\\_Demografico/1.2.3.-territorios-constituidos-por-comunidades-%C3%A9tnicas.html](https://geoportal.dane.gov.co/servicios/atlas-estadistico/src/Tomo_I_Demografico/1.2.3.-territorios-constituidos-por-comunidades-%C3%A9tnicas.html)>. Acesso em: 28 fev. 2024.

DANE. **2.3.1. Población en la región Andina.** Gubernamental. Disponível em: <[https://geoportal.dane.gov.co/servicios/atlas-estadistico/src/Tomo\\_I\\_Demografico/2.3.1.-poblaci%c3%b3n-en-la-regi%c3%b3n-andina.html](https://geoportal.dane.gov.co/servicios/atlas-estadistico/src/Tomo_I_Demografico/2.3.1.-poblaci%c3%b3n-en-la-regi%c3%b3n-andina.html)>. Acesso em: 21 fev. 2024a.

DANE. **2.3.2. Población en la región Caribe e Insular.** Disponível em: <[https://geoportal.dane.gov.co/servicios/atlas-estadistico/src/Tomo\\_I\\_Demografico/2.3.2.-poblaci%c3%b3n-en-la-regi%c3%b3n-caribe-e-insular.html](https://geoportal.dane.gov.co/servicios/atlas-estadistico/src/Tomo_I_Demografico/2.3.2.-poblaci%c3%b3n-en-la-regi%c3%b3n-caribe-e-insular.html)>. Acesso em: 21 fev. 2024b.

DE MARCO, P.; NÓBREGA, C. C. Evaluating collinearity effects on species distribution models: An approach based on virtual species simulation. **PLOS ONE**, v. 13, n. 9, p. e0202403, 11 set. 2018.

DI MININ, E. D. et al. A quick introduction to Zonation. 2014.

DINERSTEIN, E. et al. An Ecoregion-Based Approach to Protecting Half the Terrestrial Realm. **BioScience**, v. 67, n. 6, p. 534–545, jun. 2017.

DINERSTEIN, E. et al. A Global Deal For Nature: Guiding principles, milestones, and targets. **Science Advances**, v. 5, n. 4, p. eaaw2869, 19 abr. 2019.

DOMISCH, S. et al. Spatially explicit species distribution models: A missed opportunity in conservation planning? **Diversity and Distributions**, v. 25, n. 5, p. 758–769, maio 2019.

DUNCANSON, L. et al. The effectiveness of global protected areas for climate change mitigation. **Nature Communications**, v. 14, n. 1, p. 2908, 1 jun. 2023.

ESTRADIVARI et al. Marine conservation beyond MPAs: Towards the recognition of other effective area-based conservation measures (OECMs) in Indonesia. **Marine Policy**, v. 137, p. 104939, 1 mar. 2022.

- ETTER, A. et al. Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 114, n. 2–4, p. 369–386, jun. 2006.
- EVA, H. D. et al. A land cover map of South America. **Global Change Biology**, v. 10, n. 5, p. 731–744, maio 2004.
- FIGGIS, P. et al. Valuing Nature Protected Areas and Ecosystem Services. **Australian Committee for IUCN**, 2015.
- FORERO-MEDINA, G.; JOPPA, L. Representation of Global and National Conservation Priorities by Colombia's Protected Area Network. **PLOS ONE**, v. 5, n. 10, p. e13210, 12 out. 2010.
- FORGUS, J.-J. Functional importance of snakes in a strandveld ecosystem. 2018.
- FOURCADE, Y. Fine-tuning niche models matters in invasion ecology. A lesson from the land planarian *Obama nungara*. **Ecological Modelling**, v. 457, p. 109686, out. 2021.
- FREDERICO, R. G.; ZUANON, J.; DE MARCO, P. Amazon protected areas and its ability to protect stream-dwelling fish fauna. **Biological Conservation**, v. 219, p. 12–19, 1 mar. 2018.
- FUNDACIÓN GAIA AMAZONAS. **Proyecto Mapbiomas Colombia Colección 1.0 - Mapeo Anual de Cobertura y Uso del Suelo. Regiones de Colombia**. Disponível em: <[https://colombia.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/3/2023/11/2.-FactSheet\\_Mapbiomas-BIOMAS-DE-COLOMBIA.pdf](https://colombia.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/3/2023/11/2.-FactSheet_Mapbiomas-BIOMAS-DE-COLOMBIA.pdf)>. Acesso em: 21 fev. 2024.
- GALINDO, G. et al. Planificación ecorregional para la conservación de la biodiversidad en el Pacífico continental colombiano. **Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Agencia Nacional de Hidrocarburos, The Nature Conservancy e Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales**, Serie Planificación Ecorregional para la Conservación de la Biodiversidad. n. 3, 2009.
- GALVIS-RIZO, C. et al. **Libro rojo de reptiles de Colombia (2015)**. [s.l: s.n.].
- GAO, Y. et al. Optimization of differentiated regional land development patterns based on urban expansion simulation—A case in China. **Growth and Change**, v. 54, n. 1, p. 45–73, 2023.
- GIBBONS, W. et al. The Global Decline of Reptiles, Deja Vu Amphibians. v. 50, n. 8, p. 653–666, ago. 2000.
- GONZÁLEZ-MAYA, J. F. et al. Effectiveness of Protected Areas for Representing Species and Populations of Terrestrial Mammals in Costa Rica. **PLOS ONE**, v. 10, n. 5, p. e0124480, 13 maio 2015.
- GONZÁLEZ-MAYA, J. F. et al. Environmental determinants and spatial mismatch of mammal diversity measures in Colombia. **Animal Biodiversity and Conservation**, v. 39, n. 1, p. 77–87, 2016.
- GOTELLI, N. J. et al. Patterns and causes of species richness: a general simulation model for macroecology. **Ecology Letters**, v. 12, n. 9, p. 873–886, 2009.

HENGL, T. et al. SoilGrids250m: Global gridded soil information based on machine learning. **PLOS ONE**, v. 12, n. 2, p. e0169748, 16 fev. 2017.

**¡Histórico!: Colombia declara como área protegida el 34 % de su territorio. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible**, 27 jul. 2022. Disponível em: <<https://www.minambiente.gov.co/historico-colombia-declara-como-area-protegida-el-34-de-su-territorio/>>. Acesso em: 19 out. 2023

HVANNDAL, BJÖRNSDÓTTIR, H. **The Promise of Other Effective Area-based Conservation Measures (OECM) to advance biodiversity conservation in Iceland**. Sturlugata 7 102 Reykjavík Iceland: University of Iceland, 2023.

IDEAM-UNAL. **Variabilidad Climática y Cambio Climático en Colombia**. Primera ed. Bogotá D. C., Colombia: [s.n.].

IUCN, R. L. 2022-2. **Amphibians Species Richness 2022**. Disponível em: <[https://nc.iucnredlist.org/redlist/content/attachment\\_files/Amphibians\\_SR\\_2022.pdf](https://nc.iucnredlist.org/redlist/content/attachment_files/Amphibians_SR_2022.pdf)>. Acesso em: 19 mar. 2024a.

IUCN, R. L. 2022-2. **Reptiles Species Richness 2022**. Disponível em: <[https://nc.iucnredlist.org/redlist/content/attachment\\_files/Reptiles\\_SR\\_2022.pdf](https://nc.iucnredlist.org/redlist/content/attachment_files/Reptiles_SR_2022.pdf)>. Acesso em: 19 mar. 2024b.

IUCN-WCPA TASK FORCE ON OECMS. **Recognising and reporting other effective area-based conservation measures**. [s.l.] IUCN, 2019.

JANZEN, D. H. Why Mountain Passes are Higher in the Tropics. **The American Naturalist**, v. 101, n. 919, p. 233–249, 1967.

JARVIS, A. et al. Hole-filled SRTM for the globe : version 4 : data grid. 2008.

JENKINS, C. N.; PIMM, S. L.; JOPPA, L. N. Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 28, p. E2602–E2610, 9 jul. 2013.

JETZ, W. et al. The global diversity of birds in space and time. **Nature**, v. 491, n. 7424, p. 444–448, nov. 2012.

JÉZÉQUEL, C. et al. A database of freshwater fish species of the Amazon Basin. **Scientific Data**, v. 7, n. 1, p. 96, 19 mar. 2020.

JONAS, H. et al. Will “other effective area-based conservation measures” increase recognition and support for ICCAs? **Parks**, v. 23, n. 2, p. 63–78, 30 nov. 2017.

JONAS, H. D. et al. New Steps of Change: Looking Beyond Protected Areas to Consider Other Effective Area-Based Conservation Measures. **PARKS**, v. 20, n. 2, p. 111–128, nov. 2014.

KARGER, D. N. et al. Climatologies at high resolution for the earth’s land surface areas. **Scientific Data**, v. 4, n. 1, p. 170122, 5 set. 2017.

KÖRNER, C. Why are there global gradients in species richness? mountains might hold the answer. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 15, n. 12, p. 513–514, 1 dez. 2000.

KUBOTA, Y.; MURATA, H.; KIKUZAWA, K. Effects of Topographic Heterogeneity on Tree Species Richness and Stand Dynamics in a Subtropical Forest in Okinawa Island, Southern Japan. **Journal of Ecology**, v. 92, n. 2, p. 230–240, 2004.

KUKKALA, A. S.; MOILANEN, A. Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. **Biological Reviews**, v. 88, n. 2, p. 443–464, maio 2013.

LEHIKOINEN, P. et al. Increasing protected area coverage mitigates climate-driven community changes. **Biological Conservation**, v. 253, p. 108892, 1 jan. 2021.

LENIS, Y. R. La historia de las áreas protegidas en Colombia, sus firmas de gobierno y las alternativas para la gobernanza. **Sociedad y economía**, n. 27, p. 155–175, 2014.

LEVIS, C. et al. Contributions of human cultures to biodiversity and ecosystem conservation. **Nature Ecology & Evolution**, 19 mar. 2024.

LIU, C.; NEWELL, G.; WHITE, M. The effect of sample size on the accuracy of species distribution models: considering both presences and pseudo-absences or background sites. **Ecography**, v. 42, n. 3, p. 535–548, mar. 2019.

LYNCH, J. D. El contexto de las serpientes de Colombia con un análisis de las amenazas en contra de su conservación. 2012.

LYNCH, J. D.; ANGARITA SIERRA, T.; RUÍZ GÓMEZ. **Programa nacional para la conservación de las serpientes presentes en Colombia**. Bogotá D. C., Colombia: Instituto de Ciencias Naturales; Instituto Nacional de Salud; MinAmbiente, 2014.

MACHADO-STREDEL, F.; COBOS, M. E.; PETERSON, A. T. A simulation-based method for selecting calibration areas for ecological niche models and species distribution models. **Frontiers of Biogeography**, v. 13, n. 4, 2021.

MAINI, B. et al. Charting the value and limits of other effective conservation measures (OECMs) for marine conservation: A Delphi study. **Marine Policy**, v. 147, p. 105350, 1 jan. 2023.

MALAKOUTIKHAH, S. et al. Assessing future distribution, suitability of corridors and efficiency of protected areas to conserve vulnerable ungulates under climate change. **Diversity and Distributions**, v. 26, n. 10, p. 1383–1396, 2020.

MALDONADO, C. et al. Estimating species diversity and distribution in the era of Big Data: to what extent can we trust public databases? **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 8, p. 973–984, 2015.

MAPBIOMAS, B. **Proyecto MapBiomias Bolivia-Colección 1.0 de la serie Anual de Mapas de Cobertura y Uso del Suelo en Bolivia**. Disponível em: <[https://drive.google.com/file/d/1T0gJqsonPXJetQgvlylN2157k-fViMnd/view?usp=embed\\_facebook](https://drive.google.com/file/d/1T0gJqsonPXJetQgvlylN2157k-fViMnd/view?usp=embed_facebook)>. Acesso em: 24 fev. 2024.

MAPBIOMAS, P. **Proyecto Mapbiomas Perú - Mapa Anual de Cobertura y uso de la tierra en la Perú-Colección 2.0**. Disponível em: <[https://peru.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/14/2024/02/1\\_ES\\_FactSheet\\_Mapbiomas\\_Peru\\_2.0-1080x1080px.pdf](https://peru.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/14/2024/02/1_ES_FactSheet_Mapbiomas_Peru_2.0-1080x1080px.pdf)>. Acesso em: 24 fev. 2024.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 243–253, maio 2000.

MASCHIO, G. F. et al. Food habits of *Anilius scytale* (Serpentes: Aniliidae) in the Brazilian Amazonia. **Zoologia (Curitiba)**, v. 27, n. 2, p. 184–190, abr. 2010.

MCGRANAHAN, G.; BALK, D.; ANDERSON, B. The rising tide: assessing the risks of climate change and human settlements in low elevation coastal zones. **Environment and Urbanization**, v. 19, n. 1, p. 17–37, 1 abr. 2007.

MCINTOSH, E. J. et al. The Impact of Systematic Conservation Planning. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 42, n. 1, p. 677–697, 2017.

MCNEELY, J. A. Biodiversity, War, and Tropical Forests. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 16, n. 3–4, p. 1–20, 1 mar. 2003.

MEISEL-ROCA, A.; PÉREZ-VALBUENA, G. J. **Geografía física y poblamiento en la Costa Caribe colombiana**. Bogotá, Colombia: Banco de la República, 1 jun. 2006. Disponível em: <[https://repositorio.banrep.gov.co/bitstream/handle/20.500.12134/3124/dtser\\_73.pdf](https://repositorio.banrep.gov.co/bitstream/handle/20.500.12134/3124/dtser_73.pdf)>. Acesso em: 26 fev. 2024.

MENDES, P. et al. Dealing with overprediction in species distribution models: How adding distance constraints can improve model accuracy. **Ecological Modelling**, v. 431, p. 109180, 1 set. 2020.

MINAMBIENTE. **Política Nacional para la gestión integral ambiental del suelo (GIAS)**. Bogotá D. C., Colombia: [s.n.]. Disponível em: <<https://www.cvc.gov.co/sites/default/files/2018-10/Politica%20Ncl%20para%20la%20gestion%20integral%20del%20suelo%202013.pdf>>. Acesso em: 13 fev. 2024.

MINAMBIENTE. **Política para la Gestión Sostenible del Suelo**. Bogotá D. C., Colombia: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2016. Disponível em: <[https://www.andi.com.co/Uploads/Pol%C3%ADtica\\_para\\_la\\_gesti%C3%B3n\\_sostenible\\_del\\_suelo\\_FINAL.pdf](https://www.andi.com.co/Uploads/Pol%C3%ADtica_para_la_gesti%C3%B3n_sostenible_del_suelo_FINAL.pdf)>. Acesso em: 7 fev. 2024.

MOILANEN, A. et al. Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. **Proceedings. Biological Sciences**, v. 272, n. 1575, p. 1885–1891, 22 set. 2005.

MOILANEN, A. et al. **Zonation: spatial conservation planning methods and software: version 4: user manual**. Helsinki: University of Helsinki, 2014.

MOILANEN, A.; KUJALA, H. Software for spatial conservation prioritization. 2008.

MOILANEN, A.; LEATHWICK, J. R.; QUINN, J. M. Spatial prioritization of conservation management. **Conservation Letters**, v. 4, n. 5, p. 383–393, 2011.

MORALES, N. S.; FERNÁNDEZ, I. C.; BACA-GONZÁLEZ, V. MaxEnt's parameter configuration and small samples: are we paying attention to recommendations? A systematic review. **PeerJ**, v. 5, p. e3093, 14 mar. 2017.

MUNÉVAR QUINTERO, C.; RAMÍREZ RÍOS, M. El Sistema Nacional de Áreas Protegidas en Colombia. Desarrollos conceptuales desde la doctrina socio-jurídica y ambiental. **Jurídicas**, v. 18, n. 2, p. 261–280, 1 jul. 2021.

MURILLO-SANDOVAL, P. J. et al. Detecting and Attributing Drivers of Forest Disturbance in the Colombian Andes Using Landsat Time-Series. **Forests**, v. 9, n. 5, p. 269, maio 2018.

NORBERG, A. et al. A comprehensive evaluation of predictive performance of 33 species distribution models at species and community levels. **Ecological Monographs**, v. 89, n. 3, p. e01370, 2019.

NORI, J.; CARRASCO, P.; LEYNAUD, G. Venomous snakes and climate change: Ophidism as a dynamic problem. **Climatic Change**, v. 122, 27 dez. 2013.

PALACIO, G. et al. **Naturaleza en disputa. Ensayos de historia ambiental en Colombia 1850-1995**. [s.l.] Universidad Nacional de Colombia, 2001.

PEDROZA-BANDA, R. et al. Estado del conocimiento de la fauna de anfibios y reptiles del departamento de Casanare, Colombia. **Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales**, v. 38, n. 146, p. 17, 10 jun. 2014.

PHILLIPS, A. A Short History of the International System of Protected Areas Management Categories. 2007.

PIMENTA, M. et al. One size does not fit all: Priority areas for real world problems. **Ecological Modelling**, v. 470, p. 110013, 1 ago. 2022.

PINTO-ERAZO, M. A. et al. Herpetofauna from two municipalities of southwestern Colombia. **Biota colombiana**, v. 21, n. 1, p. 41–57, jun. 2020.

PIRELA-RÍOS, A. et al. Evidencia de la implementación del Acuerdo de Paz en Colombia. fev. 2023.

PNUMA-WCMC. **Perfil de Áreas Protegidas para Colombia de la Base de Datos Mundial sobre Áreas Protegidas**. Disponível em: <<https://www.protectedplanet.net/country/COL>>. Acesso em: 12 abr. 2024.

PROBST, P.; BOULESTEIX, A.-L.; BISCHL, B. Tunability: Importance of Hyperparameters of Machine Learning Algorithms. **2019**, v. 20, p. 1–32, 2019.

**Protected Planet | Colombia.** Disponível em: <<https://www.protectedplanet.net/country/COL>>. Acesso em: 13 dez. 2023.

QIAO, H.; SOBERÓN, J.; PETERSON, A. T. No silver bullets in correlative ecological niche modelling: insights from testing among many potential algorithms for niche estimation. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 6, n. 10, p. 1126–1136, out. 2015.

RAMÍREZ-ALBORES, J. E. et al. Insights for protection of high species richness areas for the conservation of Mesoamerican endemic birds. **Diversity and Distributions**, v. 27, n. 1, p. 18–33, 2021.

RANGEL, CH. J. O. **Colombia diversidad biótica I**. 1. ed. Bogotá D. C., Colombia: [s.n.].

- RANGEL, CH. J. O. La biodiversidad de Colombia: significado y distribución regional. 24 jun. 2015.
- RANGEL, CH. J. O.; ARELLANO, P. H. Clima del Chocó Biogeográfico/Costa pacífica de Colombia. n. 45, 2004.
- RIBEIRO, B. R. et al. *bdc*: A toolkit for standardizing, integrating and cleaning biodiversity data. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 13, n. 7, p. 1421–1428, jul. 2022.
- RODRIGUES, A. S. L. et al. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. **Nature**, v. 428, n. 6983, p. 640–643, 8 abr. 2004a.
- RODRIGUES, A. S. L. et al. Global Gap Analysis: Priority Regions for Expanding the Global Protected-Area Network. **BioScience**, v. 54, n. 12, p. 1092–1100, 1 dez. 2004b.
- RODRÍGUEZ, N.; ARMENTERAS, D.; RETANA, J. Effectiveness of protected areas in the Colombian Andes: deforestation, fire and land-use changes. **Regional Environmental Change**, v. 13, n. 2, p. 423–435, abr. 2013.
- RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, D.; SÁNCHEZ-ESPINOSA, A.; ABDUL MALAK, D. Potential contribution of OECMs to international area-based conservation targets in a biodiversity rich country, Spain. **Journal for Nature Conservation**, v. 62, p. 126019, 1 ago. 2021.
- ROLL, U. et al. The global distribution of tetrapods reveals a need for targeted reptile conservation. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 11, p. 1677–1682, nov. 2017.
- ROSE, M. B. et al. Rarity, geography, and plant exposure to global change in the California Floristic Province. **Global Ecology and Biogeography**, v. 32, n. 2, p. 218–232, fev. 2023.
- RULL, V. Neotropical biodiversity: timing and potential drivers. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 26, n. 10, p. 508–513, 1 out. 2011.
- SALAFSKY, N. et al. A standard lexicon of terms for area-based conservation version 1.0. **Conservation Biology**, v. n/a, n. n/a, p. e14269, 2024.
- SALAS-SALAZAR, L. G. Conflicto armado y configuración territorial: elementos para la consolidación de la paz en Colombia. **Bitácora Urbano Territorial**, v. 26, n. 2, p. 45–57, jul. 2016.
- SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D.; ABELLÁN, P. Using null models to identify under-represented species in protected areas: A case study using European amphibians and reptiles. **Biological Conservation**, v. 184, p. 290–299, 1 abr. 2015.
- SANTAMARÍA, GÓMEZ, M. et al. Otras Medidas Efectivas de Conservación Basadas en Áreas (OMEC): guía para su identificación, fortalecimiento y reporte en Colombia. Resnatur, Instituto Humboldt, Fundación Natura y Proyecto Regional Áreas Protegidas Locales. 2021.
- SANTOS, F. J. M. A revision of the small snakes of the family Anomalepididae (Reptilia: Squamata: Serpentes), using high resolution computerized tomography. 22 mar. 2018.

SANTOS, J. C. et al. Amazonian Amphibian Diversity Is Primarily Derived from Late Miocene Andean Lineages. **PLOS Biology**, v. 7, n. 3, p. e1000056, 10 mar. 2009.

SAURA, S. et al. Protected areas in the world's ecoregions: How well connected are they? **Ecological Indicators**, v. 76, p. 144–158, 1 maio 2017.

SAURA, S. et al. Global trends in protected area connectivity from 2010 to 2018. **Biological Conservation**, v. 238, p. 108183, 1 out. 2019.

SAYRE, R. et al. An assessment of the representation of ecosystems in global protected areas using new maps of World Climate Regions and World Ecosystems. **Global Ecology and Conservation**, v. 21, p. e00860, 1 mar. 2020.

SENADO, R. DE C. <http://www.secretariassenado.gov.co/constitucion-politica>. Disponível em: <<http://www.secretariassenado.gov.co/constitucion-politica>>. Acesso em: 21 fev. 2024.

SHIONO, T.; KUBOTA, Y.; KUSUMOTO, B. Area-based conservation planning in Japan: The importance of OECMs in the post-2020 Global Biodiversity Framework. **Global Ecology and Conservation**, v. 30, p. e01783, 1 out. 2021.

SINAP. **Sinap - Parques Nacionales Naturales de Colombia**. Gubernamental. Disponível em: <<https://test-sinap.parquesnacionales.gov.co/categorias>>. Acesso em: 12 out. 2023.

SOBERÓN, J.; OSORIO-OLVERA, L.; PETERSON, T. Diferencias conceptuales entre modelación de nichos y modelación de áreas de distribución. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 88, n. 2, p. 437–441, jun. 2017.

SØRENSEN, R.; ZINKO, U.; SEIBERT, J. On the calculation of the topographic wetness index: evaluation of different methods based on field observations. **Hydrology and Earth System Sciences**, 2006.

STEIN, A.; GERSTNER, K.; KREFT, H. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. **Ecology Letters**, v. 17, n. 7, p. 866–880, 2014.

STOKLAND, J. N.; HALVORSEN, R.; STØA, B. Species distribution modelling—Effect of design and sample size of pseudo-absence observations. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 11, p. 1800–1809, jun. 2011.

STRUWE, L. et al. Andean Speciation and Vicariance in Neotropical Macrocarpaea (Gentianaceae-Helieae). **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 96, n. 3, p. 450–469, 2009.

SUAREZ-CASTRO, A. F. et al. Vacíos de información espacial sobre la riqueza de mamíferos terrestres continentales de Colombia. **Caldasia**, v. 43, n. 2, p. 247–260, 4 ago. 2021.

SUNNY, A.; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, A.; D'ADDARIO, M. Potential distribution of the endemic imbricate alligator lizard ( *Barisia imbricata imbricata* ) in highlands of central Mexico. **Amphibia-Reptilia**, v. 38, 9 maio 2017.

SY, V. D. et al. Land use patterns and related carbon losses following deforestation in South America. **Environmental Research Letters**, v. 10, n. 12, p. 124004, nov. 2015.

SYFERT, M. M. et al. Using species distribution models to inform IUCN Red List assessments. **Biological Conservation**, v. 177, p. 174–184, 1 set. 2014.

THOMAS, C. D. et al. Protected areas facilitate species' range expansions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 35, p. 14063–14068, 28 ago. 2012.

THUILLER, W. et al. Uncertainty in ensembles of global biodiversity scenarios. **Nature Communications**, v. 10, n. 1, p. 1446, 29 mar. 2019.

TORRES, D. A.; ROJAS, A. E. **Species richness, geographical affinities, and activity patterns of mammals in premontane Andean forests of the Magdalena river basin of Colombia.** bioRxiv, , 26 jul. 2020. Disponível em: <<https://www.biorxiv.org/content/10.1101/2020.07.26.221994v1>>. Acesso em: 26 jan. 2024

TURCHETTO-ZOLET, A. C. et al. Phylogeographical patterns shed light on evolutionary process in South America. **Molecular Ecology**, v. 22, n. 5, p. 1193–1213, 2013.

UETZ, P. et al. **Search results | The Reptile Database.** Disponível em: <[https://reptile-database.reptarium.cz/advanced\\_search?taxon=snake&location=Colombia&submit=Search](https://reptile-database.reptarium.cz/advanced_search?taxon=snake&location=Colombia&submit=Search)>. Acesso em: 2 jun. 2024.

UICN. **Categorías y criterios de la lista roja de la UICN: Versión 3.1.** Second ed. ed. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: [s.n.].

UNEP-WCMC; UICN. **Protected Planet Report 2016.** Cambridge, Reino Unido: [s.n.].

UNIT BIOSAFETY. **2030 Targets (with Guidance Notes).** Disponível em: <<https://www.cbd.int/gbf/targets/>>. Acesso em: 23 jan. 2024.

VALENCIA-ZULETA, A.; JARAMILLO-MARTÍNEZ, A. F.; ECHEVERRY-BOCANEGRA, A. Conservation status of the herpetofauna, protected areas, and current problems in Valle del Cauca, Colombia. **Amphib. Reptile Conserv.**, v. 8, n. 2, 2014.

VARELA, S. et al. Environmental filters reduce the effects of sampling bias and improve predictions of ecological niche models. **Ecography**, p. no-no, jan. 2014.

VÁSQUEZ-RESTREPO, J. D. Clave para las familias y géneros de serpientes en Colombia. 2020.

VELAZCO, S. J. E. et al. A dark scenario for Cerrado plant species: Effects of future climate, land use and protected areas ineffectiveness. **Diversity and Distributions**, v. 25, n. 4, p. 660–673, abr. 2019.

VELAZCO, S. J. E. et al. Overprediction of species distribution models in conservation planning: A still neglected issue with strong effects. **Biological Conservation**, v. 252, p. 108822, 1 dez. 2020.

VELAZCO, S. J. E. et al. On opportunities and threats to conserve the phylogenetic diversity of Neotropical palms. **Diversity and Distributions**, v. 27, n. 3, p. 512–523, mar. 2021.

VELAZCO, S. J. E. et al. Quantifying the role of protected areas for safeguarding the uses of biodiversity. **Biological Conservation**, v. 268, p. 109525, abr. 2022a.

- VELAZCO, S. J. E. et al. FLEXSDM : An R package for supporting a comprehensive and flexible species distribution modelling workflow. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 13, n. 8, p. 1661–1669, ago. 2022b.
- VELAZCO, S. J. E. et al. Transboundary conservation opportunities for Cerrado's plant species. **Biological Conservation**, v. 284, p. 110194, ago. 2023.
- VÉLEZ, D. et al. Distribution of birds in Colombia. **Biodiversity Data Journal**, v. 9, p. e59202, 3 fev. 2021.
- WATSON, J. E. M. et al. The performance and potential of protected areas. **Nature**, v. 515, n. 7525, p. 67–73, nov. 2014.
- WINKLER, K. et al. Global land use changes are four times greater than previously estimated. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, p. 2501, 11 maio 2021.
- XU, W. et al. Strengthening protected areas for biodiversity and ecosystem services in China. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 7, p. 1601–1606, 14 fev. 2017.
- ZALLES, V. et al. Rapid expansion of human impact on natural land in South America since 1985. **Science Advances**, v. 7, n. 14, p. eabg1620, 2 abr. 2021.
- ZHANG, J.; QIAN, H. U.Taxonstand: An R package for standardizing scientific names of plants and animals. **Plant Diversity**, v. 45, n. 1, p. 1–5, jan. 2023.
- ZIZKA, A. et al. Biogeography and conservation status of the pineapple family (Bromeliaceae). **Diversity and Distributions**, v. 26, n. 2, p. 183–195, fev. 2020.

## ANEXOS

### Tablas

**Tabla S1.** Categorías de las áreas protegidas de Colombia (reporte actualizado a octubre del 2023) (SINAP, 2023).

<b>Categoría SINAP</b>	<b>Categoría IUCN</b>	<b>N° de áreas SINAP</b>	<b>Jurisdicción</b>	<b>Administración</b>	
<b>Área Natural Única</b>	III Monumento natural	1	Áreas Protegidas Nacionales	Áreas protegidas administradas por Parques Nacionales Naturales de Colombia (SPNN)	
<b>Distritos Nacionales de Manejo Integrado</b>	VI Área protegida con uso sostenible de los recursos naturales	5	Áreas Protegidas Nacionales		
<b>Parque Nacional Natural</b>	II Parque nacional	43	Áreas Protegidas Nacionales		
<b>Reserva Natural</b>	Ia Reserva Natural estricta	3	Áreas Protegidas Nacionales		
<b>Reservas Forestales Protectoras Nacionales</b>	VI Área protegida con uso sostenible de los recursos naturales	56	Áreas Protegidas Nacionales		
<b>Santuarios de Fauna</b>	Ib Área Silvestre	1	Áreas Protegidas Nacionales		
<b>Santuarios de Fauna y Flora</b>	Ib Área Silvestre	9	Áreas Protegidas Nacionales		
<b>Santuario de Flora</b>	Ib Área Silvestre	2	Áreas Protegidas Nacionales		
<b>Vía Parque</b>	II Parque nacional	1	Áreas Protegidas Nacionales		
<b>Áreas de Recreación</b>	V Paisaje terrestre/marino protegido	11	Áreas Protegidas Regionales		Áreas protegidas administradas por Autoridades Ambientales Regionales
<b>Distritos de Conservación de Suelos</b>	VI Área protegida con uso sostenible de los recursos naturales	20	Áreas Protegidas Regionales		
<b>Distritos Regionales de Manejo Integrado</b>	VI Área protegida con uso sostenible de los recursos naturales	122	Áreas Protegidas Regionales		
<b>Parques Naturales Regionales</b>	II Parque nacional	60	Áreas Protegidas Regionales		
<b>Reservas Forestales Protectoras Regionales</b>	VI Área protegida con uso sostenible de los recursos naturales	98	Áreas Protegidas Regionales		
<b>Reserva Natural de la Sociedad Civil</b>	VI Área protegida con uso sostenible de los recursos naturales	1220	Áreas Protegidas Locales	Áreas protegidas de administración privada	

**Tabla S2.** Clases de uso del suelo de MapBiomias y su categorización como hábitat o no de serpientes utilizados para calcular el mapa de hábitat remanente.

Valores	Uso del Suelo	Hábitat remanente
1	Bosque	1
2	Manglar	1
3	Bosque inundable	1
4	Vegetación leñosa sobre arena	1
5	Formación natural no forestal inundable	1
6	Formación herbácea	1
7	Planicie de marea hipersalina	1
8	Afloramiento rocoso	1
9	Vegetación herbácea sobre arena	1
10	Otra formación natural no forestal	1
11	Silvicultura	0
12	Palma aceitera	0
13	Mosaico de agricultura y/o pasto	0
14	Playas, dunas y banco de arena	1
15	Infraestructura urbana	0
16	Minería	0
17	Otras áreas sin vegetación	0
18	Río, lago u océano	NA
19	Acuicultura	NA
20	Glaciar	0
21	No observado	NA

**Tabla S3.** Bases de datos utilizadas como fuentes de registros de serpientes de Colombia.

Nombre	Fuente
Global Biodiversity Information Facility (GBIF)	<a href="https://www.gbif.org">https://www.gbif.org</a> , (DOI: <a href="https://doi.org/10.15468/dl.vcbvwm">https://doi.org/10.15468/dl.vcbvwm</a> )
iNaturalist	<a href="https://www.inaturalist.org/">https://www.inaturalist.org/</a>
Integrated Digitized Biocollections (iDigBio)	<a href="https://www.idigbio.org/">https://www.idigbio.org/</a>
SpeciesLink	<a href="https://specieslink.net/">https://specieslink.net/</a>
VertNet	<a href="http://www.vertnet.org/resources/datatoolscode.html">http://www.vertnet.org/resources/datatoolscode.html</a>

**Tabla S4.** Número de registros por especie y tipo de variables utilizadas para el ajuste de los modelos de distribución de especies.

Nombre científico	N de registros	Climática	Edáfica	Hidrológica	Altitud
<i>Bothrops asper</i>	2883	1			1
<i>Imantodes cenchoa</i>	2272	1			1
<i>Leptodeira annulata</i>	2060	1			1
<i>Crotalus durissus</i>	1773	1			1
<i>Spilotes pullatus</i>	1764	1			1
<i>Boa imperator</i>	1746	1			1
<i>Leptophis ahaetulla</i>	1598	1			1
<i>Drymobius margaritiferus</i>	1591	1			1
<i>Oxybelis aeneus</i>	1480	1			1
<i>Bothriechis schlegelii</i>	1405	1			1
<i>Boa constrictor</i>	1317	1			1
<i>Masticophis mentovarius</i>	1312	1			1
<i>Atractus crassicaudatus</i>	1309	1	1		1
<i>Oxyrhopus petolarius</i>	1223	1			1

Nombre científico	N de registros	Climática	Edáfica	Hidrológica	Altitud
<i>Bothrops atrox</i>	1179	1			1
<i>Sibon nebulatus</i>	1027	1			1
<i>Drymarchon melanurus</i>	997	1			1
<i>Philodryas olfersii</i>	815	1			1
<i>Imantodes gemmistratus</i>	689	1			1
<i>Tantilla melanocephala</i>	598	1			1
<i>Epicrates cenchria</i>	594	1			1
<i>Helicops angulatus</i>	586	1		1	1
<i>Oxybelis fulgidus</i>	571	1			1
<i>Coniophanes fissidens</i>	565	1			1
<i>Erythrolamprus aesculapii</i>	558	1			1
<i>Corallus hortulana</i>	552	1			1
<i>Mastigodryas pleii</i>	534	1			1
<i>Mastigodryas boddaerti</i>	521	1			1
<i>Clelia clelia</i>	517	1			1
<i>Drymarchon corais</i>	516	1			1
<i>Xenodon rabdocephalus</i>	501	1			1
<i>Micrurus nigrocinctus</i>	496	1			1
<i>Eunectes murinus</i>	471	1		1	1
<i>Liotyphlops albirostris</i>	469	1			1
<i>Micrurus lemniscatus</i>	457	1			1
<i>Leptodeira ornata</i>	449	1			1
<i>Erythrolamprus miliaris</i>	434	1			1
<i>Chironius exoletus</i>	417	1			1
<i>Porthidium nasutum</i>	409	1			1
<i>Pseudoboa neuwiedii</i>	409	1			1
<i>Micrurus mipartitus</i>	406	1			1
<i>Chironius fuscus</i>	386	1			1
<i>Rhadinaea decorata</i>	383	1			1
<i>Conopsis lineatus</i>	380	1			1
<i>Dipsas catesbyi</i>	374	1			1
<i>Stenorrhina degenhardtii</i>	358	1			1
<i>Corallus ruschenbergerii</i>	352	1			1
<i>Chironius carinatus</i>	342	1			1
<i>Erythrolamprus reginae</i>	317	1			1
<i>Erythrolamprus bizona</i>	304	1			1
<i>Micrurus dumerilii</i>	304	1			1
<i>Erythrolamprus melanotus</i>	302	1			1
<i>Porthidium lansbergii</i>	284	1			1
<i>Scaphiodontophis annulatus</i>	278	1			1
<i>Erythrolamprus epinephalus</i>	277	1			1
<i>Anilius scytale</i>	274	1	1		1
<i>Ninia atrata</i>	269	1			1
<i>Dendrophidion percarinatum</i>	254	1			1
<i>Dipsas indica</i>	246	1			1
<i>Palusophis bifossatus</i>	238	1			1
<i>Oxybelis brevirostris</i>	236	1			1
<i>Epicrates maurus</i>	231	1			1
<i>Lachesis muta</i>	230	1			1
<i>Siphlophis compressus</i>	230	1			1
<i>Oxyrhopus melanogenys</i>	224	1			1
<i>Helicops leopardinus</i>	222	1		1	1
<i>Enulus flavitorques</i>	218	1			1
<i>Lygophis lineatus</i>	207	1			1
<i>Chironius quadricarinatus</i>	195	1			1
<i>Chironius monticola</i>	190	1			1
<i>Drymoluber dichrous</i>	190	1			1

Nombre científico	N de registros	Climática	Edáfica	Hidrológica	Altitud
<i>Chironius grandisquamis</i>	188	1			1
<i>Erythrolamprus typhlus</i>	183	1			1
<i>Lampropeltis micropholis</i>	180	1			1
<i>Amerotyphlops brongersmianus</i>	168	1	1		1
<i>Atractus elaps</i>	168	1			1
<i>Xenodon severus</i>	163	1			1
<i>Leptodeira ashmeadii</i>	160	1			1
<i>Helicops danieli</i>	156	1		1	1
<i>Chironius scurrulus</i>	155	1			1
<i>Taeniophallus occipitalis</i>	149	1			1
<i>Phimophis guianensis</i>	143	1			1
<i>Pliocercus euryzonus</i>	142	1			1
<i>Micrurus surinamensis</i>	137	1		1	1
<i>Trilepida macrolepis</i>	130	1	1		1
<i>Amerotyphlops reticulatus</i>	128	1	1		1
<i>Erythrolamprus ingeri</i>	126	1			1
<i>Imantodes inornatus</i>	120	1			1
<i>Chironius multiventris</i>	118	1			1
<i>Spilotes sulphureus</i>	115	1			1
<i>Thamnodynastes paraguanae</i>	113	1			1
<i>Rhinobothryum bovallii</i>	112	1			1
<i>Chironius spixii</i>	110	1			1
<i>Erythrolamprus mimus</i>	107	1			1
<i>Dendrophidion bivittatus</i>	104	1			1
<i>Epictia goudotii</i>	104	1	1		1
<i>Siphlophis cervinus</i>	104	1			1
<i>Xenopholis scalaris</i>	103	1			1
<i>Imantodes lentiferus</i>	102	1			1
<i>Thamnodynastes pallidus</i>	102	1			1
<i>Drepanoides anomalus</i>	101	1			1
<i>Bothrops bilineatus</i>	99	1			1
<i>Clelia scytalina</i>	99	1			1
<i>Atractus major</i>	96	1	1		1
<i>Pseudoboa coronata</i>	95	1	1		1
<i>Xenoxybelis argenteus</i>	95	1			1
<i>Clelia equatoriana</i>	94	1			1
<i>Leptophis depressirostris</i>	92	1			1
<i>Drymobius rhombifer</i>	91	1			1
<i>Enuliophis sclateri</i>	89	1			1
<i>Dendrophidion dendrophis</i>	87	1			1
<i>Oxybelis vittatus</i>	87	1			1
<i>Bothrocophias microphthalmus</i>	84	1			1
<i>Bothrops taeniatus</i>	84	1			1
<i>Corallus annulatus</i>	82	1			1
<i>Phrynonax shropshirei</i>	81	1			1
<i>Micrurus spixii</i>	79	1			1
<i>Atractus fuliginosus</i>	75	1			1
<i>Dipsas sanctijoannis</i>	71	1			1
<i>Thamnodynastes gambotensis</i>	69	1			1
<i>Helicops pastazae</i>	68	1		1	1
<i>Micrurus hemprichii</i>	67	1			1
<i>Micrurus dissoleucus</i>	65	1			1
<i>Mastigodryas danieli</i>	64	1			1
<i>Chironius flavopictus</i>	63	1			1
<i>Bothrocophias hyoprora</i>	61	1			1
<i>Bothrops brazili</i>	61	1			1
<i>Corallus batesii</i>	61	1			1

Nombre científico	N de registros	Climática	Edáfica	Hidrológica	Altitud
<i>Oxyrhopus formosus</i>	61	1			1
<i>Hydrops triangularis</i>	59	1		1	1
<i>Sibon annulatus</i>	59	1			1
<i>Trachyboa boulengeri</i>	58	1	1	1	1
<i>Pseudoeryx plicatilis</i>	57	1			1
<i>Dendrophidion clarkii</i>	56	1			1
<i>Nothopsis rugosus</i>	55	1			1
<i>Tantilla semicincta</i>	53	1	1		1
<i>Urotheca lateristriga</i>	51	1	1		1
<i>Atractus lehmanni</i>	49	1	1		1
<i>Chlorosoma viridissimum</i>	48	1			1
<i>Mastigodryas pulchriceps</i>	48	1			1
<i>Rhinobothryum lentiginosum</i>	48	1			1
<i>Hydrodynastes bicinctus</i>	47	1		1	1
<i>Micrurus narduccii</i>	47	1			1
<i>Oxyrhopus occipitalis</i>	47	1			1
<i>Taeniophallus brevirostris</i>	47	1			1
<i>Atractus lasallei</i>	46	1	1		1
<i>Helicops polylepis</i>	45	1		1	1
<i>Urotheca fulviceps</i>	45	1			1
<i>Bothrops punctatus</i>	44	1			1
<i>Mastigodryas alternatus</i>	43	1			1
<i>Micrurus ancoralis</i>	43	1	1		1
<i>Oxyrhopus vanidicus</i>	42	1			1
<i>Atractus occipitoalbus</i>	41	1	1		1
<i>Dipsas pavonina</i>	40	1			1
<i>Dipsas gracilis</i>	39	1			1
<i>Lachesis acrochorda</i>	37	1			1
<i>Micrurus ornatissimus</i>	37	1	1		1
<i>Ninia hudsoni</i>	34	1			1
<i>Atractus collaris</i>	31	1	1		1
<i>Atractus latifrons</i>	30	1	1		1
<i>Erythrolamprus pseudocorallus</i>	30	1			1
<i>Erythrolamprus taeniogaster</i>	30	1			1
<i>Micrurus langsdorffi</i>	30	1			1
<i>Atractus sanctaemartae</i>	28	1	1		1
<i>Trilepida joshuai</i>	28	1	1		1
<i>Bothrops venezuelensis</i>	27	1			1
<i>Micrurus multifasciatus</i>	27	1			1
<i>Thamnodynastes strigatus</i>	27	1			1
<i>Ungaliophis panamensis</i>	27	1			1
<i>Tantilla reticulata</i>	26	1	1		1
<i>Epictia magnamaculata</i>	24	1	1		1
<i>Micrurus filiformis</i>	24	1			1
<i>Micrurus obscurus</i>	24	1			1
<i>Oxyrhopus leucomelas</i>	24	1			1
<i>Atractus weneri</i>	23	1	1		1
<i>Dipsas pratti</i>	23	1			1
<i>Urotheca decipiens</i>	23	1			1
<i>Atractus trivittatus</i>	22	1	1		1
<i>Erythrolamprus breviceps</i>	22	1			1
<i>Hydrops martii</i>	22	1		1	1
<i>Tantilla supracincta</i>	22	1	1		1
<i>Atractus snethlageae</i>	21	1	1		1
<i>Atractus wagleri</i>	21	1	1		1
<i>Dipsas vermiculata</i>	21	1			1
<i>Tantilla alticola</i>	20	1	1		1

Nombre científico	N de registros	Climática	Edáfica	Hidrológica	Altitud
<i>Atractus manizalesensis</i>	19	1	1		1
<i>Atractus torquatus</i>	19	1	1		1
<i>Bothrocophias campbelli</i>	19	1			1
<i>Diaphorolepis wagneri</i>	19	1			1
<i>Micrurus sangilensis</i>	19	1			1
<i>Saphenophis boursieri</i>	19	1			1
<i>Atractus clarki</i>	18	1	1		1
<i>Atractus iridescens</i>	18	1	1		1
<i>Leptophis riveti</i>	18	1			1
<i>Atractus biseriatus</i>	17	1	1		1
<i>Helicops hagmanni</i>	17	1		1	1
<i>Liotyphlops bondensis</i>	16	1			1
<i>Synophis lasallei</i>	16	1			1
<i>Anomalepis colombia</i>	15	1		1	1
<i>Leptophis cupreus</i>	15	1			1
<i>Scaphiodontophis venustissimus</i>	15	1			1
<i>Corallus blombergi</i>	14	1			1
<i>Liotyphlops anops</i>	14	1			1
<i>Dipsas temporalis</i>	13	1			1
<i>Leptodeira septentrionalis</i>	13	1			1
<i>Micrurus isozonus</i>	13	1			1
<i>Micrurus medemi</i>	13	1			1
<i>Synophis bicolor</i>	13	1			1
<i>Bothrocophias myersi</i>	12	1			1
<i>Bothrops ammodytoides</i>	12	1			1
<i>Bothrops pulcher</i>	12	1			1
<i>Erythrolamprus pygmaeus</i>	12	1			1
<i>Thamnodynastes dixonii</i>	12	1			1
<i>Atractus marthae</i>	11	1	1		1
<i>Atractus pamplonensis</i>	11	1	1		1
<i>Erythrolamprus taeniurus</i>	11	1			1
<i>Helicops scalaris</i>	11	1		1	1
<i>Lampropeltis triangulum</i>	11	1			1
<i>Micrurus camilae</i>	11	1			1
<i>Ninia teresitae</i>	11	1			1
<i>Atractus loveridgei</i>	10	1	1		1
<i>Atractus titanicus</i>	10	1	1		1
<i>Imantodes chocoensis</i>	10	1			1
<i>Atractus chthonius</i>	9	1	1		1
<i>Drymarchon caudomaculatus</i>	9	1			1
<i>Geophis betaniensis</i>	9	1			1
<i>Geophis nigroalbus</i>	9	1			1
<i>Plesiodipsas perijanensis</i>	9	1			1
<i>Atractus sanguineus</i>	8	1	1		1
<i>Dipsas peruana</i>	8	1			1
<i>Atractus multicinctus</i>	7	1	1		1
<i>Atractus obesus</i>	7	1	1		1
<i>Atractus paisa</i>	7	1	1		1
<i>Erythrolamprus vitti</i>	7	1			1
<i>Synophis niceforomariae</i>	7	1			1
<i>Atractus atratus</i>	6	1	1		1
<i>Atractus melas</i>	6	1	1		1
<i>Atractus nicefori</i>	6	1	1		1
<i>Micrurus clarki</i>	6	1			1
<i>Micrurus multiscutatus</i>	6	1			1
<i>Dipsas ellipsifera</i>	5	1			1
<i>Tretanorhinus mocquardi</i>	5	1			1

<b>Nombre científico</b>	<b>N de registros</b>	<b>Climática</b>	<b>Edáfica</b>	<b>Hidrológica</b>	<b>Altitud</b>
<i>Atractus obtusirostris</i>	5	1	1		1
<i>Atractus orcesi</i>	4	1	1		1
<i>Atractus poeppigi</i>	4	1	1		1
<i>Atractus typhon</i>	4	1	1		1
<i>Atractus zidoki</i>	4	1	1		1
<i>Dendrophidion boshelli</i>	4	1			1
<i>Micrurus remotus</i>	4	1			1
<i>Saphenophis sneiderni</i>	4	1			1
<i>Anomalepis mexicanus</i>	3	1	1		1
<i>Atractus punctiventris</i>	3	1	1		1
<i>Clelia plumbea</i>	3	1			1
<i>Dendrophidion prolixum</i>	3	1			1
<i>Imantodes guane</i>	3	1			1
<i>Liotyphlops argaleus</i>	3	1			1
<i>Saphenophis antioquiensis</i>	3	1			1
<i>Sibon ayerbeorum</i>	3	1			1
<i>Atractus heliobelluomini</i>	1	1	1		1
<i>Atractus melanogaster</i>	1	1	1		1
<i>Atractus meridensis</i>	1	1	1		1
<i>Atractus oculotemporalis</i>	1	1	1		1
<i>Atractus schach</i>	1	1	1		1
<i>Bothrops cotiara</i>	1	1			1
<i>Cerrophidion godmani</i>	1	1			1
<i>Dendrophidion nuchale</i>	1	1			1
<i>Dipsas oneilli</i>	1	1			1
<i>Dipsas viguieri</i>	1	1			1
<i>Epictia vindumi</i>	1	1			1
<i>Erythrolamprus pyburni</i>	1	1			1
<i>Micrurus nattereri</i>	1	1			1
<i>Micrurus putumayensis</i>	1	1			1
<i>Micrurus tikuna</i>	1	1			1
<i>Philodryas patagoniensis</i>	1	1			1
<i>Saphenophis tristriatus</i>	1	1			1
<i>Tretanorhinus taeniatus</i>	1	1			1
<i>Trilepida dugandi</i>	1	1			1

**Tabla S5.** Valores de los parámetros e hiperparámetros utilizados para cada algoritmo y el número de combinaciones. En la columna de valores de hiperparámetros están los nombres de los hiperparámetros y los códigos de R utilizados para la creación de la secuencia de valores.

Algoritmo	Valores de hiperparámetros	Número de combinaciones	Otros parámetros
BRT	n.trees = seq(10, 200, by=20) shrinkage = seq(0.1, 1.5, by=0.2) n.minobsinnode= seq(1,5 by=1)	400	Familia de distribución Binomial
MaxEnt	Regmult =seq(0.1, 5, by=0.2) Classes= c("l", "lq", "lqh", "lqhp", "lqhpt") Lineal (l), cuadrática (q), bisagra (h), producto (p) y umbral (t).	125	
ANN	size= (2:8) decay = c(seq(0.01, 1, by=0.05))	175	
RF	mtry = seq (1, 8, 1))	8	
SVM	C= seq(2, 60, 5), Sigma= c(seq(0.001, 0.2, 0.002))	1200	
GAM			K=-1 Familia de distribución Binomial
GLM			Polinomios de segundo orden. Familia de distribución Binomial

**Tabla S6.** Descripción de los hiperparámetros para los algoritmos en los ESM.

Algoritmo	Valores de hiperparámetros
BRT	n_trees = 100 n_minobsinnode = nrow(data)*0.5/4 shrinkage = 0.1
MaxEnt	Classes = Default Regmult = 2.5
ANN	Size = 2 Decay = 0
RF	Mtry = seq (1, 8, 1))
GAM	K= -3
GLM	Poly = 2 Polinomios de segundo orden.

**Tabla S7.** Coeficiente de varianza acumulado para los componentes principales que explican hasta el 95% de la varianza.

PC	Coeficiente de varianza
1	0.622
2	0.930
3	0.990

**Tabla S8.** Clasificación de cada especie dentro de las categorías del análisis GAP con AP y AP+OMEC.

<b>Especies</b>	<b>AP</b>	<b>AP+OMEC</b>
<i>Amerotyphlops minuisquamus</i>	No protected	No protected
<i>Amerotyphlops reticulatus</i>	Protected	No protected
<i>Anomalepis colombia</i>	Gap	Partial gap
<i>Atractus atratus</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Atractus biseriatus</i>	No protected	No protected
<i>Atractus boulengerii</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Atractus chthonius</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Atractus clarki</i>	Gap	No protected
<i>Atractus collaris</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Atractus crassicaudatus</i>	Gap	Gap
<i>Atractus elaps</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Atractus fuliginosus</i>	Gap	No protected
<i>Atractus iridescens</i>	Gap	Partial gap
<i>Atractus lasallei</i>	Gap	Gap
<i>Atractus latifrons</i>	Protected	Partial gap
<i>Atractus lehmanni</i>	Gap	Partial gap
<i>Atractus loveridgei</i>	Gap	Partial gap
<i>Atractus lucilae</i>	Gap	Partial gap
<i>Atractus major</i>	Gap	Partial gap
<i>Atractus manizalesensis</i>	Gap	Gap
<i>Atractus marthae</i>	Gap	Gap
<i>Atractus melas</i>	Gap	Partial gap
<i>Atractus nicefori</i>	Gap	Gap
<i>Atractus obesus</i>	Gap	Partial gap
<i>Atractus obtusirostris</i>	Gap	Gap
<i>Atractus occipitoalbus</i>	Gap	Partial gap
<i>Atractus orcesi</i>	No protected	Partial gap
<i>Atractus paisa</i>	Partial gap	Gap
<i>Atractus pamplonensis</i>	Gap	Partial gap
<i>Atractus poeppigi</i>	No protected	No protected
<i>Atractus punctiventris</i>	Gap	Gap
<i>Atractus sanctaemartae</i>	Partial gap	No protected
<i>Atractus sanguineus</i>	Gap	Partial gap
<i>Atractus snethlageae</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Atractus titanicus</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Atractus torquatus</i>	Protected	Gap
<i>Atractus trivittatus</i>	Partial gap	Gap
<i>Atractus turikensis</i>	Gap	Partial gap
<i>Atractus typhon</i>	Gap	Gap
<i>Atractus variegatus</i>	No protected	Partial gap
<i>Atractus vertebrolineatus</i>	No protected	Partial gap
<i>Atractus wagleri</i>	Gap	Partial gap
<i>Atractus weneri</i>	Gap	Gap
<i>Boa constrictor</i>	Protected	Partial gap
<i>Boa imperator</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Bothriechis schlegelii</i>	Partial gap	Gap
<i>Bothrocophias colombianus</i>	Gap	Partial gap
<i>Bothrocophias hyoprora</i>	Gap	Partial gap
<i>Bothrocophias microphthalmus</i>	Partial gap	Gap

<b>Especies</b>	<b>AP</b>	<b>AP+OMECA</b>
<i>Bothrocophias myersi</i>	Gap	Partial gap
<i>Bothrops asper</i>	Protected	Partial gap
<i>Bothrops atrox</i>	Protected	Partial gap
<i>Bothrops bilineatus</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Bothrops brazili</i>	Protected	Partial gap
<i>Bothrops pulcher</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Bothrops punctatus</i>	Gap	Partial gap
<i>Bothrops taeniatus</i>	Protected	Partial gap
<i>Bothrops venezuelensis</i>	Gap	Partial gap
<i>Chironius carinatus</i>	Protected	Partial gap
<i>Chironius exoletus</i>	Protected	Partial gap
<i>Chironius flavopictus</i>	Gap	Partial gap
<i>Chironius fuscus</i>	Protected	Partial gap
<i>Chironius grandisquamis</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Chironius monticola</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Chironius multiventris</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Chironius scurrulus</i>	Protected	Partial gap
<i>Chironius spixii</i>	Protected	Partial gap
<i>Clelia clelia</i>	Protected	Partial gap
<i>Clelia equatoriana</i>	Gap	Partial gap
<i>Coniophanes fissidens</i>	Gap	Gap
<i>Corallus annulatus</i>	Gap	Partial gap
<i>Corallus batesii</i>	Protected	Partial gap
<i>Corallus blombergi</i>	No protected	Partial gap
<i>Corallus ruschenbergerii</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Dendrophidion bivittatus</i>	Gap	Partial gap
<i>Dendrophidion boshelli</i>	No protected	Partial gap
<i>Dendrophidion clarkii</i>	Gap	Partial gap
<i>Dendrophidion dendrophis</i>	Protected	Partial gap
<i>Dendrophidion percarinatum</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Dendrophidion prolixum</i>	Gap	Partial gap
<i>Diaphorolepis wagneri</i>	Gap	Partial gap
<i>Dipsas catesbyi</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Dipsas ellipsifera</i>	No protected	Gap
<i>Dipsas gracilis</i>	Gap	Gap
<i>Dipsas indica</i>	Protected	Partial gap
<i>Dipsas latifrontalis</i>	No protected	Partial gap
<i>Dipsas pavonina</i>	Protected	Partial gap
<i>Dipsas peruana</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Dipsas pratti</i>	Gap	Partial gap
<i>Dipsas sanctiyoannis</i>	Gap	Partial gap
<i>Dipsas temporalis</i>	Gap	Partial gap
<i>Dipsas vermiculata</i>	Gap	Partial gap
<i>Drepanoides anomalus</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Drymarchon caudomaculatus</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Drymarchon melanurus</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Drymobius margaritiferus</i>	Gap	Partial gap
<i>Drymobius rhombifer</i>	Protected	Partial gap
<i>Drymoluber dichrous</i>	Protected	Partial gap
<i>Enuliophis sclateri</i>	Partial gap	Gap
<i>Epicrates cenchria</i>	Protected	Partial gap
<i>Epictia goudotii</i>	Partial gap	Partial gap

<b>Especies</b>	<b>AP</b>	<b>AP+OMEC</b>
<i>Epictia signata</i>	Gap	Partial gap
<i>Erythrolamprus aesculapii</i>	Protected	Partial gap
<i>Erythrolamprus bizona</i>	Protected	Partial gap
<i>Erythrolamprus breviceps</i>	Protected	Gap
<i>Erythrolamprus epinephalus</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Erythrolamprus ingeri</i>	Protected	Partial gap
<i>Erythrolamprus melanotus</i>	Partial gap	Gap
<i>Erythrolamprus miliaris</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Erythrolamprus mimus</i>	Protected	Partial gap
<i>Erythrolamprus pseudocorallus</i>	Gap	Partial gap
<i>Erythrolamprus pygmaeus</i>	Gap	Gap
<i>Erythrolamprus reginae</i>	Protected	Partial gap
<i>Erythrolamprus taeniogaster</i>	Gap	Partial gap
<i>Erythrolamprus taeniurus</i>	Gap	Partial gap
<i>Erythrolamprus vitti</i>	Gap	Partial gap
<i>Geophis betaniensis</i>	Gap	Partial gap
<i>Geophis nigroalbus</i>	Gap	Partial gap
<i>Helicops angulatus</i>	Protected	Partial gap
<i>Helicops danieli</i>	Protected	Partial gap
<i>Helicops hagmanni</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Helicops leopardinus</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Helicops pastazae</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Helicops polylepis</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Helicops scalaris</i>	Gap	Partial gap
<i>Helminthophis praeocularis</i>	Gap	Partial gap
<i>Hydrops martii</i>	Gap	Partial gap
<i>Hydrops triangularis</i>	Protected	Partial gap
<i>Imantodes cenchoa</i>	Protected	Partial gap
<i>Imantodes chochoensis</i>	Gap	Partial gap
<i>Imantodes guane</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Imantodes inornatus</i>	Gap	Partial gap
<i>Imantodes lentiferus</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Lachesis acrochorda</i>	Gap	Partial gap
<i>Lachesis muta</i>	Protected	Partial gap
<i>Lampropeltis micropholis</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Lampropeltis triangulum</i>	Gap	Partial gap
<i>Leptodeira annulata</i>	Protected	Partial gap
<i>Leptodeira ashmeadii</i>	Gap	Partial gap
<i>Leptodeira ornata</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Leptodeira septentrionalis</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Leptophis ahaetulla</i>	Protected	Partial gap
<i>Leptophis cupreus</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Leptophis depressirostris</i>	Gap	Partial gap
<i>Leptophis riveti</i>	Gap	Partial gap
<i>Liotyphlops albirostris</i>	Protected	Partial gap
<i>Liotyphlops anops</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Liotyphlops argaleus</i>	Gap	Partial gap
<i>Liotyphlops bondensis</i>	Gap	Partial gap
<i>Lygophis lineatus</i>	Protected	Partial gap
<i>Masticophis mentovarius</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Mastigodryas alternatus</i>	No protected	Partial gap
<i>Mastigodryas boddaerti</i>	Protected	Partial gap

<b>Especies</b>	<b>AP</b>	<b>AP+OMEC</b>
<i>Mastigodryas danieli</i>	Gap	Partial gap
<i>Mastigodryas pleii</i>	Partial gap	Partial gap
<i>Mastigodryas pulchriceps</i>	Gap	Partial gap
<i>Micrurus ancoralis</i>	Gap	Protected
<i>Micrurus camilae</i>	Gap	Protected
<i>Micrurus clarki</i>	No protected	Partial gap
<i>Micrurus dissoleucus</i>	Partial gap	Protected
<i>Micrurus dumerilii</i>	Protected	Protected
<i>Micrurus filiformis</i>	Protected	Partial gap
<i>Micrurus hemprichii</i>	Protected	Protected
<i>Micrurus isozonus</i>	Partial gap	Protected
<i>Micrurus langsdorffi</i>	Partial gap	Protected
<i>Micrurus medemi</i>	Gap	Protected
<i>Micrurus mipartitus</i>	Protected	Protected
<i>Micrurus multifasciatus</i>	Gap	Protected
<i>Micrurus multiscutatus</i>	Gap	Protected
<i>Micrurus narduccii</i>	Gap	Protected
<i>Micrurus nigrocinctus</i>	Partial gap	Protected
<i>Micrurus obscurus</i>	Gap	Protected
<i>Micrurus ornatissimus</i>	Gap	Protected
<i>Micrurus remotus</i>	Gap	Protected
<i>Micrurus sangilensis</i>	Gap	Protected
<i>Micrurus spixii</i>	Protected	Protected
<i>Micrurus spurrelli</i>	No protected	Protected
<i>Ninia atrata</i>	Protected	Protected
<i>Ninia hudsoni</i>	Partial gap	Protected
<i>Ninia teresitae</i>	Gap	Protected
<i>Nothopsis rugosus</i>	Gap	Protected
<i>Oxybelis aeneus</i>	Protected	Protected
<i>Oxybelis brevirostris</i>	Gap	Protected
<i>Oxybelis fulgidus</i>	Protected	Protected
<i>Oxybelis vittatus</i>	Partial gap	Protected
<i>Oxyrhopus formosus</i>	Protected	Protected
<i>Oxyrhopus leucomelas</i>	Partial gap	Protected
<i>Oxyrhopus melanogenys</i>	Protected	Protected
<i>Oxyrhopus occipitalis</i>	Protected	Protected
<i>Oxyrhopus petolarius</i>	Protected	Protected
<i>Oxyrhopus vanidicus</i>	Protected	Protected
<i>Palusophis bifossatus</i>	Protected	Protected
<i>Phimophis guianensis</i>	Gap	Protected
<i>Phrynonax shropshirei</i>	Gap	Protected
<i>Plesiodipsas perijanensis</i>	Partial gap	Protected
<i>Pliocercus euryzonus</i>	Partial gap	Protected
<i>Porthidium lansbergii</i>	Partial gap	Protected
<i>Porthidium nasutum</i>	Partial gap	Protected
<i>Pseudoboa neuwiedii</i>	Protected	Protected
<i>Pseudoeryx plicatilis</i>	Protected	Protected
<i>Rhadinaea decorata</i>	Gap	Protected
<i>Rhinobothryum bovallii</i>	Partial gap	Protected
<i>Rhinobothryum lentiginosum</i>	Partial gap	Protected
<i>Saphenophis antioquiensis</i>	Partial gap	Protected
<i>Saphenophis boursieri</i>	Protected	Protected

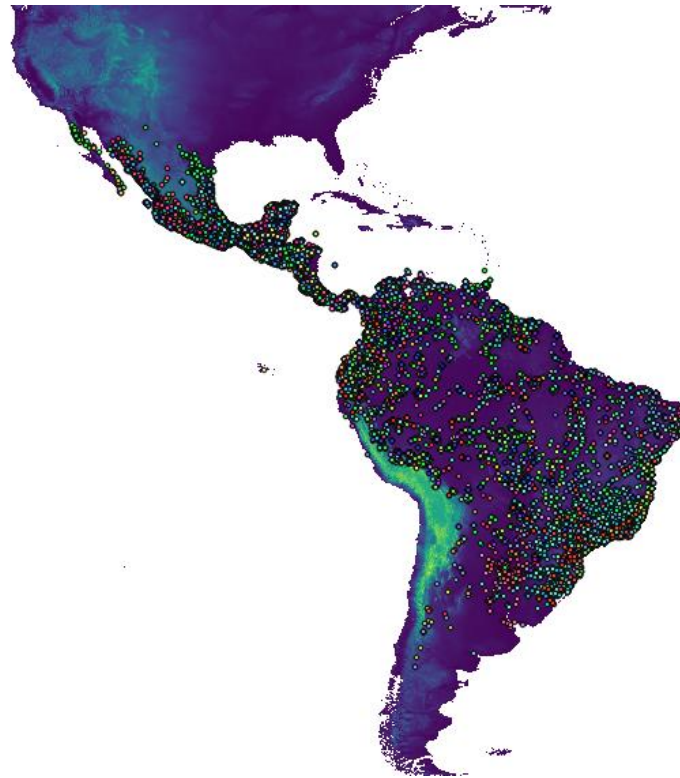
<b>Especies</b>	<b>AP</b>	<b>AP+OMEC</b>
<i>Saphenophis sneiderni</i>	Gap	Protected
<i>Scaphiodontophis annulatus</i>	Gap	Protected
<i>Scaphiodontophis venustissimus</i>	Gap	Protected
<i>Sibon annulatus</i>	Gap	Protected
<i>Sibon ayerbeorum</i>	Partial gap	Protected
<i>Sibon nebulatus</i>	Protected	Protected
<i>Siphlophis cervinus</i>	Protected	Protected
<i>Siphlophis compressus</i>	Protected	Protected
<i>Spilotes pullatus</i>	Protected	Protected
<i>Spilotes sulphureus</i>	Protected	Protected
<i>Stenorrhina degenhardtii</i>	Protected	Protected
<i>Synophis bicolor</i>	Gap	Protected
<i>Synophis lasallei</i>	Partial gap	Protected
<i>Synophis niceforomariae</i>	Gap	Protected
<i>Taeniophallus brevirostris</i>	Protected	Protected
<i>Tantilla alticola</i>	Gap	Protected
<i>Tantilla melanocephala</i>	Protected	Protected
<i>Tantilla reticulata</i>	Gap	Protected
<i>Tantilla semicineta</i>	Partial gap	Protected
<i>Tantilla supracincta</i>	Gap	Protected
<i>Thamnodynastes dixonii</i>	Gap	Protected
<i>Thamnodynastes gambotensis</i>	Gap	Protected
<i>Thamnodynastes paraguanae</i>	Partial gap	Protected
<i>Trachyboa boulengeri</i>	Gap	Protected
<i>Tretanorhinus mocquardi</i>	No protected	Protected
<i>Trilepida brevissima</i>	Gap	Protected
<i>Trilepida joshuai</i>	Gap	Protected
<i>Trilepida macrolepis</i>	Partial gap	Protected
<i>Typhlops minuisquamus</i>	No protected	Protected
<i>Ungaliophis panamensis</i>	Gap	Protected
<i>Urotheca decipiens</i>	Gap	Protected
<i>Urotheca fulviceps</i>	Gap	Protected
<i>Urotheca lateristriga</i>	Protected	Protected
<i>Xenodon rabdocephalus</i>	Protected	Protected
<i>Xenodon severus</i>	Protected	Protected
<i>Xenoxybelis argenteus</i>	Protected	Protected

## Figuras

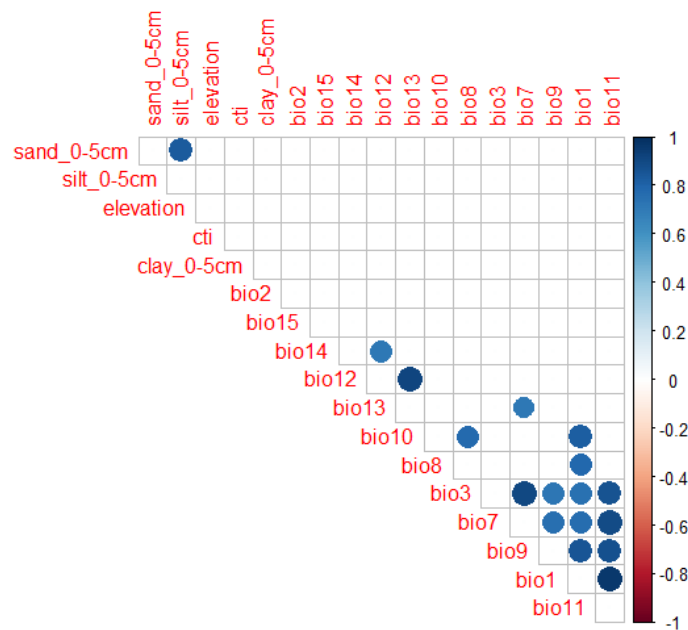
Figura S1. Mapa de las regiones naturales de Colombia.



**Figura S2** Puntos de registros de 297 especies de serpientes nativas de Colombia. El gradiente de colores del fondo denota la altitud.



**Figura S3.** Matriz de correlaciones de Pearson de las variables ambientales candidatas para ser utilizadas en los modelos de distribución de especies. Las celdas con círculo denotan correlaciones  $\geq |0.7|$



**Figura S4.** Desempeño predictivo de los modelos de distribución de especies de 220 especies de serpientes nativas de Colombia para diferentes algoritmos y métricas de desempeño. Sorensen, Área Bajo la Curva (AUC) y True Skill Statistic (TSS).

