



UNIVERSIDAD  
**NACIONAL**  
DE COLOMBIA

**Efecto del cambio en el uso del suelo sobre la incidencia del accidente ofídico provocado por *Bothrops asper* y *Porthidium lansbergii* (Serpentes: Viperidae) en el departamento de Antioquia, Colombia**

**Diego Andrés Rivera Prieto**

**Departamento de Geociencias y Medio Ambiente (Área Curricular de Medio Ambiente)**

**Universidad Nacional de Colombia**

**Facultad de Minas**

**Medellín, Colombia**

**2017**



**Efecto del cambio en el uso del suelo sobre la incidencia del accidente ofídico provocado por *Bothrops asper* y *Porthidium lansbergii* (Serpentes: Viperidae) en el departamento de Antioquia, Colombia**

**Diego Andrés Rivera Prieto**

**Tesis o trabajo de investigación presentada(o) como requisito parcial para optar al título de:**

**Magister en Medio Ambiente y Desarrollo**

**Directora:**

**Ph.D. Verónica Botero Fernández**

**Departamento de Geociencias y Medio Ambiente (Área Curricular de Medio Ambiente)**

**Universidad Nacional de Colombia**

**Facultad de Minas**

**Medellín, Colombia**

**2017**



A mis padres, hermano, profes y amigos



## **Agradecimientos**

Agradezco especialmente a mi papá, Honorio Rivera Reyes, por su apoyo incondicional durante la maestría. A su vez a mi mamá, Martha Prieto Suárez y hermano, Julián Suárez Prieto quienes con sus palabras me alentaron a culminar con éxito mis estudios.

A mi directora de tesis, la Dra. Verónica Botero Fernández, quien me acompañó en el proceso de análisis y escritura de la tesis, y que a pesar de la distancia siempre estuvo allí para aconsejarme y guiarme durante los últimos semestres del posgrado.

A los miembros de mi comité tutorial Dr. Joan Gastón Zamora y Dr. Keneth Roy Cabrera por su tiempo, la asesoría académica y sus acertadas sugerencias.

Muy especialmente a mis amigos César Augusto Ramírez, Carlos Ortíz-Yusty, Juan Fernando Acevedo, Juan Pablo Hurtado, Diana Suárez Giraldo y Ana Cristina Fernández por su valiosa colaboración en los procesos metodológicos del trabajo de grado.

Al Sistema Nacional de Vigilancia en Salud Pública (SIVIGILA) del Instituto Nacional de Salud por facilitarme las bases de datos de los accidentes ofídicos ocurridos en Colombia desde el 2007 hasta el 2015.

A mis estudiantes del curso de Zoología de la Universidad Nacional de Colombia sede Medellín que siempre tuvieron una palabra de apoyo para terminar la tesis.



## Resumen

Los accidentes ofídicos se consideran una enfermedad desatendida y un grave problema de salud pública debido a las tasas de morbilidad/mortalidad, el difícil acceso a los servicios de salud y la escasez de suero antiofídico, especialmente en países tropicales. La pérdida y degradación de hábitat es actualmente la presión más común sobre la biodiversidad, afectando la estructura de las comunidades ecológicas locales conduciendo a cambios en la distribución y abundancia, propiciando así conflictos entre la fauna y seres humanos. Por esta razón, se analizaron los efectos del cambio en el uso del suelo sobre la incidencia del accidente ofídico provocado por *Bothrops asper* y *Porthidium lansbergii* en Antioquia. Para estimar la distribución potencial de *B. asper* y *P. lansbergii* y determinar la variable ambiental que más influye en su distribución se realizó modelamiento de nicho; además, se llevó a cabo un análisis multitemporal descriptivo a través del análisis de imágenes satelitales; y se construyó un modelo a futuro de la distribución potencial de estas serpientes para Antioquia. La resolución de los datos espaciales no permitió concluir que el cambio en el uso del suelo tiene una relación directa con las mordeduras de serpiente. Se requieren datos geográficos más precisos basados en coordenadas verificables para comprender mejor la distribución actual y futura de estas víboras en Antioquia. Los análisis implementados aquí son herramientas útiles para mejorar las medidas de control y prevención del accidente ofídico debido a la drástica transformación del paisaje que se produce actualmente en los países tropicales.

**Palabras clave:** Accidente ofídico, Antioquia, *Bothrops asper*, *Porthidium lansbergii*, Modelamiento de nicho, Deforestación, NDVI-MODIS.

## Abstract

Snakebite accidents are considered to be an unattended disease and a serious public health problem due to morbidity/mortality rates, poor access to health services and the shortage of antivenom, especially in tropical countries. Habitat loss and fragmentation, is currently the most common pressure on biodiversity, affecting the structure of local ecological communities leading to changes in distribution and abundance bringing on conflicts between fauna and humans. For this reason, it is necessary to analyze the effects of land-use changes on the incidence of the ophidian accident caused by *Bothrops asper* and *Porthidium lansbergii*, which are the two snakes that most accidents cause in Antioquia. In order to estimate the potential distribution of *B. asper* and *P. lansbergii* and to determine the environmental variable that most influences their distribution, ecological niche modelling was used; in addition, a multi-temporal analysis was carried out through the analysis of satellite images; a future model of the potential distribution of these snakes was constructed for Antioquia. Spatial data resolution did not allow us to conclude that land use change has an explicit relation to snakebites. More accurate geographical data based on verifiable coordinates is required to better understand the present and future distribution of these vipers in Antioquia. Analyses implemented here are useful tools to improve control and prevention measures of snakebite accident due to landscape transformation that drastically occurs in tropical countries.

**Keywords:** Snakebite Accident, Antioquia, *Bothrops asper*, *Porthidium lansbergii*, Niche Modeling, Deforestation, NDVI-MODIS.

## Contenido

Pág.

Agradecimientos .....	VII
Resumen.....	IX
Abstract .....	X
Contenido .....	XI
Lista de figuras.....	XIII
Lista de tablas.....	XV
Introducción .....	1
1. Marco teórico.....	5
1.1 Accidente ofídico en Colombia .....	5
1.2 Distribución e historia natural de la mapaná ( <i>Bothrops asper</i> ).....	6
1.3 Distribución e historia natural de la patoco ( <i>Porthidium lansbergii</i> ) .....	8
1.4 Modelamiento de nicho ecológico .....	9
1.5 Cambio del uso y cobertura del suelo.....	11
1.6 Modelos predictivos para identificar la distribución potencial futura de especies .....	14
1.7 Estado del arte en el modelamiento de nicho, relación de la pérdida de cobertura vegetal con accidentes ofídicos y predicción de distribuciones futuras para serpientes venenosas en América Latina.....	14
2. Materiales y Métodos .....	17
2.1 Área de estudio .....	17
2.2 Bases de datos .....	18
2.3 Modelamiento de nicho ecológico para <i>Bothrops asper</i> y <i>Porthidium lansbergii</i> en el departamento de Antioquia.....	19
2.4 Análisis multitemporal de los accidentes ofídicos provocados por <i>B. asper</i> y <i>P. lansbergii</i> ocurridos en Antioquia entre los años 2007 y 2015.....	22
2.5 Modelos predictivos de distribuciones potenciales futuras para <i>Bothrops asper</i> y <i>Porthidium lansbergii</i> en el departamento de Antioquia .....	25

3.	Resultados y Discusión .....	27
3.1	Modelamiento de nicho ecológico para <i>Bothrops asper</i> y <i>Porthidium lansbergii</i> en el departamento de Antioquia.....	27
3.2	Frecuencia y distribución de accidentes ofídicos en el departamento de Antioquia ..	33
3.3	Análisis multitemporal de los accidentes ofídicos provocados por <i>B. asper</i> y <i>P. lansbergii</i> ocurridos en Antioquia entre los años 2007 y 2015.....	39
3.4	Modelos predictivos de distribuciones futuras de especies.....	48
4.	Conclusiones y Recomendaciones .....	53
	Bibliografía .....	57
A.	Anexo A: Script para sustraer los criterios de calidad de LDOPE.....	73
B.	Anexo B: Script en R para proyectar los datos a GeoTIFF.....	75
C.	Anexo C: Algoritmo para procesar los datos en GRASS. ....	76
D.	Anexo D: Script en R para el procesamiento de los datos de NDVI vs Accidente Ofídico.....	79
E.	Anexo E: Script en R para obtener y graficar el $\Delta$ NDVI.....	83

# Lista de figuras

Pág.

FIGURA 1-1: <i>BOTHROPS ASPER</i> – MAPANÁ O TALLA EQUIS. ADULTO (IZQUIERDA) Y JUVENIL (DERECHA). FOTOGRAFÍAS TOMADAS POR: JOSÉ FANG (IZQUIERDA) Y JUAN MANUEL DAZA (DERECHA) .....	7
FIGURA 1-2: <i>PORTHIDIUM LANSBERGII</i> – PATOCO O SAPA. ADULTO (IZQUIERDA) Y JUVENIL (DERECHA). FOTOGRAFÍAS TOMADAS POR: JUAN PABLO HURTADO (IZQUIERDA) Y JUAN MANUEL DAZA (DERECHA) .....	9
FIGURA 2-1: UBICACIÓN DEL DEPARTAMENTO DE ANTIOQUIA EN COLOMBIA Y SUS SUBREGIONES.....	18
FIGURA 3-1: IDONEIDAD DE HÁBITAT PARA <i>BOTHROPS ASPER</i> (SUPERIOR) Y <i>PORTHIDIUM LANSBERGII</i> (INFERIOR) EN EL DEPARTAMENTO DE ANTIOQUIA.....	28
FIGURA 3-2: CANTIDAD DE INFORMACIÓN PROMEDIO QUE SE APORTA A LOS DIEZ MODELOS ENTRENADOS USANDO UNA VARIABLE A LA VEZ, TODAS LAS VARIABLES EXCEPTO UNA Y TODAS LAS VARIABLES A LA VEZ EMPLEANDO JACKKNIFE PARA <i>BOTHROPS ASPER</i> . .....	31
FIGURA 3-3: CANTIDAD DE INFORMACIÓN PROMEDIO QUE SE APORTA A LOS DIEZ MODELOS ENTRENADOS USANDO UNA VARIABLE A LA VEZ, TODAS LAS VARIABLES EXCEPTO UNA Y TODAS LAS VARIABLES A LA VEZ EMPLEANDO JACKKNIFE PARA <i>PORTHIDIUM LANSBERGII</i> .....	31
FIGURA 3-4: CURVA DE RESPUESTA PARA EL PROMEDIO DE TEMPERATURA ANUAL PARA <i>BOTHROPS ASPER</i> (A) Y <i>PORTHIDIUM LANSBERGII</i> (B).....	32
FIGURA 3-5: CURVA DE RESPUESTA PARA LA VARIABLE ELEVACIÓN PARA <i>BOTHROPS ASPER</i> (A) Y <i>PORTHIDIUM LANSBERGII</i> (B). .....	32
FIGURA 3-6: CURVA DE RESPUESTA PARA EL PROMEDIO DE PRECIPITACIÓN ANUAL PARA <i>BOTHROPS ASPER</i> (A) Y <i>PORTHIDIUM LANSBERGII</i> (B).....	32
FIGURA 3-7: NÚMERO DE ACCIDENTES OFÍDICOS PROVOCADOS POR <i>BOTHROPS ASPER</i> Y <i>PORTHIDIUM LANSBERGII</i> ENTRE LOS AÑOS 2007 Y 2015 EN EL DEPARTAMENTO DE ANTIOQUIA.....	34
FIGURA 3-8: MAPA DE CALOR DE LOS ACCIDENTES OFÍDICOS PROVOCADOS POR <i>BOTHROPS ASPER</i> Y <i>PORTHIDIUM LANSBERGII</i> ENTRE LOS AÑOS 2007 Y 2015 EN EL DEPARTAMENTO DE ANTIOQUIA. ....	35
FIGURA 3-9: NÚMERO Y DISTRIBUCIÓN POR MUNICIPIO DE ACCIDENTES OFÍDICOS PROVOCADOS POR <i>BOTHROPS ASPER</i> Y <i>PORTHIDIUM LANSBERGII</i> ENTRE LOS AÑOS 2007 Y 2015 EN EL DEPARTAMENTO DE ANTIOQUIA.....	36
FIGURA 3-10: TASA DE ACCIDENTES OFÍDICOS POR CADA 10000 HABITANTES PROVOCADOS POR <i>BOTHROPS ASPER</i> Y <i>PORTHIDIUM LANSBERGII</i> ENTRE LOS AÑOS 2007 Y 2015 EN EL DEPARTAMENTO DE ANTIOQUIA. ....	37
FIGURA 3-11: DISTRIBUCIÓN MENSUAL DE LOS ACCIDENTES OFÍDICOS PROVOCADOS POR <i>BOTHROPS ASPER</i> Y <i>PORTHIDIUM LANSBERGII</i> ENTRE LOS AÑOS 2007 Y 2015 EN EL DEPARTAMENTO DE ANTIOQUIA. ....	38

FIGURA 3-12: COMPARACIÓN DE IMÁGENES MODIS-NDVI ANTES (IMAGEN ORIGINAL) (IZQUIERDA) Y DESPUÉS DE APLICAR LAS MÁSCARAS DE CALIDAD (LOS PÍXELES POR FUERA DEL CRITERIO DE SELECCIÓN ESTÁN DE COLOR BLANCO) (DERECHA). .....	40
FIGURA 3-13: SERIES DE TIEMPO DE NDVI PARA LA CABECERA MUNICIPAL DE ANDES, CORREGIMIENTO CURRULAO (TURBO) Y LA VEREDA SAN JUAN DE BEDOUT (PUERTO BERRIO) DONDE HAN OCURRIDO ACCIDENTES OFÍDICOS PROVOCADOS POR <i>BOTHROPS ASPER</i> Y <i>PORTHIDIUM LANSBERGII</i> ENTRE LOS AÑOS 2007 Y 2015 EN EL DEPARTAMENTO DE ANTIOQUIA. LAS LÍNEAS ROJAS HACEN REFERENCIA A CADA MORDEDURA DE SERPIENTE. ....	43
FIGURA 3-14: SERIES DE TIEMPO DE NDVI PARA ALGUNOS ACCIDENTES OFÍDICOS PROVOCADOS POR <i>BOTHROPS ASPER</i> Y/O <i>PORTHIDIUM LANSBERGII</i> ENTRE LOS AÑOS 2007 Y 2015 EN EL DEPARTAMENTO DE ANTIOQUIA. LAS LÍNEAS ROJAS HACEN REFERENCIA A CADA MORDEDURA DE SERPIENTE. ....	44
FIGURA 3-15: DIAGRAMA DE DISPERSIÓN DEL PROMEDIO DEL $\Delta$ NDVI PARA 30 (DERECHA) Y 15 (IZQUIERDA) DÍAS PREVIOS A LOS ACCIDENTES OFÍDICOS PROVOCADOS POR <i>BOTHROPS ASPER</i> Y/O <i>PORTHIDIUM LANSBERGII</i> ENTRE LOS AÑOS 2007 Y 2015 EN EL DEPARTAMENTO DE ANTIOQUIA. ....	45
FIGURA 3-16: HISTOGRAMA DEL PROMEDIO DEL $\Delta$ NDVI PARA 30 (DERECHA) Y 15 (IZQUIERDA) DÍAS PREVIOS A LOS ACCIDENTES OFÍDICOS PROVOCADOS POR <i>BOTHROPS ASPER</i> Y/O <i>PORTHIDIUM LANSBERGII</i> ENTRE LOS AÑOS 2007 Y 2015 EN EL DEPARTAMENTO DE ANTIOQUIA. ....	46
FIGURA 3-17: HISTOGRAMA DEL $\Delta$ NDVI PARA 30 (DERECHA) Y 15 (IZQUIERDA) DÍAS PREVIOS A LOS ACCIDENTES OFÍDICOS PROVOCADOS POR <i>BOTHROPS ASPER</i> Y <i>PORTHIDIUM LANSBERGII</i> ENTRE LOS AÑOS 2007 Y 2015 DE LAS CINCO LOCALIDADES CON MAYOR NÚMERO DE MORDEDURAS DE SERPIENTES EN EL DEPARTAMENTO DE ANTIOQUIA. ....	46
FIGURA 3-18: MODELOS DE DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE <i>BOTHROPS ASPER</i> PARA EL PRESENTE (IZQUIERDA) Y TRANSFERIDOS AL ESCENARIO CLIMÁTICO RCP26 (DERECHA) PARA EL AÑO 2050. ....	48
FIGURA 3-19: MODELOS DE DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE <i>PORTHIDIUM LANSBERGII</i> PARA EL PRESENTE (IZQUIERDA) Y TRANSFERIDOS AL ESCENARIO CLIMÁTICO RCP26 (DERECHA) PARA EL AÑO 2050. ....	48

## Lista de tablas

Pág.

TABLA 2-1:	DESCRIPCIÓN DE LAS 19 VARIABLES BIOCLIMÁTICAS DE WORLDCLIM. ....	20
TABLA 2-2:	DESCRIPCIÓN DE LA VALORACIÓN DE CALIDAD DE DATOS CIENTÍFICOS (QA SDS). FUENTE: MONCADA (2014).....	22
TABLA 2-3:	PARÁMETROS EMPLEADOS EN LA VALORACIÓN DE CALIDAD PARA LOS DATOS DE NDVI. FUENTE: ADAPTADO DE MONCADA (2014). ....	24
TABLA 3-1:	PORCENTAJE DE VALORES DEL $\Delta$ NDVI PARA 15 Y 30 DÍAS ANTES Y CUATRO DÍAS DESPUÉS DE CADA ACCIDENTE OFÍDICO PROVOCADO POR <i>BOTHROPS ASPER</i> Y <i>PORTHIDIUM LANSBERGII</i> ENTRE EL 2007 Y 2015 EN EL DEPARTAMENTO DE ANTIOQUIA. ....	45
TABLA 3-2:	PORCENTAJE DE VALORES DEL $\Delta$ NDVI PARA 15 Y 30 DÍAS ANTES Y CUATRO DÍAS DESPUÉS DE CADA ACCIDENTE OFÍDICO PROVOCADO POR <i>BOTHROPS ASPER</i> Y <i>PORTHIDIUM LANSBERGII</i> ENTRE EL 2007 Y 2015 EN LAS CINCO LOCALIDADES CON MAYOR NÚMERO DE MORDEDURAS DE SERPIENTES EN EL DEPARTAMENTO DE ANTIOQUIA. ....	47
TABLA 3-3:	PORCENTAJE DE PÍXELES CON PRESENCIA/AUSENCIA DE LA DISTRIBUCIÓN POTENCIAL ACTUAL Y FUTURA DE <i>BOTHROPS ASPER</i> Y <i>PORTHIDIUM LANSBERGII</i> EN EL DEPARTAMENTO DE ANTIOQUIA.....	49



## Introducción

Los accidentes ofídicos se consideran una afección/enfermedad desatendida y un grave problema de salud pública debido a las tasas de morbilidad/mortalidad, el difícil acceso a los servicios de salud y la escasez de suero antiofídico, especialmente en los países tropicales (Pinho y Pereira, 2001; Kasturiratne et al., 2008). Se estima que los accidentes por serpientes venenosas afectan a más de 5,4 millones de personas anualmente en todo el mundo, de los cuales en el 50% de los casos se produce envenenamiento y en el 2,5% la muerte (Warrell, 2010). Para Latinoamérica, se estiman 150000 accidentes ofídicos y la muerte de 5000 personas por esta causa (Otero et al., 2002; Gutiérrez et al., 2010).

En Colombia, se ha subestimado la importancia del accidente ofídico como un problema real de salud pública en muchas regiones del país, la ausencia de información y el subregistro predominan en los datos que se manejan en el ámbito nacional (Alarcón *et al.*, 2012). Actualmente los reportes del Instituto Nacional de Salud (INS) indican que al año, desde el 2007, se presentan entre 4000 y 5000 accidentes ofídicos, con una tasa de mortalidad aproximada de 6,2/1000000 habitantes durante los últimos 10 años.

Los incidentes causados por animales venenosos han aumentado extraordinariamente especialmente en la zona rural (Bochner y Struchiner, 2004) y una de las principales causas podría estar relacionada con los cambios ambientales provocados por el hombre (Lima *et al.*, 2009). Los cambios en los entornos rurales reducen la calidad y la disponibilidad de hábitats, por lo tanto, el contacto entre estos animales y los seres humanos se hace más frecuente. La mayoría de estos acontecimientos tienen lugar principalmente en áreas rurales remotas (Oliveira *et al.*, 2013), probablemente debido a que los cambios en el uso del suelo favorecen las condiciones necesarias para la presencia de serpientes en zonas pobladas, que se añade a deficientes prácticas sanitarias y a la falta de conciencia de la población sobre las acciones de atención y prevención.

La pérdida y degradación de hábitat, originados en su gran mayoría por la intensificación y expansión agrícola, son actualmente las presiones más comunes sobre la biodiversidad (Vié *et al.*, 2009). Estas presiones afectan a la estructura de las comunidades ecológicas locales y pueden conducir a cambios en la distribución, abundancia e interacciones entre especies, propiciando conflictos entre la fauna y los seres humanos a medida que ambos grupos compitan por los mismos recursos. El aumento de la población humana y el cambio de patrones de

consumo pueden causar pérdida continua del hábitat y la intensificación del uso de la tierra en el futuro previsible (Krausmann *et al.*, 2013). No obstante, no todas las especies responden por igual a los cambios del uso del suelo, mientras que algunas están ausentes, otras son muy abundantes en hábitats con intervención antropogénica (Phalan *et al.*, 2011). Dentro de estas últimas, estarían algunas serpientes de los géneros *Bothrops* y *Porthidium*, destacándose *B. asper* y *P. lansbergii*, las cuales son relativamente abundantes, presentan altas tasas de natalidad y tienen la capacidad de habitar entornos humanos perturbados (Sasa *et al.*, 2009), siendo responsables (especialmente *B. asper*) de la mayoría de los incidentes de mordeduras de serpiente en el continente americano.

Debido a que Colombia es un país altamente diverso en especies de serpientes (tercero a nivel mundial) (Alarcón *et al.*, 2012), a los cambios significativos en los usos del suelo generados por la deforestación para extracción de madera, ganadería, agricultura, minería y urbanización (Cortes-Ávila y Toledo, 2013), y a que no se tienen datos confiables para evaluar las características eco-epidemiológicas del accidente ofídico, se hace necesario el análisis de los incidentes y el seguimiento de su frecuencia, con el fin de generar mecanismos que permitan crear políticas de mejoramiento para la prevención y control de los accidentes ofídicos en Colombia. Para ello, es necesario analizar los efectos del cambio en el uso del suelo sobre la incidencia del accidente ofídico provocado por *Bothrops asper* y *Porthidium lansbergii*, que son las dos especies de serpientes que más causan eventos de mordeduras en el departamento de Antioquia, siendo el departamento de Colombia con el mayor número de incidentes ocasionados por serpientes venenosas durante los últimos años, con aproximadamente 4878 accidentes entre el 2007 y el 2015.

Aumentar el conocimiento relacionado con el rango de distribución y el hábitat idóneo de serpientes venenosas es fundamental para la prevención y control de accidentes ofídicos en el país. Por lo tanto, los principales objetivos de este trabajo fueron: (a) estimar la distribución geográfica potencial de *Bothrops asper* y *Porthidium lansbergii* en el departamento de Antioquia y establecer la importancia de las variables climáticas en la conformación de dichas distribuciones utilizando modelación de nicho ecológico; (b) establecer la frecuencia y distribución de los accidentes ofídicos ocasionados por las especies *B. asper* y *P. lansbergii* en Antioquia a través de un análisis multitemporal entre los años 2007 y 2015; (c) determinar el impacto que ejerce el cambio de uso de suelo sobre la distribución de las especies de serpientes *B. asper* y *P. lansbergii* en el departamento a través del análisis de imágenes satelitales y (d) construir un modelo a futuro de la distribución potencial de *B. asper* y *P. lansbergii* que permita plantear medidas de control y prevención en las zonas más afectadas del departamento.

En la primera parte del trabajo se presentan las características del accidente ofídico en el ámbito nacional, la distribución geográfica e historia natural de las dos especies de serpientes venenosas objeto de estudio, el uso de los modelos de nicho ecológico como herramienta para

---

predecir la distribución potencial y el hábitat idóneo de especies, las causas y efectos sobre la biodiversidad de los cambios del uso y cobertura del suelo, así como el estado del arte en el modelamiento de nicho y predicciones futuras para serpientes venenosas en América Latina. En la segunda sección se caracteriza el área de estudio y se explica la metodología basada en el modelamiento de nicho ecológico, índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) y predicción de distribuciones futuras. Mientras que, en la tercera parte, se presentan los resultados y discusión explicando como las variables ambientales, temperatura y precipitación, influyen en la distribución potencial y hábitat idóneo de *B. asper* y *P. lansbergii* en el departamento, para luego analizar la frecuencia y distribución de los accidentes ofídicos en Antioquia con el objetivo de centrar el análisis del cambio del uso del suelo a las zonas más afectadas por este flagelo en la región. Con estos datos, se evaluó cómo la pérdida de cobertura vegetal está relacionada con las mordeduras de estas dos especies de serpientes, para posteriormente establecer el posible desplazamiento geográfico a futuro de la mapaná y la patoco en el departamento, y así poder identificar la posible distribución para el 2050, teniendo en cuenta escenarios de cambio climático que probablemente estén relacionados, entre otros, con los cambios en el uso del suelo.



# 1. Marco teórico

## 1.1 Accidente ofídico en Colombia

El accidente ofídico representa un importante problema de salud pública en las zonas tropicales y subtropicales del mundo (Gutiérrez *et al.*, 2007; Chippaux, 2008) que ocurre generalmente en localidades alejadas de los servicios de salud (Otero *et al.*, 2000). Afecta con mayor frecuencia a la población de trabajadores rurales, especialmente a jóvenes campesinos en plena actividad productiva, haciendo de este accidente una enfermedad profesional, cuyo impacto representa un problema social y económico para los países de América Latina (Gutiérrez *et al.*, 2006; Fernández y Gutiérrez, 2008; Valderrama, 2010).

La mayoría de los accidentes ofídicos en Latinoamérica los ocasionan serpientes del género *Bothrops* (Gutiérrez, 2012). En Colombia, estudios sobre la epidemiología de accidentes ofídicos indican que las especies de la familia Viperidae son las más importantes desde el punto de vista clínico, donde los géneros *Bothrops*, *Porthidium*, *Bothriopsis* y *Bothriechis* son las responsables del 90-95% de los accidentes ofídicos por serpientes venenosas (Otero *et al.*, 2002; Otero, 2014). *Bothrops asper* con el 70% de los casos y *Porthidium lansbergii* con el 10% ocasionan más del 80% de accidentes ofídicos en el noroccidente del país (Otero *et al.*, 1992). Mientras que, los géneros *Micrurus* e *Hydrophis* pertenecientes a la familia Elapidae, solo producen cerca del 1% de los accidentes ofídicos en el país (Ayerbe y Latorre, 2010; León, 2014).

La alta frecuencia de mordeduras atribuidas a las especies de la familia Viperidae no es inesperada: la abundancia relativa de *B. asper* y *P. lansbergii* las convierte en unas de las serpientes más frecuentemente observadas en las tierras bajas y medias del departamento de Antioquia. La alta capacidad de reproducción podría contribuir en parte a este éxito; además, ambas especies son capaces de habitar cerca de los asentamientos humanos, y no es raro encontrar individuos cerca o incluso dentro de casas en las zonas rurales, lo que aumentaría el riesgo de accidente ofídico. Claros recientes en áreas boscosas permiten la entrada de la luz del sol, dando lugar al crecimiento de plantas herbáceas y la sucesión de insectos y depredadores que siguen en la cadena trófica, convirtiéndose estas áreas ampliamente diversas en zonas potenciales y por lo tanto podrían ser frecuentadas por *B. asper* y *P. lansbergii* (Sasa *et al.*, 2009).

En el país, el accidente ofídico no estaba contemplado como un evento de notificación obligatoria hasta octubre de 2004, fecha a partir de la cual se estableció como evento de interés en salud pública, siendo declarado de reporte obligatorio mediante la circular 092 del mismo año; sin embargo, hasta el año 2007 se obtuvo una notificación de casos consistente (INS, 2014).

Desde el año 2007 hasta el 2015 se notificaron a través del Sistema Nacional de Vigilancia en Salud Pública (SIVIGILA), 34800 casos de accidentes ofídicos clínicamente confirmados, para un promedio de 3867 incidentes por año, y de éstos, hubo 292 defunciones. La mayor cantidad de casos proceden de las regiones Occidente y Costa Atlántica, siendo los departamentos de Antioquia, Córdoba, Bolívar, Norte de Santander, Cesar, Chocó y Santander los que registran las mayores proporciones de casos.

La falta de conocimiento acerca de las serpientes y del accidente ofídico por parte de las comunidades, las dificultades para el traslado de las víctimas a los centros hospitalarios, la falta de disponibilidad de sueros en las zonas de riesgo, la atención tardía, las prácticas no adecuadas por parte de curanderos y aún, la falta de capacitación al personal de salud, traen como consecuencia un gran número de pacientes con secuelas y muertes (Alarcón *et al.*, 2012).

## 1.2 Distribución e historia natural de la mapaná (*Bothrops asper*)

El género *Bothrops* comprende más de 37 especies comúnmente denominadas cabeza de lanza (Campbell y Lamar, 2004) que se distribuyen principalmente en Suramérica, aunque dos especies (*Bothrops punctatus* y *Bothrops asper*) se encuentran en América Central (Sasa *et al.*, 2009). *B. asper* se distribuye continuamente desde la vertiente del Caribe de Tamaulipas (México), a lo largo de gran parte de las tierras bajas de la costa Caribe (Flores-Villela *et al.*, 1987), incluyendo la Península de Yucatán (Lee, 1996; Campbell, 1998), Centroamérica (Wilson y Myers, 1985; Savage, 2002), y el noreste de Colombia, Trinidad y Venezuela. En la vertiente del Pacífico, una población disjunta se produce en el oeste de Chiapas y Guatemala (Álvarez del Toro, 1960; Campbell y Vannini, 1989). La especie atraviesa al Pacífico a elevaciones moderadas de la Cordillera de Guanacaste en el noroeste de Costa Rica (Solórzano, 2004), y está extendida desde las tierras bajas del Pacífico central de este país hacia el sur a lo largo de la vertiente del Pacífico de los Andes colombianos y ecuatorianos hasta el extremo norte del Perú (Región de Piura) (Peters y Orejas-Miranda, 1970; Freire-Lascano y Kuch, 1994). Las poblaciones insulares de *B. asper* incluyen Isla Violines (Costa Rica), Gorgona (Colombia) y Trinidad. En Colombia, se distribuye en las regiones Caribe, Pacífica y Andina a alturas menores a 2640 metros (Campbell y Lamar, 1989; Pérez-Santos y Moreno, 1986).

*B. asper* o comúnmente conocida en la región como mapaná o talla equis (Figura 1-1), es una especie generalista que utiliza una gran variedad de hábitats a lo largo de toda su distribución.

Habita principalmente bosques tropicales lluviosos, bosques secundarios y bordes de los mismos. Además, se puede observar en hábitat intervenidos, como plantaciones, cultivos y potreros, así como en algunas regiones secas cubiertas por bosques tropicales deciduos, bosques espinosos y sabanas de pinos; sin embargo, es poco común en estos bosques que en regiones húmedas, ya que parece estar restringida a la proximidad de ríos u otras fuentes de agua (Rodríguez-Guerra, 2011). Según Sasa *et al.* (2009), durante un estudio realizado en Costa Rica, el 57,4% de las mapanás se observaron cerca de pantanos. El resto de las observaciones ocurrieron en bosques primarios y secundarios, sin ninguna preferencia aparente entre los tipos de bosque.



**Figura 1-1: *Bothrops asper* – Mapaná o Talla equis. Adulto (Izquierda) y juvenil (Derecha). Fotografías tomadas por: José Fang (Izquierda) y Juan Manuel Daza (Derecha)**

Esta especie es altamente terrestre; sin embargo, los adultos a veces se encuentran en las raíces de los árboles o troncos caídos, por lo general a menos de un metro del suelo, aunque ocasionalmente a mayores alturas. Los juveniles pueden llegar a ser semiarbóreos, observándose individuos subadultos que descansan en ramas a 1,3 m. sobre el suelo. Por otra parte, pocos reportes (Mole y Ulrich, 1894; Greene, 1997), confirman que los adultos pueden escalar a más de dos metros.

Su gran tamaño corporal (250 cm como máxima longitud reportada), abundancia relativa y hábitos crípticos contribuyen a la alta incidencia de mordeduras de serpientes inducidas por esta especie en toda su distribución. La mapaná, talla equis, pudridora, cuatro narices o boquidorá como es llamada comúnmente en las diversas regiones de Colombia, juega un papel importante en los ecosistemas, tanto como presa como depredador generalista. La dieta de *B. asper* es probable que refleje el oportunismo, ya que la especie exhibe gran plasticidad en su uso de recursos de presa. *B. asper*, como otras especies de víboras, exhibe un notable cambio ontogenético en la dieta, consumiendo animales ectotérmicos (principalmente ranas y lagartijas) cuando es joven, y a medida que va creciendo incorpora pájaros, roedores y otros

pequeños mamíferos. Los individuos adultos también pueden consumir grandes anuros, especialmente cuando la disponibilidad de presas endotérmicas es baja (Sasa *et al.*, 2009).

En cualquier país donde está distribuida *B. asper*, aparece como la serpiente más mortal y peligrosa, siendo la especie responsable de la mayoría de los accidentes ofídicos en la región, entre otras cosas por su mal carácter. La alta frecuencia de mordeduras de serpientes atribuidas a esta especie no es inesperada: *B. asper* es una de las serpientes venenosas más grandes en el Neotrópico, y definitivamente una que produce un gran volumen de veneno. Además, la cabeza de una mapaná hembra puede alcanzar más de 9 cm. y, al igual que otras víboras, puede abrir sus mandíbulas hasta 180°. Así, prácticamente cualquier superficie anatómica en una persona es vulnerable a ser mordida. Además, los colmillos pueden desarrollarse más de 2 cm. de largo, lo suficientemente largos como para penetrar la ropa y hasta el cuero suave antes de perforar la piel para inocular el veneno (Sasa *et al.*, 2009).

### **1.3 Distribución e historia natural de la patoco (*Porthidium lansbergii*)**

El género *Porthidium* (Schlegel, 1841), está ampliamente distribuido en América con numerosas especies y subespecies. Campbell y Lamar (1989) reportan catorce especies, David e Ineich (1999) validan ocho, mientras que McDiarmid *et al.* (1999) y Lamar y Sasa (2003) reportan solo siete, las cuales están difundidas desde México hasta Argentina, incluyendo las Antillas (Cornejo *et al.*, 2005). *Porthidium lansbergii* se distribuye desde Panamá oriental hasta el norte de Colombia y occidente de Venezuela y en Colombia, se puede observar en las regiones Caribe y Andina a alturas menores a 1.000 metros (Rangel-Medina y López-Perilla, 2015).

Es poco lo que se conoce acerca de la historia natural de *P. lansbergii*. Esta serpiente habita tierras semiáridas, bosques xerofíticos, bosques húmedos montanos, e inmediaciones de embalses y otros cuerpos de agua (Infante-Rivero, 2009). Presenta hábitos terrestres y principalmente nocturnos, pasando la mayor parte del tiempo entre la hojarasca o bajo troncos en proceso de descomposición. La patoco o sapa, como se conoce esta serpiente en Colombia, puede alcanzar una longitud total de 50 centímetros y su dieta consiste principalmente en pequeños reptiles y anfibios, ocasionalmente alimentándose de pequeños mamíferos.



**Figura 1-2: *Porthidium lansbergii* – Patoco o sapa. Adulto (Izquierda) y juvenil (Derecha). Fotografías tomadas por: Juan Pablo Hurtado (Izquierda) y Juan Manuel Daza (Derecha)**

## 1.4 Modelamiento de nicho ecológico

Los modelos de nicho ecológico son una clase de métodos que usan datos de ocurrencia junto con datos ambientales para hacer un modelo correlativo de las condiciones ambientales que cumplen con los requisitos ecológicos de una especie y predicen la idoneidad relativa del hábitat (Warren y Seifert, 2011). Estos modelos permiten el análisis de una amplia variedad de fenómenos de biodiversidad, incluyendo distribuciones geográficas (Elith y Burgman, 2002), futuras distribuciones potenciales bajo escenarios de cambio climático (Thomas *et al.*, 2004), especies invasoras (Peterson, 2003), afectaciones de cultivos agrícolas por plagas (Sánchez-Cordero y Martínez-Meyer, 2000), y prioridades para la conservación de la biodiversidad (Chen y Peterson, 2002).

Estos modelos pueden ser denominados de "nicho ecológico" (Peterson *et al.*, 1999) y de "distribución de especies" (Elith *et al.*, 2006), y aunque la interpretación de los resultados del modelo pueden variar (Peterson, 2006), el enfoque metodológico es básicamente el mismo: (1) el área de estudio es modelada como un mapa compuesto de celdas en una resolución específica, (2) la variable dependiente es la distribución actual conocida de la especie, (3) una serie de variables ambientales son cotejadas para describir las características de cada celda, y (4) una función de las variables ambientales es calibrada para clasificar el grado en que cada celda es idóneo o no para la supervivencia de la especie (Hirzel *et al.*, 2002). Este enfoque permite mapear (y validar) áreas de idoneidad ambiental para una especie con base en las condiciones ambientales (físicas), incluso cuando se conocen distribuciones de especies a partir de datos de localidad muy limitados (Pearson *et al.*, 2007). Así, los modelos se aproximan a un conjunto de variables físicas del nicho fundamental de Hutchinson (1957) (Soberón y Peterson, 2005).

El objetivo de estos métodos de modelado es predecir la idoneidad de hábitat para las especies, en función de su nicho fundamental (Bolívar, 2009). Se considera como nicho fundamental todas las condiciones que le permiten a una especie sobrevivir a largo plazo, mientras que el nicho efectivo se considera como el subconjunto del nicho fundamental en el cual las especies están restringidas debido a sus interacciones interespecíficas, o en otras palabras, el espacio ecológico y geográfico donde la especie vive (Hutchinson, 1957). El nicho efectivo de una especie puede ser menor o incluso mayor al fundamental, debido a la influencia humana, interacciones bióticas (competencia interespecífica, depredación) o barreras geográficas que han obstaculizado su dispersión y colonización (Anderson y Martínez-Meyer, 2004).

Los métodos de modelado se clasifican en dos grupos según el tipo de entrada de los registros de ocurrencia usados para crear los modelos: i) métodos que sólo utilizan registros de presencia (por ejemplo, BIOCLIM, DOMAIN, GARP y MaxEnt) (Barbosa *et al.*, 2012), y ii) métodos que utilizan registros de presencia y ausencia (por ejemplo, la Regresión Logística y el Modelo Aditivo Generalizado (GAM, por sus siglas en inglés)) (Tsoar *et al.*, 2007). Sin embargo, los modelos más empleados son los que utilizan sólo registros de presencia, debido a que la gran mayoría de bases de datos cuentan únicamente con la información de presencia, ya que raramente existen datos de ausencia (Bolívar, 2009).

La elección del programa informático dependerá del tipo de datos disponibles (ausencia/presencia) y del tipo de mapa que se desea obtener (binario o probabilístico) (Martínez, 2010). Los modelos basados únicamente en presencias representan generalmente la distribución espacial del nicho ecológico fundamental de la especie, mientras que los basados en presencia-ausencia indican de modo más aproximado la distribución del nicho ecológico efectivo (Zaniewski, *et al.*, 2002).

La principal utilidad del método de modelado es su capacidad para incluir áreas en las que existe una alta probabilidad de encontrar individuos de la especie en cuestión (Martínez, 2010). MaxEnt estima la distribución potencial del nicho ecológico de la especie con base en la localización de la distribución de máxima entropía (más cercana y uniforme), considerando que los valores esperados para cada una de las características analizadas bajo esta distribución estimada, coinciden en su valor empírico promedio. Para el modelado de la distribución de las especies, las localidades de ocurrencia sirven como los puntos de muestreo, la región geográfica de interés es el espacio donde la distribución será definida, y las características son las variables ambientales (Phillips *et al.*, 2004). El resultado del modelo expresa el valor de idoneidad del hábitat para la especie como una función de las variables ambientales (Phillips *et al.*, 2006).

Un alto valor de la función de distribución en una celda determinada indica que ésta presenta condiciones muy favorables para la presencia de la especie. MaxEnt puede utilizar variables cualitativas, otorgando a cada valor de la variable un peso relativo al número total de puntos de presencia que contiene. El programa proporciona las curvas de respuesta de la especie ante las

distintas variables ambientales y estima la importancia de cada variable en la distribución de la especie. El modelo es validado con la zona bajo la curva (AUC) derivada de la curva operacional (ROC) características implementadas también en el software. Siendo necesario para este programa el conjunto de localidades (puntos) donde se sabe que la especie está presente y las coberturas geográficas (parámetros ambientales) que pueden potencialmente, limitar la capacidad de supervivencia de la especie (Martínez, 2010).

Una variable ambiental representa tendencias anuales (por ejemplo, temperatura media anual) o temporalidad (como el rango anual en precipitación y temperatura) o extremos o factores limitantes ambientales (tales como precipitación del mes más seco o más lluvioso). Para obtener las variables ambientales, se utiliza la técnica de interpolación basada en lecturas tomadas de estaciones climáticas alrededor del mundo de 1950 a 2000 (Hijmans, *et al.*, 2005). La interpolación espacial, se puede definir como un procedimiento que permite calcular el valor de una variable en una posición del espacio (punto no muestral con valor estimado), conociendo los valores de esa variable en otras posiciones del espacio (Bosque, 1992).

## 1.5 Cambio del uso y cobertura del suelo

El cambio del uso y cobertura del suelo (LUCC por sus siglas en inglés), término usado para indicar las modificaciones que sobre la superficie terrestre ha realizado la actividad humana y/o las perturbaciones a través del tiempo, ha sido reconocido un elemento clave del cambio ambiental (Rodríguez, 2011). Dado que los cambios en el uso de la tierra son cada vez más rápidos, es necesario comprender las fuerzas que impulsan esos cambios y predecir sus efectos sobre los procesos del ecosistema o del ambiente global (Veldkamp y Lambin, 2001; Claessens *et al.*, 2009).

LUCC afecta el funcionamiento del ecosistema y es uno de los principales impulsores de la pérdida de la diversidad biológica, fragmentación de hábitats y vulnerabilidad de los ecosistemas (Foley *et al.*, 2005; Chazal y Rounsevell, 2009; Manandhar *et al.*, 2010), contribuyendo entre el 15 y el 20% en las emisiones de dióxido de carbono a nivel mundial (IPCC, 2000) e incidiendo en los cambios en el clima regional y mundial (Brovkin *et al.*, 2006). Por ello, su estudio se ha convertido en una de las principales prioridades de los investigadores de diferentes campos y los responsables de políticas ambientales frente a la conservación de la biodiversidad, la ordenación del territorio, la gestión de áreas protegidas y el análisis del cambio climático (Verburg *et al.*, 2005).

En el ámbito global, los factores de mayor incidencia en los procesos de cambio de cobertura y uso del suelo están asociados con la deforestación. La conversión de bosques a otras cubiertas son procesos complejos que se producen con relativa rapidez y que dependen de varios factores (Rodríguez, 2011). Los bosques tropicales sufren cambios rápidos de uso del suelo (Achard *et*

*al.*, 2002) y han experimentado una expansión lenta de tierras de cultivos hasta el siglo XX con un aumento exponencial en los últimos 50 años (Ramankutty *et al.*, 2006). Estos cambios se asocian con fuerzas motrices subyacentes o indirectas, que se han agrupado en factores biofísicos, económicos, tecnológicos, demográficos, institucionales y culturales, con y fuerzas de cambio próximas o directas que implican acciones sobre la cobertura de la tierra (expansión agrícola, ganadera, extracción de madera, etc.) y que generalmente operan a nivel local. Cambios en cualquiera de estas fuerzas producen cambios en uno o más de los factores inmediatos de LUCC (Geist *et al.*, 2006).

A nivel mundial, los factores de mayor incidencia en los procesos de cambio en el trópico generalmente se asocian con la expansión agrícola y ganadera, la extracción de madera, el establecimiento de plantaciones, la minería, la industria y el desarrollo de infraestructura urbana y vial, factores directos que causan procesos de deforestación (Geist y Lambin, 2002; Rudel, 2007). A nivel Latinoamericano, las características geográficas, los factores socio-económicos y los parámetros biofísicos son los impulsores directos de cambio de uso del suelo y en menor proporción la accesibilidad, el mercado y la densidad poblacional (Wassenaar *et al.*, 2007). En escalas más locales, el cambio está ligado a una combinación específica de factores biofísicos, económicos, tecnológicos, institucionales, culturales y demográficos y de historia del uso del suelo que depende de cada lugar y de cada contexto histórico (Geist y Lambin, 2002). Las causas subyacentes de LUCC en el trópico son a menudo exógenas a las comunidades locales que administran la tierra y, por lo tanto, difíciles de controlar.

A pesar del reconocimiento de la importancia de las actividades humanas como el principal motor y la modificación de la fuerza del LUCC (Veldekamp, 2009), en Colombia la comprensión de muchos de los procesos clave y las consecuencias para las especies y los ecosistemas siguen siendo insuficientes. Los estudios de LUCC son pocos y se han centrado en supervisar la deforestación y algunas causas de los cambios locales de usos de la tierra (Rodríguez, 2011). Es por ello, que hay grandes incertidumbres sobre la dinámica de cambio de uso del suelo en el país, que podrían incluir el estudio de diversas transiciones, el aumento de vectores transmisores de enfermedades infecciosas y/o zoonóticas, la pérdida de la biodiversidad, la caracterización de patrones del paisaje o la efectividad de algunas estrategias de conservación frente a procesos de cambio.

Para ello, en el estudio del uso de la tierra y cobertura vegetal, los sensores remotos desempeñan un papel importante en términos de la adquisición de datos, por la capacidad que ofrecen para entregar información multitemporal determinada por la frecuencia de toma de datos que posibilita la cuantificación y el seguimiento de los cambios que ocurren en las coberturas objeto de estudio (Castilla, 2003; Etter *et al.*, 2006). Y, en el análisis de la información a través del análisis de las respuestas espectrales de los objetos, siendo posible

discriminar elementos que, en el pasado, no podían ser detectados por el ojo humano (Novo, 2002).

Una imagen obtenida por un sensor remoto, es definida como una matriz rectangular, compuesta por un número determinado de píxeles, que representan un área específica en el espacio, que a su vez representa un valor de energía electromagnética emitida por una superficie particular (Rodríguez, 2011). La clasificación de imágenes satelitales ha sido utilizada para diferentes propósitos, con un único objetivo: agrupar o zonificar los píxeles de una imagen, para delimitar una clase temática de interés a priori (Bock *et al.*, 2005; Gamanya *et al.*, 2009).

Para identificar los cambios en las coberturas vegetales mediante sensores remotos es necesario el uso de Índices de Vegetación (IV). Los IVs son favorables para el análisis de la fenología y las alteraciones de la cobertura vegetal al recoger la señal fotosintéticamente activa, los valores de área foliar, las características estructurales de las plantas y el contenido de clorofila, lo que permite comparaciones consistentes de la variabilidad espacial y temporal de la vegetación (Huete *et al.*, 2002; Xiang *et al.*, 2003).

El Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) (Rouse *et al.*, 1974) es el índice de vegetación más utilizado para estimar la cobertura vegetal (Sánchez *et al.*, 2000; Maignan *et al.*, 2008). Respecto a otros índices de vegetación más complejos, el NDVI tiene la ventaja de tener una gran sencillez de cálculo y de facilitar la interpretación directa de los parámetros biofísicos de la vegetación. El Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada se calcula mediante la Ecuación 1.1.

$$NDVI = \frac{NIR-R}{NIR+R} \quad (1.1)$$

Donde:

NIR= Reflectancia en la banda del Infrarrojo Cercano

R = Reflectancia en la banda del Rojo

El NDVI ha sido utilizado ampliamente como indicador del vigor de la biomasa vegetal, en estudios relacionados con cambios en el uso del suelo, erosión y comportamiento de cultivos (Gonzaga, 2014). Sin embargo, el NDVI podría presentar algunos problemas en la estimación de la cobertura vegetal, ya que este índice puede saturarse cuando ésta es superior al 50% (Gill *et al.*, 2009), y a su vez, no es sensible al verde cuando la cobertura vegetal es baja. Por este motivo, éste índice puede sobre o subestimar la cubierta vegetal, dando información errónea en algunas zonas (Zhongming *et al.*, 2009).

## **1.6 Modelos predictivos para identificar la distribución potencial futura de especies**

Los modelos de distribución de especies (*Species Distribution Models* - SDM's) se han transformado en una herramienta esencial para la evaluación del efecto del cambio climático y cambios del uso del suelo sobre las especies y ecosistemas (Dormann, 2007; Sinclair *et al.*, 2010). El uso de este enfoque se está propagando entre expertos de distintos tipos de organismos, ya que en la actualidad es posible solo contando con un número menor de registros de colectas de especies, proyectar la distribución bajo distintos escenarios de cambio climático y en distintas ventanas de tiempo (Plissock y Fuentes-Castillo, 2010).

Los SDM's estiman la relación entre los registros de especies y las características ambientales y/o espaciales de los sitios (Franklin, 2009). Mediante el uso de las mismas variables para diferentes escenarios ambientales y en diferentes momentos, se pueden proyectar SDM's para predecir condiciones climáticas futuras, con el fin de estudiar las respuestas geográficas de las especies a los cambios climáticos (Franklin, 2009). Estos modelos se han utilizado para abordar temáticas relacionadas con epidemiología (Lafferty, 2009; Joyner *et al.*, 2010; Porcasi *et al.*, 2012), así como para predecir cambios potenciales en los rangos de distribución de animales venenosos (Saupe *et al.*, 2011; Di Cola y Chiaraviglio, 2011; Nori *et al.*, 2013; Yañez-Arenas *et al.*, 2014 y 2015).

La identificación de áreas con alta incidencia de accidentes ofídicos es un objetivo importante para el diseño de esquemas preventivos y terapéuticos dirigidos a reducir el impacto de las mordeduras de serpiente. Estas intervenciones podrían incluir programas de educación ambiental, distribución oportuna de suero antiofídico y capacitación del personal de salud en el manejo de estos envenenamientos (Gutiérrez *et al.*, 2010; Gutiérrez, 2012; Hansson *et al.*, 2013). Problemas similares de distribución racional de recursos para la prevención y tratamiento en otras enfermedades tropicales desatendidas están siendo considerados, siendo los Sistemas de Información Geográfica (SIG) cada vez más utilizados como una herramienta para mejorar la toma de decisiones (Brooker *et al.*, 2010).

## **1.7 Estado del arte en el modelamiento de nicho, relación de la pérdida de cobertura vegetal con accidentes ofídicos y predicción de distribuciones futuras para serpientes venenosas en América Latina**

El Modelado de Nicho Ecológico (MNE) ha sido ampliamente utilizado en los últimos años para mapear la distribución geográfica potencial de especies, con resultados confiables (Martínez-

Gordillo *et al.*, 2009; Peterson *et al.*, 2011; Mota-Vargas y Soto-Rojas, 2012; Yañez-Arenas *et al.*, 2014). Sin embargo, el modelado de nicho ha sido poco empleado para predecir el hábitat idóneo en serpientes venenosas del nuevo mundo. Yañez-Arenas *et al.* (2015) aplicaron técnicas de MNE para predecir las distribuciones geográficas potenciales actuales y futuras, así como la idoneidad de hábitat para serpientes venenosas en el continente Americano, con el objetivo de generar un mapa de riesgo actual y a futuro de accidente ofídico. Este estudio destaca la capacidad de los MNE para proporcionar información detallada sobre las distribuciones potenciales de las serpientes venenosas, así como perspectivas útiles sobre el riesgo de mordeduras de serpientes en una escala amplia.

Del mismo modo, Yañez-Arenas *et al.* (2014) analizaron si la idoneidad ambiental de las víboras se podría utilizar como un indicador de riesgo de mordedura de la serpiente, para lo que probaron diversas hipótesis con el fin explicar la incidencia de accidentes ofídicos a través de la construcción de modelos que incorporaron tanto la idoneidad de hábitat como las variables socioeconómicas en Veracruz, México. Esto sugirió que el modelado de nicho se puede utilizar para mapear las distribuciones de idoneidad de hábitat para serpientes venenosas, y que esta información ecológica, combinada con factores socioeconómicos, pueden ayudar a inferir áreas de riesgo potencial para mordeduras de serpiente.

Por otro lado, Nori *et al.* (2013) evaluaron los espacios climáticos adecuados en las condiciones actuales y estimaron cambios futuros en las distribuciones potenciales de las cinco serpientes venenosas más meridionales, responsables casi del 99% de los accidentes ofídicos en Argentina, implementando un conjunto de pronósticos entre diferentes algoritmos y escenarios para 2030 y 2080. Esto demostró que los espacios climáticos idóneos actuales mostraron alta concordancia con la distribución conocida de la especie, y que las proyecciones futuras tienden a tener desplazamientos moderados "de norte a sur" en la distribución de las serpientes debido al cambio climático.

También en Argentina, Di Cola y Chiaraviglio (2011) utilizaron modelos basados en nichos ecológicos para examinar el grado en que la distribución de *Bothrops alternatus*, *B. ammodytoides* y *B. diporus* está asociada con características climáticas, topográficas y/o vegetativas específicas; además reconocieron áreas potenciales para la ocurrencia de víboras y simpatría entre ellas; y por último, establecieron los límites de distribución de las especies mencionadas anteriormente. Ellas encontraron que mientras algunos factores limitan la distribución de la comunidad de víboras más meridional en Suramérica a rangos espacialmente no superpuestos, otros facilitan la simpatría permitiendo la coexistencia espacial, encontrando una alta simpatría entre Vipéridos distantemente relacionados filogenéticamente.

Actualmente, solo se conoce un estudio en Colombia que realizó un modelamiento de nicho ecológico para cinco especies venenosas del país (*Bothrops asper*, *Bothrops atrox*, *Crotalus durissus cumanensis*, *Micrurus dumerlii* y *Micrurus mipartitus*), el cual no solamente utilizó

variables ambientales como precipitación y temperatura, sino también empleó índices de aridez y biomas para hacer el modelo. El objetivo principal de este estudio fue desarrollar un modelo matemático para estimar el sub-reporte de accidentes ofídicos en Colombia, basado en la distribución de las serpientes de importancia medica del país y variables demográficas, además de supuestos epidemiológicos (Bravo, 2015). Sin embargo, en este estudio no se trataron las especies por separado, si no que se calculó un promedio entre el score de todas las especies, obteniendo un mapa global de éstas cinco especies de serpientes.

Gran parte de los estudios llevados a cabo para conocer la distribución potencial de serpientes venenosas solo tienen en cuenta factores climáticos (precipitación y temperatura); no obstante, ninguno de ellos, se ha enfocado en los cambios de uso del suelo para predecir dichas distribuciones. Trabajos relacionados acerca de los efectos del cambio de uso del suelo sobre la biodiversidad básicamente han sido enfocados solo hacia la respuesta de los ensamblajes y las comunidades animales a la fragmentación de hábitat (agricultura y ganadería extensiva, y minería), tala selectiva, incendios superficiales y caza, que son cuatro de los tipos más extendidos del cambio de uso de suelo en el trópico (Worden *et al.*, 2003; Laurance, 2004; Bolliger *et al.*, 2007; Maitima *et al.*, 2009; Smith *et al.*, 2010; Newbold *et al.*, 2014).

## 2. Materiales y Métodos

### 2.1 Área de estudio

El departamento de Antioquia se encuentra localizado al noroeste de Colombia; limita al norte con el mar Caribe y con el departamento de Córdoba, al occidente con el departamento del Chocó, al oriente con los departamentos de Bolívar, Santander y Boyacá, y al sur con los departamentos de Caldas y Risaralda. Ocupa un territorio de 63612 km<sup>2</sup>, siendo el sexto departamento más extenso de Colombia, y el más poblado, si se tiene en cuenta que el distrito capital de Bogotá es una entidad administrativa especial. En el territorio antioqueño habitan actualmente 6'534.764 personas en un total de 126 municipios (Gobernación de Antioquia, 2017). Su organización territorial comprende nueve subregiones (Valle de Aburrá, Occidente, Oriente, Norte, Nordeste, Bajo Cauca, Magdalena Medio, Suroeste y Urabá) y su capital es la ciudad de Medellín (Figura 2-1).

En el departamento existen una gran complejidad de regiones geográficas que junto con los patrones de clima regional, originan una amplia gama de ecosistemas que van desde los bosques secos hasta los bosques muy húmedos tropicales y páramos, los cuales poseen a su vez una inmensa diversidad de hábitats en donde habitan una enorme variedad de especies de flora y fauna, siendo una de las regiones del país con mayor biodiversidad. Esta alta riqueza de especies en el departamento podría ser debida a diferentes factores tales como: las cuatro grandes áreas biogeográficas que posee, (i) tierras bajas húmedas de la región del Atrato Medio y Urabá, (ii) zonas bajas húmedas de las regiones del Bajo Cauca, Nordeste y Magdalena Medio, (iii) cañón seco del río Cauca y (iv) zonas montañosas; las dos cordilleras que atraviesan al departamento; la complejidad de ecosistemas y hábitats generadas por el gradiente de alturas; y la variabilidad climática (temperatura, precipitación y humedad) que generan estas condiciones. Sin embargo, a pesar su gran biodiversidad, Antioquia es uno de los departamentos de Colombia con la tasa más alta de deforestación, seguida de Caquetá, con el 12,8% de la deforestación total del país, lo que equivale a 15888 hectáreas de bosque talado para el año 2015 (IDEAM, 2016).

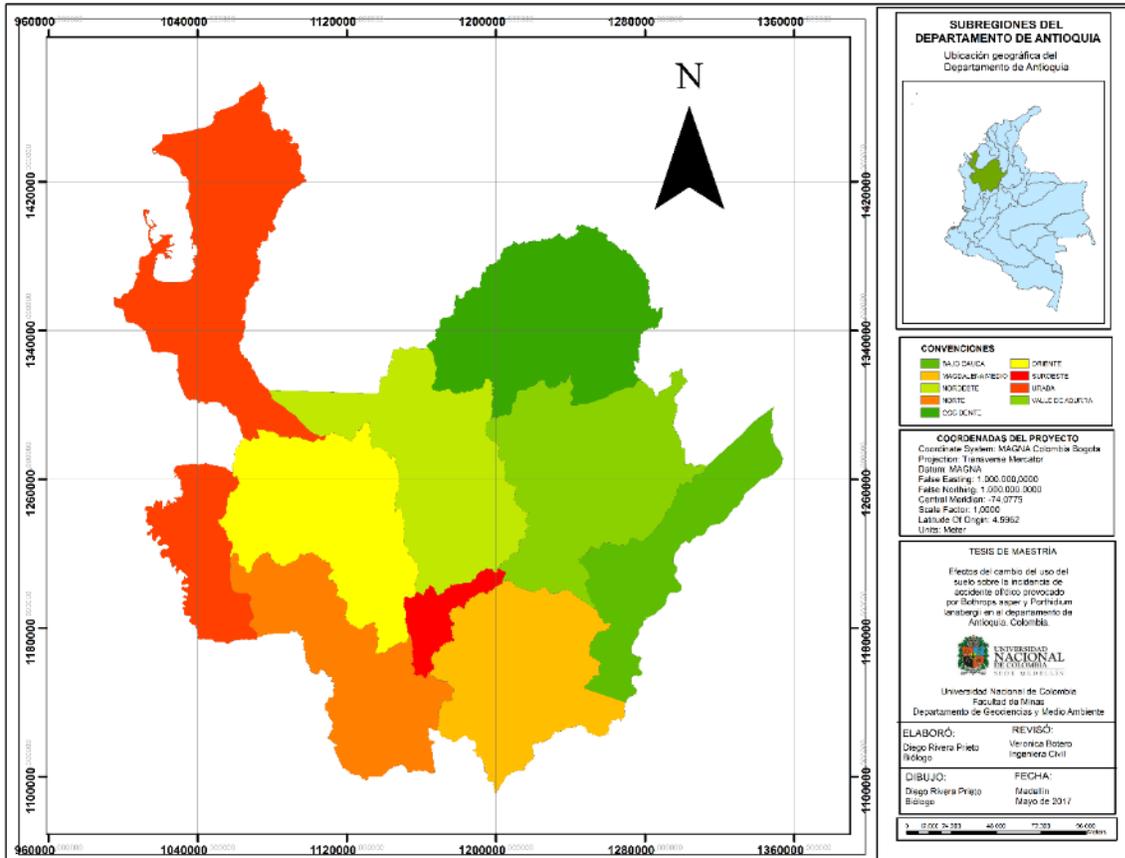


Figura 2-1: Ubicación del departamento de Antioquia en Colombia y sus subregiones.

## 2.2 Bases de datos

Para obtener la base de datos de puntos de ocurrencia tanto de *Bothrops asper* como de *Porthidium lansbergii*, se buscaron registros en las colecciones biológicas del país certificadas por el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, así como en los portales *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF, <http://www.gbif.org>) y *VertNet* (<http://www.vertnet.org>). Además, se utilizaron las bases de datos de accidentes ofídicos facilitadas por el Sistema Nacional de Vigilancia en Salud Pública (SIVIGILA) del Instituto Nacional de Salud.

Las bases de datos del SIVIGILA no presentaban coordenadas geográficas de los accidentes, por lo que se utilizaron las localidades (veredas) de ocurrencia para obtener el centroide, y así, obtener la coordenada de cada una de las veredas de Antioquia donde ocurrieron accidentes ofídicos ocasionados por estas dos especies de serpientes, en el periodo comprendido entre los años 2007 y 2015. A su vez, se incluyeron los datos de las veredas de los municipios aledaños al

departamento de Antioquia para tener una mayor cantidad de registros y así lograr obtener un modelo más robusto.

Los registros obtenidos se depuraron con base en los siguientes criterios:

- Estandarizar con el mismo sistema de coordenadas (UTM o Lat/Long).
- Eliminar registros que no posean georreferenciación (sólo en las bases de datos obtenidas de las colecciones biológicas y portales internacionales).
- Homogeneizar la clasificación taxonómica de cada uno de los registros. Esto debido a que habían nombres científicos erróneos y existían reportes de especies hermanas como *Bothrops atrox* y *Porthidium nasutum* en el área de estudio que estaban mal clasificados o identificados, ya que en el departamento de Antioquia las únicas especies de *Bothrops* y *Porthidium* que se distribuyen son *B. asper* y *P. lansbergii* (Fang, 2016 com. pers.).
- Excluir registros dudosos (por ejemplo, reportes de accidentes ofídicos con cualquiera de estas dos especies a más de 2000 metros de altitud).
- Descartar datos duplicados.

### **2.3 Modelamiento de nicho ecológico para *Bothrops asper* y *Porthidium lansbergii* en el departamento de Antioquia**

Para estimar la distribución geográfica potencial de *Bothrops asper* y *Porthidium lansbergii* en el departamento de Antioquia y determinar la variable ambiental que más influye en la distribución de éstas dos especies, se utilizó el programa MaxEnt 3.3.3k (Phillips *et al.*, 2006). MaxEnt estima la distribución potencial del nicho ecológico de la especie con base en la localización de la distribución de máxima entropía (más cercana y uniforme), considerando que los valores esperados para cada una de las características analizadas bajo esta distribución estimada, coinciden en su valor empírico promedio.

MaxEnt se escogió debido a que actualmente es uno de los métodos más utilizados y eficaces para la modelación de distribución de especies solo con datos de presencia (Elith *et al.*, 2006; Elith *et al.*, 2011). Entre las ventajas que ofrece MaxEnt con relación a los diversos métodos de modelado de nicho ecológico, es que puede utilizar datos tanto categóricos como continuos, puede incorporar interacciones entre diferentes variables, y además el algoritmo que se utiliza es de tipo determinístico, lo cual garantiza la convergencia hacia la óptima probabilidad de distribución (Phillips *et al.*, 2006). La escogencia del área accesible (*background*), el tipo de

variables características que MaxEnt construye (*features*), y el tipo de salida del modelo (*raw*, *cummulative*, *logistic*), afectan las inferencias que se realicen del modelo, por lo que fue necesario escogerlos teniendo en cuenta los conocimientos biológicos y ecológicos de la especie (Merow *et al.*, 2013). Para el modelado de la distribución potencial de las especies, las localidades de ocurrencia (tanto de los registros en colecciones biológicas como los de accidentes ofídico) sirvieron como los puntos de muestreo; la región geográfica de interés, es el espacio donde la distribución será definida; y las características, son las variables ambientales (Phillips *et al.*, 2004).

La información climática se obtuvo de WorldClim (<http://www.worldclim.org>) con una resolución de pixel de 1 km<sup>2</sup>. Se incluyeron las 19 variables de temperatura y precipitación (Tabla 2-1), ya que permiten obtener variables biológicamente más significativas. Estas variables representan variación (estacionalidad) y condiciones ambientales limitantes y constituyen a su vez dos de los factores que más influyen en la diversidad de un ecosistema, por disponibilidad de agua y energía en el ambiente (Hawkins *et al.*, 2003).

**Tabla 2-1:** Descripción de las 19 variables bioclimáticas de worldclim.

Variables	Descripción
Bio 1	Temperatura media anual
Bio 2	Rango de temperaturas diurnas
Bio 3	Isotermalidad (BIO2/BIO7) (* 100)
Bio 4	Estacionalidad en la temperatura (desviación estándar * 100)
Bio 5	Temperatura máxima del mes más cálido
Bio 6	Temperatura mínima del mes más frío
Bio 7	Rango anual de temperatura (BIO5-BIO6)
Bio 8	Temperatura media del trimestre más lluvioso
Bio 9	Temperatura media del trimestre más seco
Bio 10	Temperatura media del trimestre más cálido
Bio 11	Temperatura media del trimestre más frío
Bio 12	Precipitación anual
Bio 13	Precipitación del mes más lluvioso
Bio 14	Precipitación del mes más seco
Bio 15	Estacionalidad en la precipitación (coeficiente de variación)
Bio 16	Precipitación del trimestre más lluvioso
Bio 17	Precipitación del trimestre más seco
Bio 18	Precipitación del trimestre más cálido
Bio 19	Precipitación del trimestre más frío

El área accesible tiene grandes efectos sobre la calibración, evaluación e interpretación de los modelos de distribución, y por tanto debe ser definido *a priori* basado en las características de historia de vida de la especie de interés (Barve *et al.*, 2011). El área de ajuste del modelo debe corresponder a las áreas globales que son accesibles por las especies y dependerán de las oportunidades y limitantes que tengan las especies para moverse o dispersarse (Barve *et al.*, 2011; Merow *et al.*, 2013). El modelamiento se realizó con el área de distribución global de cada

una de las especies empleando el *shapefile* de ecosistemas terrestres de la *World Wildlife Fund* (WWF) para tomar la totalidad de los biomas que están presentes a lo largo de su distribución, y así crear una máscara que permitiera tener un área suficientemente grande y de distribución limitada por unidades ecológicas para crear el modelo. Del mismo modo, ésta máscara fue acotada con los límites cercanos de la distribución altitudinal de las especies en el departamento de Antioquia (desde 0 hasta los 2000 metros) con el fin de evitar ruido en la construcción de los modelos.

Para crear el mapa de rango geográfico de *B. asper* y *P. lansbergii* se utilizó el 10% de los registros como porcentaje de prueba aleatorio y fue utilizado el formato de salida acumulativo (*cummulative*), el cual ha sido considerado como uno de los métodos más robustos para generar mapas de distribución binario a partir del mapa continuo de probabilidades (Liu *et al.*, 2005). El formato de salida acumulativo (rango de 0 a 100, donde el 0 simboliza las áreas en las que todos los modelos predicen la ausencia de la especie y el 100 representa las zonas donde todos los modelos están de acuerdo en la predicción de la presencia de las especies), indica una idoneidad de hábitat relativa de cada pixel mas no una probabilidad de ocurrencia de la especie (salida logística). Por su parte, para el análisis de idoneidad de hábitat y la influencia de las variables climáticas en la distribución geográfica de las especies se utilizó el formato de salida crudo (*raw*) como recomiendan Merow *et al.* (2013).

Por otro lado, para determinar la importancia de las variables climáticas y evidenciar los requerimientos ecológicos de cada especie se aplicó la técnica de Jackknife (Phillips *et al.*, 2006), la cual permite calcular la contribución relativa de cada variable al modelo. Con esta técnica se ajustaron los modelos con una sola variable a la vez y se midió la “ganancia” respecto al modelo completo (con todas las variables). Mediante este procedimiento se puede identificar las variables que más información aportan al modelo por sí solas y las variables que más información poseen y que no aparece en otras variables (Ortíz-Yusty *et al.*, 2014).

Para interpretar estos datos, MaxEnt construye curvas de respuesta utilizando diferentes clases de variables (lineales, cuadráticos, producto, umbral y tipo “*hinge*”), que dependiendo de las clases de variables que se definan el modelo resultante puede ser más o menos complejo (Merow *et al.*, 2013). Los modelos más complejos pueden generar resultados más ajustados, sin embargo pueden ser más difíciles de interpretar; mientras que modelos más simples, pueden generar suficiente ajuste para obtener un buen resultado además de ser más fácilmente interpretables (Merow *et al.*, 2013). Con el fin de interpretar los resultados de forma más fácil y eficiente, se escogieron los modelos con variables tipo lineal para determinar la influencia de las variables climáticas sobre la distribución de *B. asper* y *P. lansbergii*.

Con el fin de estimar la capacidad de predicción de los modelos para cada especie, se analizó el área bajo la curva (AUC: *Area Under the Curve*), salida gráfica donde se observa la capacidad de discriminación de una presencia (sensibilidad) frente a la capacidad de discriminación de una

ausencia (especificidad) (Phillips y Dudik, 2008). El área bajo la curva (AUC) varía de 0 a 1, entre más cercano esté a 1 el valor del AUC quiere decir que el modelo presenta un buen desempeño, mientras que valores cercanos o por debajo de 0,5, indican que el modelo no es más informativo que lo obtenido por azar (Ortíz-Yusty *et al.*, 2014). Los análisis llevados a cabo para cada especie fueron replicados diez veces con la opción de validación cruzada, usando diferentes subconjuntos de presencias (registros biológicos y localidades de accidentes) para entrenar y validar el modelo. Los diez valores de idoneidad de hábitat, AUC e importancia de cada variable climática para cada especie fueron promediados para obtener un valor único. Por último, el mapa probabilístico en formato ASCII se importó al programa QGIS 2.16.3 en donde se reclasificó y recortó para delimitar el estudio al departamento de Antioquia.

## 2.4 Análisis multitemporal de los accidentes ofídicos provocados por *B. asper* y *P. lansbergii* ocurridos en Antioquia entre los años 2007 y 2015

Con el fin de detectar los cambios del uso del suelo a través del tiempo se emplearon imágenes satelitales del sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*), las cuales permiten realizar medidas radiométricas de la cantidad, estructura y condición de la vegetación, convirtiéndose en una herramienta muy precisa al emplear series de tiempo de alta frecuencia temporal para el análisis de ecosistemas (Rodríguez y Arredondo, 2005). Para ello, se obtuvieron imágenes MOD13Q1 (MODIS-TERRA) y MYD13Q1 (MODIS-AQUA) desde el año 2007 hasta el año 2015, lo que corresponde a un total de 414 fechas equivalentes a 46 datos o escenas por año. Los datos se descargaron de la página web <https://ladsweb.modaps.eosdis.nasa.gov/search/>, donde se selecciona el tipo de producto o sensor a descargar, el rango o resolución temporal de los datos, el área de estudio o interés, y los criterios de calidad.

Para descartar los registros de mala calidad (nubes, sombras de nubes y píxeles en blanco) en cada uno de los archivos, se empleó el software LDOPE (*Land Data Operational Product Evaluation*). LDOPE desarrolla y mantiene una serie de herramientas de software diseñadas para manipular, visualizar, analizar e interpretar datos MODIS relacionados con la calidad de datos científicos (SDS) (Tabla 2-2) (Roy *et al.*, 2002), permitiendo filtrar y seleccionar en las capas, los píxeles que cumplen con los requisitos mínimos de calidad.

**Tabla 2-2:** Descripción de la Valoración de Calidad de Datos Científicos (QA SDS). Fuente: Moncada (2014).

Bits	Parámetro	Valor	Descripción
0 - 1	Índice de Calidad (MODLAND QA Bits)	00	VI producido con buena calidad
		01	VI producido, pero comprobar con otros QA

Bits	Parámetro	Valor	Descripción
		10	Pixel producido, pero probablemente nube
		11	Pixel no producido por otras razones
2 - 5	Índice de Utilidad	0000	Más alta calidad
		0001	Menos calidad
		0010	Disminución de calidad
		0100	Disminución de calidad
		1000	Disminución de calidad
		1001	Disminución de calidad
		1010	Disminución de calidad
		1100	Menos calidad
		1101	Calidad tan baja que no es útil
		1110	L1B datos erróneos
		1111	No es útil por cualquier otra razón / no procesada
6 - 7	Cantidad de aerosoles	00	Climático
		01	Bajo
		10	Intermedio
		11	Alto
8	Nube Adyacente	0	No
		1	Si
9	Atmósfera BRDF Corrección	0	No
		1	Si
10	Mezcla de nubosidad	0	No
		1	Si
11 - 13	Máscara Tierra / Agua	000	Océano poco profundo
		001	Tierra
		010	Costas y lagos
		011	Aguas continentales poco profundas
		100	Aguas efímeras
		101	Aguas continentales profundas
		110	Aguas oceánicas continentales
111	Océano profundo		
14	Nieve o hielo	0	No
		1	Si
15	Sombra	0	No
		1	Si

Para la valoración de calidad, se empleó el código mask\_sds de LDOPE el cual accede a un rango de bits (combinación entre 0 y 1) que corresponden a una mala, aceptable o alta calidad. Debido a que el criterio de filtrado es muy estricto y que el número de datos útiles sería limitado y altamente restringido, se emplearon los parámetros de control propuestos por Moncada (2014), (Tabla 2-3), en el cual a los pixeles que no cumplían con el criterio de calidad se les asignó un

valor arbitrario de -9999 teniendo en cuenta que el menor registro de NDVI-MODIS es de -3000, el cual corresponde a cuerpos de agua (Anexo A).

**Tabla 2-3:** Parámetros empleados en la valoración de calidad para los datos de NDVI. Fuente: Adaptado de Moncada (2014).

Bits	Parámetro	Valor	Descripción
0 - 1	Índice de Calidad (MODLAND QA Bits)	00	VI producido con buena calidad
		01	VI producido, pero comprobar con otros QA
6 - 7	Cantidad de aerosoles	00	Climático
		01	Bajo
		10	Intermedio
10	Mezcla de nubosidad	0	No
15	Sombra	0	No

Las 414 imágenes que se encontraban originalmente en formato HDF-EOS fueron proyectadas y transformadas a GeoTIFF en el software R (Anexo B). Posteriormente, los datos filtrados se leyeron en el software GRASS mediante la función `r.in.gdal` la cual permite crear una capa de mapa ráster GIS de GRASS, o grupo de imágenes, desde cualquier formato de mapa ráster compatible con GDAL.

Posteriormente, a las capas importadas se les ajustó la región geográfica actual con el módulo `g.region` para “posicionar” el mapa importado. Luego, los pixeles cuyo valor fuesen -9999 se convirtieron en nulos con el comando `r.null`, el cual consiste en corregir mapas que no tienen un archivo de mapa de bits de valores nulos, es decir, para indicar si cero es un valor válido o se va a convertir a nulo. Finalmente, se escalaron los valores de NDVI con el comando `r.mapcalc` que provee métodos de álgebra de mapas ejecutando aritmética en capas de mapas ráster.

Luego se importaron a GRASS los datos de accidentes ofídicos obtenidos y filtrados descritos en el numeral 2.2 del presente trabajo, a partir de la base de datos del SIVIGILA. Este procedimiento se llevó a cabo con el módulo `v.in.ascii` el cual convierte un mapa vectorial en formato vectorial ASCII de GRASS a un mapa vectorial en formato binario. Luego de tener esta información en GRASS, se importaron los mapas de veredas donde han ocurrido accidentes con el comando `v.in.ogr` que importa datos vectoriales desde archivos y conexiones de bases de datos soportados por la biblioteca OGR en la ubicación actual y en el mapa. Por último, para cada escena o fecha se creó una columna la cual contiene el promedio del NDVI por vereda donde ocurrieron mordeduras de serpientes que se obtuvo con el módulo `v.rast.stats` que calcula las estadísticas básicas univariadas a partir de un mapa ráster sólo para las partes cubiertas por el mapa vectorial especificado. La estructura del algoritmo puede ser consultada en el Anexo C.

A partir de la información obtenida en GRASS se incorporaron los datos al software R con el fin de procesar y graficar los mismos. Con la finalidad de observar la variabilidad del cambio del uso del suelo frente al accidente ofídico, para cada mordedura en el departamento, se graficó una serie de tiempo con los promedios de NDVI por escena. Del mismo modo, se realizaron gráficas de serie de tiempo que permitieron ver como oscilaba el promedio del NDVI durante el periodo comprendido entre el 2007 y 2015 para cada vereda mostrando cada uno de los accidentes ofídicos ocurridos en el respectivo polígono (vereda) (Anexo D).

Por otro lado, con el propósito de identificar los cambios en el uso del suelo para el departamento de Antioquia, se obtuvo el delta ( $\Delta$ ) del NDVI, es decir, la diferencia entre los valores anteriores y posteriores del NDVI-MODIS, logrando identificar el valor residual para el cual se asocian posibles cambios en la cobertura vegetal. El valor del  $\Delta$ NDVI fue obtenido en el software R mediante el algoritmo mostrado en el Anexo E. Según Moncada (2014) los valores de  $\Delta$ NDVI presentan una distribución normal lo que significa que, en condiciones constantes de vegetación, el  $\Delta$ NDVI anual tendrá valores cercanos a cero al no presentar cambios significativos entre T1 y T2. Los valores que se alejen de  $X=0$  estarían asociados con variaciones fenológicas y/o cambios de la cobertura terrestre, donde esta última representa la remoción de parte de la cobertura vegetal debido a diversos procesos como agricultura, ganadería, tala y minería ilegal, entre otros.

Para el presente trabajo, se calculó el promedio del  $\Delta$ NDVI para cada escena, en los que valores negativos del  $\Delta$ NDVI serán considerados como posibles eventos de deforestación, mientras que valores positivos, como sucesos de reforestación. Este ejercicio se llevó a cabo para cada uno de los 4042 accidentes ocurridos entre el año 2007 y 2015, calculando los promedios del  $\Delta$ NDVI 15 y 30 días antes y cuatro días después de cada incidente (para asegurar que se tome la imagen más cercana al accidente ya que las imágenes son tomadas cada ocho días). A fin de describir el comportamiento del conjunto de datos y observar la tendencia del  $\Delta$ NDVI para cada accidente se realizaron histogramas y diagramas de dispersión en el software R.

## **2.5 Modelos predictivos de distribuciones potenciales futuras para *Bothrops asper* y *Porthidium lansbergii* en el departamento de Antioquia**

El clima futuro se obtiene a partir de datos generados con Modelos Climáticos Globales (GCMs, también conocidos como Modelos de Circulación General). Las variables bioclimáticas simuladas por estos modelos dependen en parte de la presunta concentración atmosférica de gases de efecto invernadero. Los "escenarios de emisión" describen las proyecciones futuras de concentraciones atmosféricas de gases de efecto invernadero. Por lo tanto, la proyección sobre

el clima en un período determinado en el futuro depende del modelo y el escenario de emisión utilizado, así como en la ejecución del modelo (cada ejecución es diferente ya que el clima es en parte un fenómeno estocástico) (Hijmans *et al.*, 2005).

Las Rutas de Concentración Representativas (RCP) son la última generación de escenarios que proporcionan información a los modelos climáticos (van Vuuren *et al.*, 2011). Los RCPs son trayectorias dependientes del tiempo y el espacio de concentraciones de gases de efecto invernadero y contaminantes resultantes de las actividades humanas, incluidos los cambios en el uso del suelo. Hasta la fecha existen cuatro escenarios de RCPs que proporcionan una descripción de las concentraciones de los contaminantes del cambio climático en la atmósfera en el tiempo (Moss *et al.*, 2010). Para el presente trabajo se empleó el RCP26, el cual representa un escenario “optimista” (RCP26 = +2.6 W/m<sup>2</sup>) (Weyant *et al.*, 2009).

Los datos para los escenarios climáticos futuros fueron descargados de WorldClim con una resolución de pixel de 1 km<sup>2</sup>, empleando las 19 variables bioclimáticas disponibles para el año 2050 (promedio de los años 2041 al 2060). Estos archivos se procesaron en el programa QGIS 2.16.3 y se les cambió el sistema de coordenadas a WGS84. Posteriormente, el archivo se recortó según el “M” o área accesible, la cual se obtuvo a partir de los biomas donde se distribuyen geográficamente *Bothrops asper* y *Porthidium lansbergii*. Éste, se convirtió de GeoTiff al código ASCII para luego ser procesado junto con los datos de ocurrencia en el programa MaxEnt 3.3.3k. Para que MaxEnt produjera la distribución potencial a futuro de estas dos especies, el nombre del archivo de cada una de las variables bioclimáticas del escenario futuro debía tener tanto el mismo formato como el mismo nombre que las variables bioclimáticas actuales.

Para la validación de resultados se utilizaron los mismos parámetros empleados en el apartado 2.3 del presente capítulo. Los resultados de la ejecución en MaxEnt se resumen en un archivo de salida HTML en donde se incluye una representación gráfica del área bajo la curva (AUC), mapas de la distribución potencial de cada especie, el aporte de las 19 variables bioclimáticas en el modelo, y las curvas de respuesta para cada variable. Finalmente, el mapa probabilístico en formato ASCII se importó al programa QGIS en donde se reclasificó y recortó para delimitar el estudio al departamento de Antioquia.

### 3. Resultados y Discusión

#### 3.1 Modelamiento de nicho ecológico para *Bothrops asper* y *Porthidium lansbergii* en el departamento de Antioquia

En total, se obtuvieron 5921 registros de *Bothrops asper* y 923 para *Porthidium lansbergii* a lo largo del departamento de Antioquia, municipios aledaños al departamento y área de influencia constituida por la totalidad de los biomas que hacen parte de la distribución geográfica de las especies. De estos datos, 755 pertenecían a reportes obtenidos en las colecciones biológicas para *B. asper* y 411 para *P. lansbergii*, mientras que 5166 reportes se extrajeron a partir de la base de datos de accidentes ofídicos del SIVIGILA, 4654 para *B. asper* y 512 para *P. lansbergii*. No obstante, luego de filtrar y depurar los datos, resultaron en total 2097 y 322 localidades con las cuales se realizó el modelamiento de nicho ecológico para *B. asper* y *P. lansbergii* respectivamente.

Los mapas de idoneidad de hábitat para *B. asper* y *P. lansbergii* produjeron predicciones muy similares (Figura 3-1). El modelo predice una distribución continua a lo largo del departamento de Antioquia para ambas especies, donde el sur del Urabá, el nordeste y el oriente antioqueño fueron los hábitat con mayor idoneidad de hábitat para *B. asper*; mientras que, el norte del Urabá, la parte sur del nordeste, el oriente antioqueño y la región del Magdalena Medio presentaron una mejor idoneidad de hábitat para *P. lansbergii*. Por otro lado, la mapaná o talla equis (*B. asper*) presenta una distribución potencial a lo largo de todas las tierras bajas del departamento (por debajo de los 1800 msnm), en cambio la patoco o sapa (*P. lansbergii*) aparentemente se encuentra ausente en los municipios que limitan con el Chocó, al oeste del departamento, así como en gran parte de la cuenca del río Cauca.

*B. asper* aparentemente habita en todas las tierras bajas del departamento sin un límite geográfico claro. Sin embargo, en la Figura 3-1 se observa que en la cuenca del río Cauca y en la vertiente occidental de la cordillera occidental está ausente de la distribución modelada, lo que podría indicar un muestreo pobre en esa zona o la existencia de barreras ecológicas o biogeográficas que no están siendo tenidas en cuenta en la modelación realizada (Ortíz-Yusty *et al.*, 2014). Probablemente la reducida cantidad de registros de accidentes ocasionados por *B. asper* en ésta región podría estar relacionada con una baja densidad poblacional de esta especie

y/o a que las personas que habitan estos territorios no acuden a los centros de salud, bien sea por la lejanía o por la precaria atención, prefiriendo ser atendidos por rezanderos o curanderos de la zona.

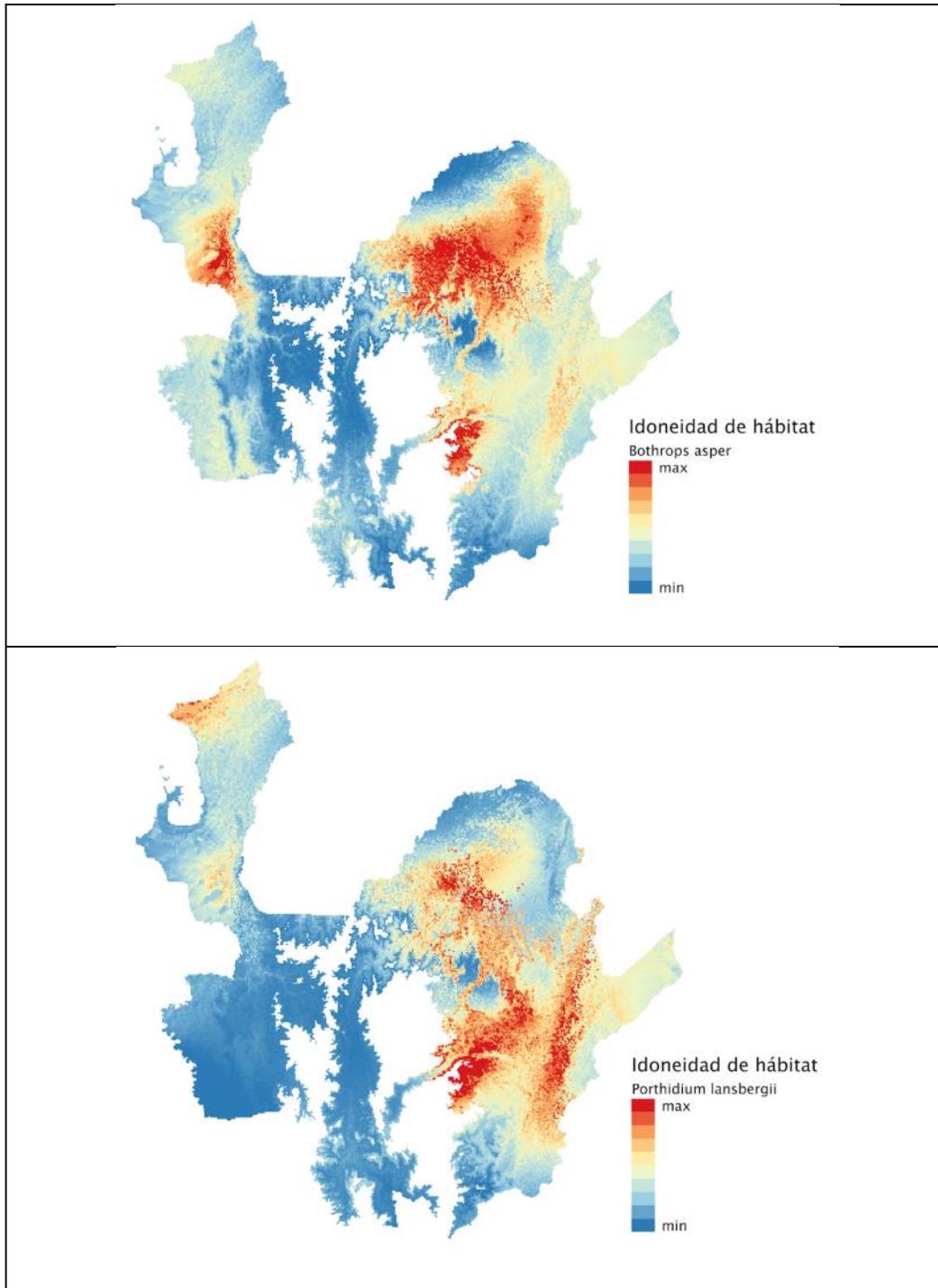


Figura 3-1: Idoneidad de hábitat para *Bothrops asper* (superior) y *Porthidium lansbergii* (inferior) en el departamento de Antioquia.

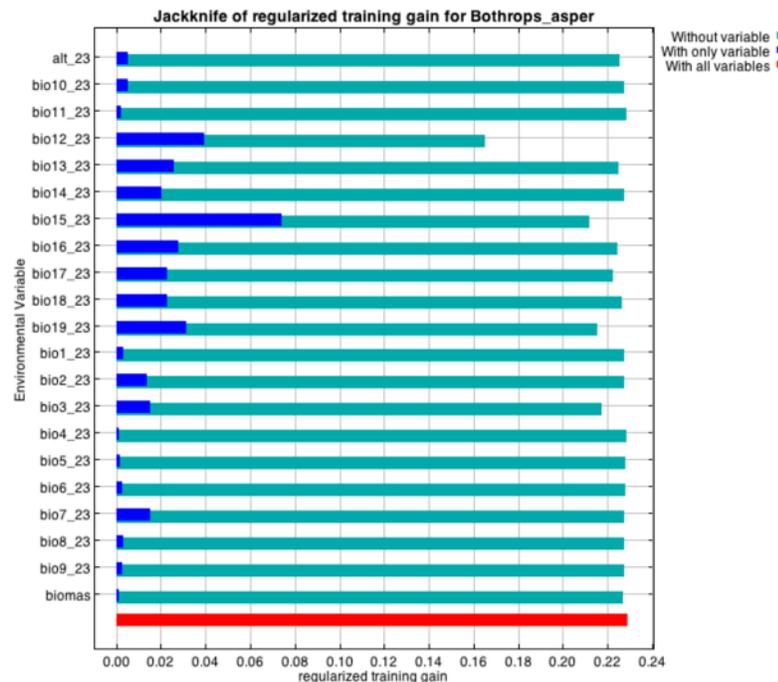
Las curvas ROC para los dos mapas de distribución de las especies indicaron una alta precisión. Para *B. asper*, los datos de entrenamiento obtuvieron en promedio un AUC de 0,729 (Rango: 0,726 – 0,731) y para los datos de prueba AUC de 0,727 en promedio (Rango: 0,708 – 0,746); mientras que para *P. lansbergii* los datos de entrenamiento obtuvieron un AUC promedio de 0,815 (Rango: 0,809 – 0,820) y los datos de prueba un AUC de 0,808 en promedio (Rango: 0,763 – 0,854). Todos los modelos se ajustaron relativamente bien, lo que significa que tomaron una gran fracción de la variabilidad total de los datos, con bajos niveles de errores de comisión y una diferencia mínima entre los valores de entrenamiento y prueba de AUC en MaxEnt.

La prueba de Jackknife evidenció que la variable ambiental con mayor importancia cuando se usa aisladamente es Bio15 (Estacionalidad en la precipitación) con el 0,073 y el 0,251 de ganancia para *B. asper* y *P. lansbergii* respectivamente (Figura 3-2 y 3-3). Para *B. asper*, la variable Bio12 (Precipitación anual) tuvo el segundo nivel de relevancia por sí misma para la distribución de la especie con el 0,039 de ganancia; mientras que para *P. lansbergii*, la variable con el segundo nivel de importancia si se usara aisladamente fue Bio14 (Precipitación del periodo más seco) con el 0,178 de ganancia. Por otro lado, en ambas especies la variable ambiental que más disminuye ganancia cuando se omite es Bio12, por lo que parece tener la mayor cantidad de información que no está presente en las demás variables. Posiblemente, la probabilidad de presencia de estas dos especies de serpientes esté determinada principalmente por la variable precipitación, mas no por la temperatura.

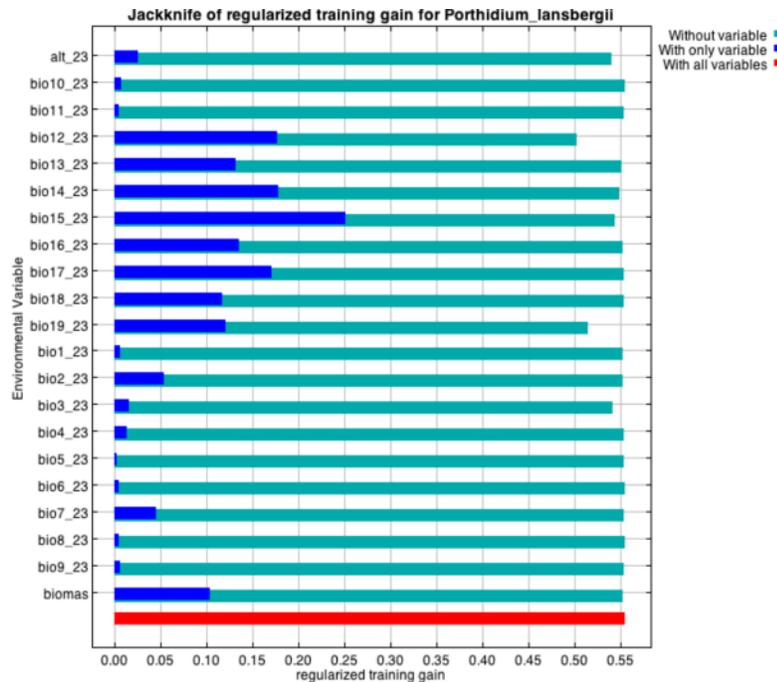
Estos resultados coinciden con lo expuesto por Sasa *et al.* (2009) quienes afirman que *B. asper* prefiere ambientes húmedos. Así mismo, en los bosques secos o caducifolios, la especie está restringida principalmente a la vegetación perenne y ribereña, a lo largo de ríos y quebradas permanentes que pueden servir de refugio durante períodos secos (Freire-Lascano y Kuch, 1994). Esta distribución se puede apreciar en la Figura 3-1, en la que en los bosques secos de la parte media de la cuenca del río Cauca en el departamento, la especie presenta una baja idoneidad de hábitat. Sin embargo, es importante anotar que al modelar la distribución potencial solo se tiene en cuenta la relación con el clima, y no se consideran la presencia de barreras geográficas, interacciones ecológicas o requerimientos de hábitat que podrían

determinar la distribución de una especie (Guisan y Zimmermann, 2000; Soberon y Peterson, 2005).

Por otra parte, es poco lo que se conoce sobre los aspectos biológicos y ecológicos de *P. lansbergii* en el país. En estudios realizados por Flores-Padrón *et al.* (2014), Infante-Rivero (2009) y Cornejo *et al.* (2005) en Venezuela, las dos subespecies distribuidas en ese país (*P. l. lansbergii* y *P. l. rozei*), presentan cierta afinidad con zonas xéricas y semixéricas; así mismo, Rojas Murcia *et al.* (2016) registran la presencia de la especie en el bosque seco tropical del norte de Colombia, y Medina-Rangel y López-Perilla (2015) indican que esta serpiente se encuentra en las llanuras áridas y semiáridas de Colombia, desde el norte de los departamentos del Chocó y Antioquia, las tierras bajas de la costa caribe y en el valle del río Magdalena. No obstante, gran parte de los registros obtenidos en el departamento de Antioquia, así como los resultados del modelamiento de nicho, sugieren que la especie también puede estar presente en bosques húmedos tropicales contrario a lo reportado por estos autores. Probablemente las poblaciones de *P. lansbergii* al oeste de la cordillera central tengan requerimientos de hábitat diferentes a las del valle del río Magdalena, costa atlántica y Venezuela, que prefieren ambientes áridos y semiáridos.



**Figura 3-2: Cantidad de información promedio que se aporta a los diez modelos entrenados usando una variable a la vez, todas las variables excepto una y todas las variables a la vez empleando Jackknife para *Bothrops asper*.**



**Figura 3-3: Cantidad de información promedio que se aporta a los diez modelos entrenados usando una variable a la vez, todas las variables excepto una y todas las variables a la vez empleando Jackknife para *Porthidium lansbergii*.**

Las curvas de respuesta marginal muestran como cada variable ambiental afecta la predicción. Estas curvas muestran como la predicción logística se modifica a medida que cada variable ambiental cambia, manteniendo todas las demás variables ambientales en sus valores de muestra promedio. La curva de respuesta para el promedio de temperatura anual (Figura 3-4) muestra la mayor probabilidad de presencia de *P. lansbergii* entre los 18 y 34 °C, mientras que para *B. asper* es entre 18 y 29 °C. Como se observa en la Figura 3-4, temperaturas promedio entre 24 y 27 °C favorecen enormemente la presencia de *B. asper*, mientras que cuando la temperatura supera los 30 °C, la probabilidad de presencia disminuye. La curva de respuesta para la elevación (Figura 3-5) también presenta una distribución normal, estando presentes desde el nivel del mar y limitando su presencia alrededor de los 1600 m para *P. lansbergii*, y de los 1800 m en *B. asper*. La curva de respuesta para precipitación anual (Figura 3-6) muestra una mayor probabilidad de presencia de *P. lansbergii* y *B. asper* entre 2000 mm y 4500 mm, y 2000 mm y 7000 mm respectivamente.

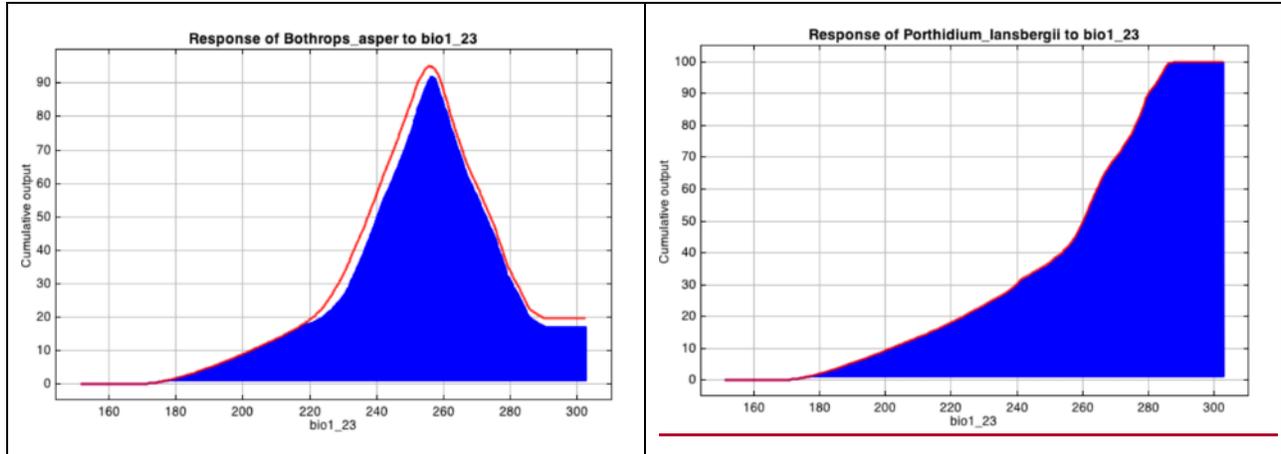


Figura 3-4: Curva de respuesta para el promedio de temperatura anual para *Bothrops asper* (A) y *Porthidium lansbergii* (B).

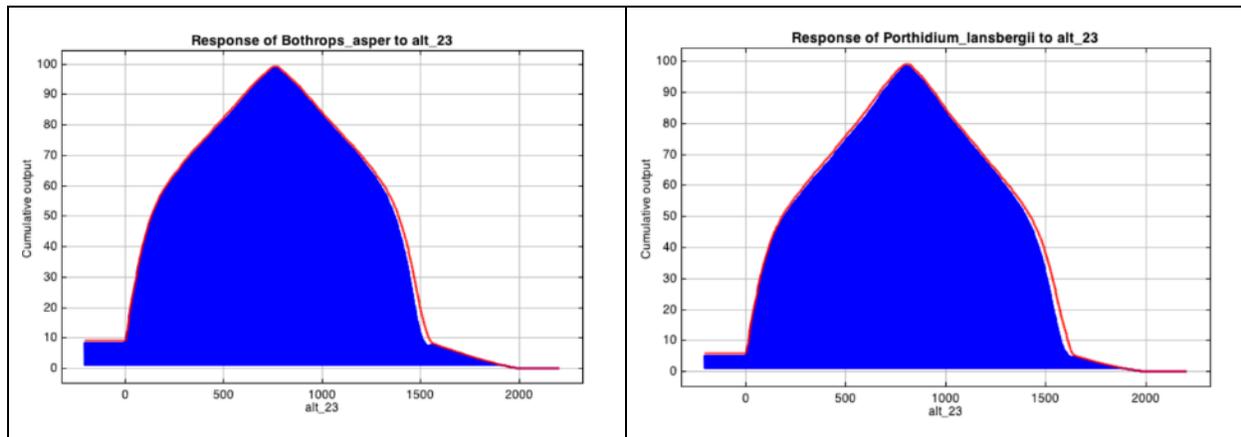


Figura 3-5: Curva de respuesta para la variable elevación para *Bothrops asper* (A) y *Porthidium lansbergii* (B).

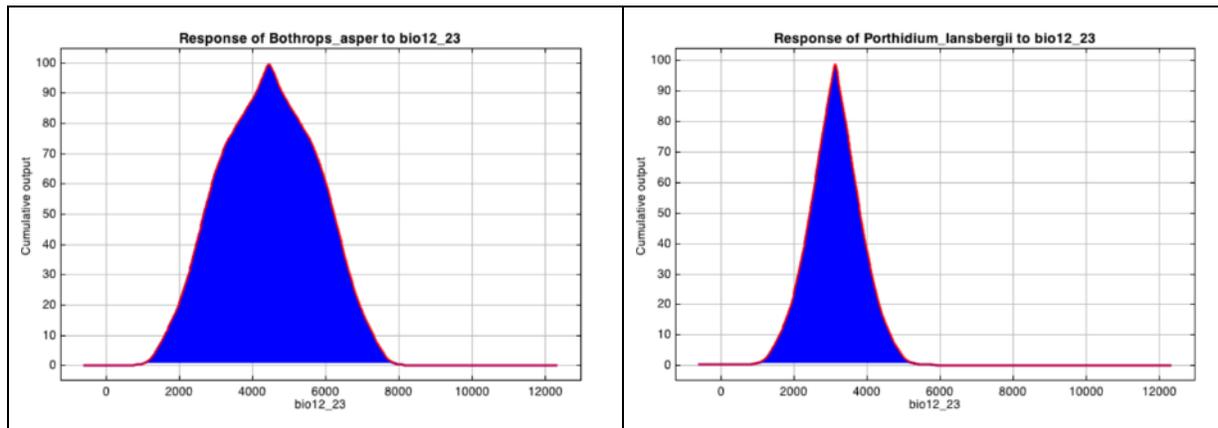


Figura 3-6: Curva de respuesta para el promedio de precipitación anual para *Bothrops asper* (A) y *Porthidium lansbergii* (B).

Los resultados de las curvas de respuesta asociados a la distribución altitudinal para *B. asper* no coinciden con lo reportado en la literatura. Según Campbell y Lamar (1989) y Pérez-Santos y Moreno (1986) *B. asper* se encuentra distribuida en Colombia desde el nivel del mar hasta los 2640 metros, sin embargo, estos datos parecen ser aislados y difieren de los resultados del modelamiento de nicho en el presente trabajo ya que indican que esta especie no sobrepasa los 1800 - 1900 m.s.n.m. en el departamento. Por otro lado, para *P. lansbergii* se registra que podría llegar hasta los 1600 m.s.n.m., contrario a lo que afirman Medina-Rangel y López-Perilla (2015), quienes indican que no sobrepasa los 1000 metros; esto podría sugerir, que *P. lansbergii* puede ascender posiblemente a altitudes mayores siempre y cuando existan hábitats adecuados para el establecimiento de poblaciones estables.

Los recientes avances en el campo del Modelamiento de Nicho Ecológico, así como la gran disponibilidad de datos ambientales de buena calidad a nivel mundial, han aumentado la capacidad de predecir la distribución de especies relacionadas con la transmisión de enfermedades (Mak *et al.*, 2010; Peterson *et al.*, 2002). Sin embargo, el problema desatendido de los accidentes ofídicos ha sido pocas veces tratado (Yañez-Arenas *et al.*, 2014). Estos resultados demuestran que es posible llevar a cabo la creación de mapas de idoneidad de hábitat de especies venenosas a través del modelamiento ecológico, lo que podría permitir el establecimiento de medidas de control y prevención en las zonas más afectadas por mordeduras de serpientes en el país.

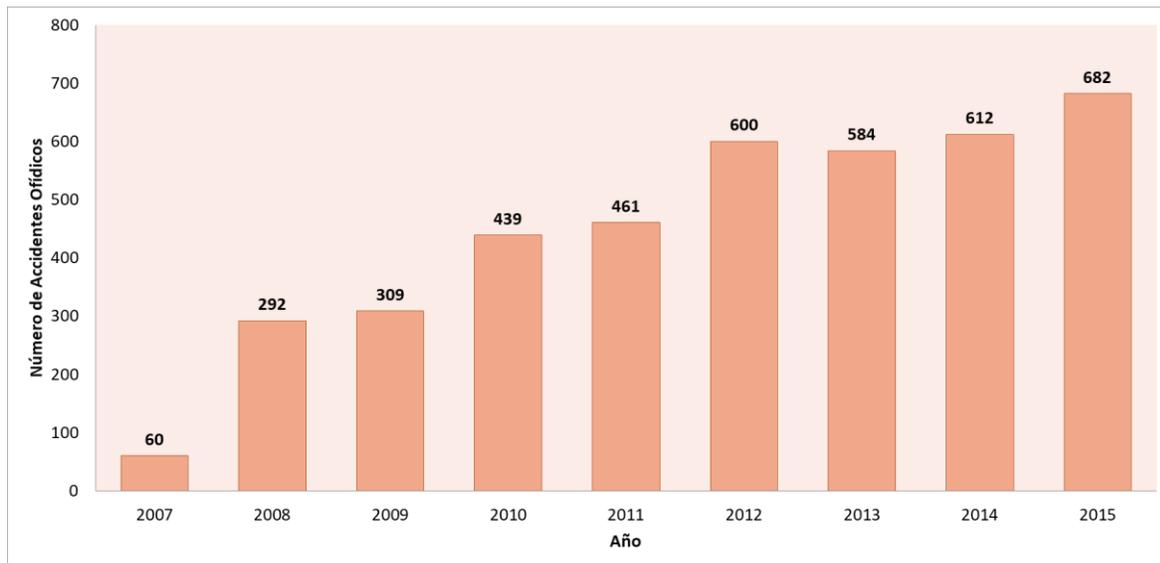
### **3.2 Frecuencia y distribución de accidentes ofídicos en el departamento de Antioquia**

Entre el año 2007 y el año 2015 se han reportado al Instituto Nacional de Salud 34800 mordeduras de serpientes en el país, de las cuales 4878 se registraron en el departamento de Antioquia y de éstas, 4042 fueron provocadas por la mapaná o talla equis (*Bothrops asper*) y la patoco o sapa (*Porthidium lansbergii*) causando aproximadamente el 83% de los accidentes ofídicos en el departamento. De estos 4042 accidentes, 366 fueron causados por *P. lansbergii* y 3676 por *B. asper*, siendo ésta última, la serpiente que más causa accidentes en el país, y a lo largo de todo su rango de distribución geográfica (Sasa *et al.*, 2009; Warrel, 2004; Theakston *et al.*, 1995; Freire y Kuch, 1994).

Los accidentes ofídicos han aumentado considerablemente desde el año 2007 hasta el año 2015 en el departamento de Antioquia (Figura 3-7). Para el año 2007, cuando se empezaron a tomar los primeros registros por parte del INS en el país, se presentaron 60 eventos de mordeduras provocadas por *B. asper* y *P. lansbergii*, mientras que para el año 2015 se multiplicaron llegando a 682 accidentes. El incremento se podría deber a que el sistema de reporte mejoró notablemente con la implementación de la ficha única de notificación, donde la información se

reporta y publica a través del Sistema Nacional de Vigilancia en Salud Pública (SIVIGILA) (Bravo, 2015). Debido a su reporte obligatorio de la notificación del accidente ofídico se ha observado un aumento progresivo en el número y la calidad de la información recolectada presentando alrededor de 2445 casos con 30 muertes en el año 2007 a 4276 casos con 31 muertes en el año 2015 (INS, 2016).

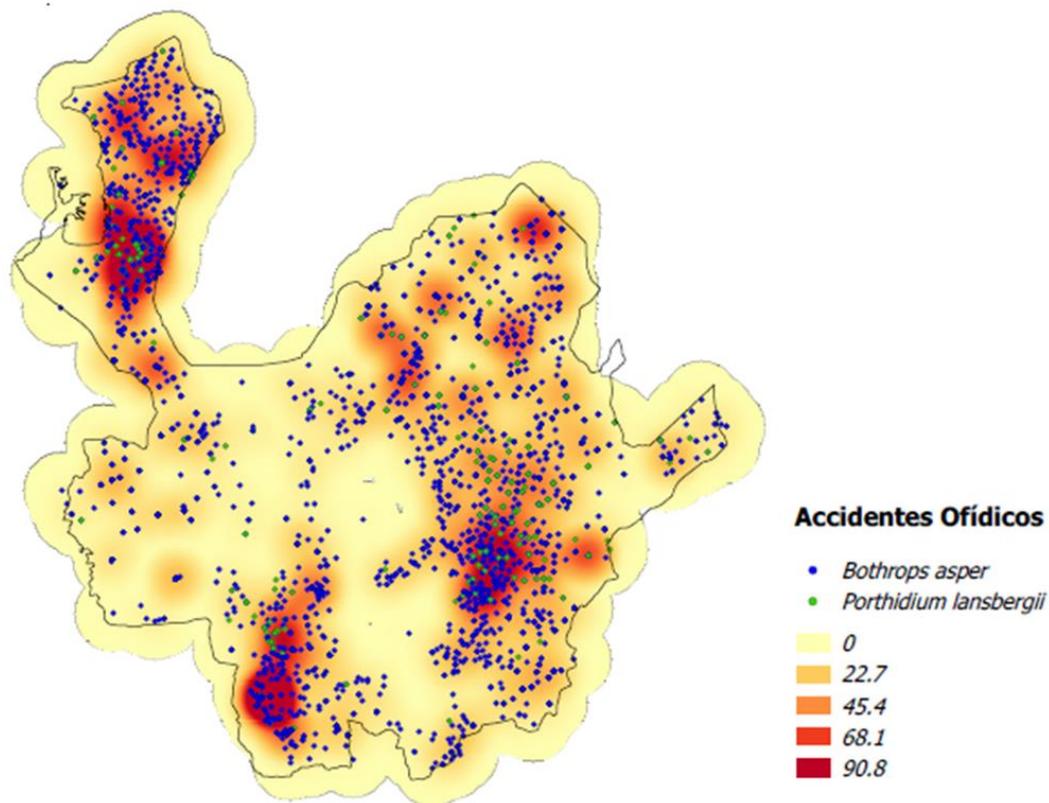
A pesar de que el número de muertes por accidentes ofídicos se mantiene relativamente constante en el departamento, el número de personas afectadas sigue incrementándose año tras año. Sin embargo, pese a que gran parte de las víctimas sobrevive, un grupo de ellas podría quedar con secuelas físicas permanentes debido a necrosis tisular local, y además, con secuelas psicológicas (Kasturiratne *et al.*, 2008). Asimismo, debido a que la mayoría de las víctimas de mordedura de serpiente son jóvenes (Chippaux, 1998; Hansdak *et al.*, 1998), el impacto económico de su discapacidad podría ser considerable.



**Figura 3-7: Número de accidentes ofídicos provocados por *Bothrops asper* y *Porthidium lansbergii* entre los años 2007 y 2015 en el departamento de Antioquia.**

Las subregiones del departamento más afectadas por accidentes ofídicos causados por *B. asper* y *P. lansbergii* entre el 2007 y el 2015 son el Urabá con 1169 casos de mordeduras, el Nordeste con 642 incidentes, el Suroeste con 570 accidentes, Bajo Cauca con 532 eventos y Oriente con 336 sucesos. Por su parte, el Magdalena Medio, Norte, el Occidente y el Valle de Aburrá fueron las subregiones con el menor número de accidentes ofídicos con 292, 233, 213 y 30 incidentes respectivamente (Figura 3-8 y 3-9). El municipio que más presenta eventos de mordeduras de serpientes durante este periodo de tiempo es Turbo con 276 registros, seguido de Ciudad Bolívar, Apartadó y Necoclí con 198, 165, 154 reportes respectivamente; mientras que, cuatro municipios solo registraron un accidente (Caramanta, Entrerriós, Olaya y Uramita) (Figura 3-9). Por otro lado, 23 municipios de Antioquia no presentaron ningún accidente posiblemente por la

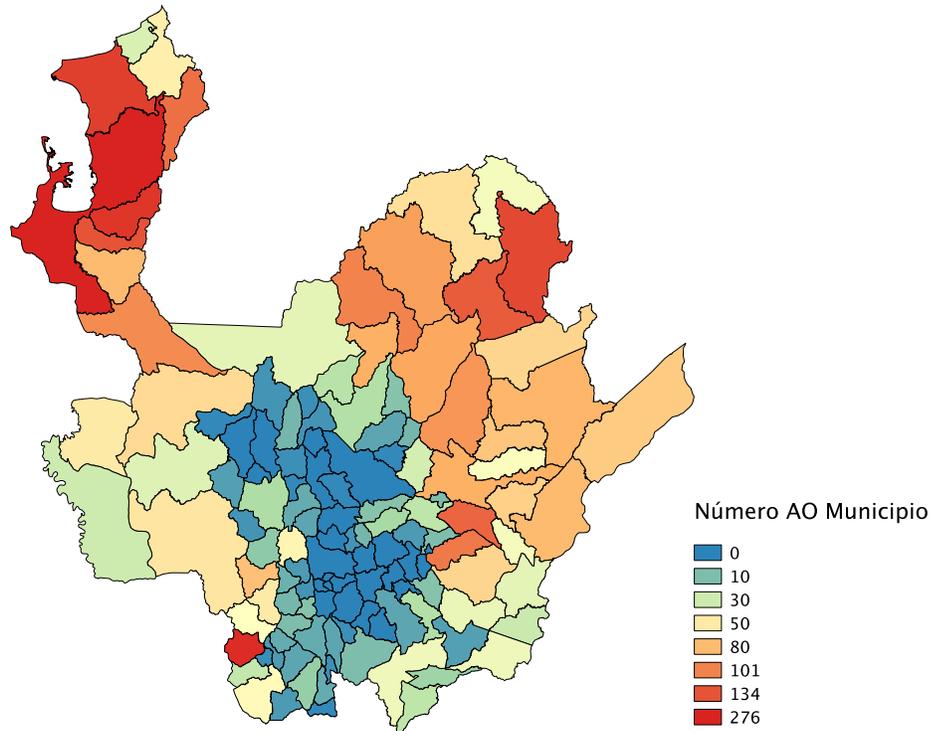
carencia de datos o por tener gran parte de su territorio a alturas superiores a 2000 m.s.n.m donde aparentemente no se distribuyen éstas dos especies de serpientes de la familia Viperidae.



**Figura 3-8: Mapa de calor de los accidentes ofídicos provocados por *Bothrops asper* y *Porthidium lansbergii* entre los años 2007 y 2015 en el departamento de Antioquia.**

La población humana ha sido considerada inversamente correlacionada con la incidencia de mordeduras de serpiente (Chippaux, 2011; Chippaux y Diallo, 2002). Esta relación inversa puede ser explicada tanto por la reducción de las poblaciones de serpientes en las zonas altamente pobladas, así como por los cambios en la condición y ocupación de asentamientos humanos (Stock *et al.*, 2007). Esta condición se ve reflejada claramente en el Valle de Aburrá, donde para junio de 2005 vivían aproximadamente 3306490 de personas (DANE, 2005), es decir, el 58,2% de la población del departamento y sólo presentó 30 casos por mordeduras de *B. asper* y *P. lansbergii*. Por otro lado, las actividades en zonas rurales como la agricultura, el pastoreo y la pesca aumentan significativamente el riesgo de encuentro con serpientes (Chippaux, 2012; Arilol *et al.*, 2010). Razón por la cual en subregiones como el Suroeste y el Nordeste, donde la población rural es mayor que en la cabecera municipal, o en el Urabá, Bajo Cauca y Oriente

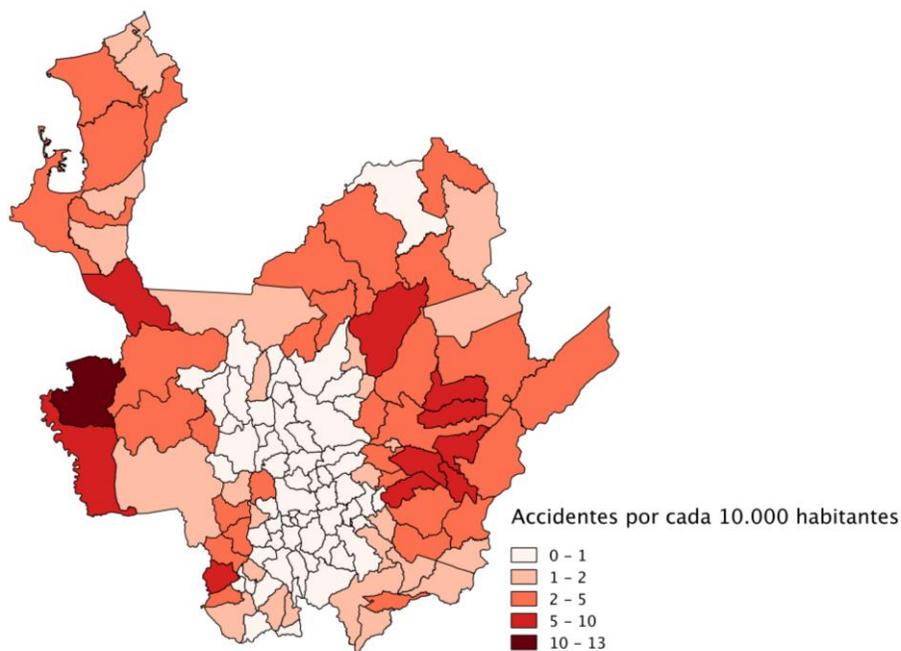
donde la población de la cabecera es similar a la rural, hubo la mayor cantidad de accidentes ofídicos.



**Figura 3-9: Número y distribución por municipio de accidentes ofídicos provocados por *Bothrops asper* y *Porthidium lansbergii* entre los años 2007 y 2015 en el departamento de Antioquia.**

En Antioquia, se pueden observar relaciones significativas entre la densidad de población humana y la incidencia de mordeduras de *B. asper* y *P. lansbergii*. Esto podría ser debido a que la idoneidad de hábitat de estas víboras en el departamento se concentra en las subregiones donde hay un mayor número de habitantes a excepción del Valle de Aburrá. Las condiciones medio ambientales del Oriente, Urabá y Suroeste donde ocurrieron la mayor cantidad de accidentes ofídicos favorecen el establecimiento de poblaciones estables de *B. asper* y *P. lansbergii* siendo a su vez las subregiones con mayor población en el departamento después del Valle de Aburrá con 540184, 509409 y 373506 habitantes para el 2005 respectivamente (DANE, 2005). Otro factor social importante en el riesgo de accidente ofídico es la pobreza; a escala global Harrison *et al.* (2009) demostraron que los indicadores socioeconómicos de pobreza se correlacionan con la mortalidad causada por mordeduras de serpientes. En el presente estudio, aparentemente se observa una correlación positiva entre la incidencia de accidentes ofídicos y la marginalización de los municipios en Antioquia, ya que entes territoriales como Turbo,

Apartadó, Necoclí, Carepa, El Bagre y Zaragoza que hacen parte del Urabá y Bajo Cauca, presentaron la mayor cantidad de mordeduras de serpientes en el departamento entre el 2007 y el 2015, y a su vez, éstas dos subregiones son las que registran los índices más altos de pobreza en Antioquia según el índice de NBI (Necesidades Básicas Insatisfechas) con un 58,96 y 53,06% de personas en NBI para el 2012 (Figura 3-10) (Anuario Estadístico de Antioquia, 2013), lo que podría reflejar una asociación frecuente entre la pobreza y el aumento de las actividades agrícolas manuales que incrementarían el riesgo de accidentes con serpientes venenosas (Yañez-Arenas *et al.*, 2014).

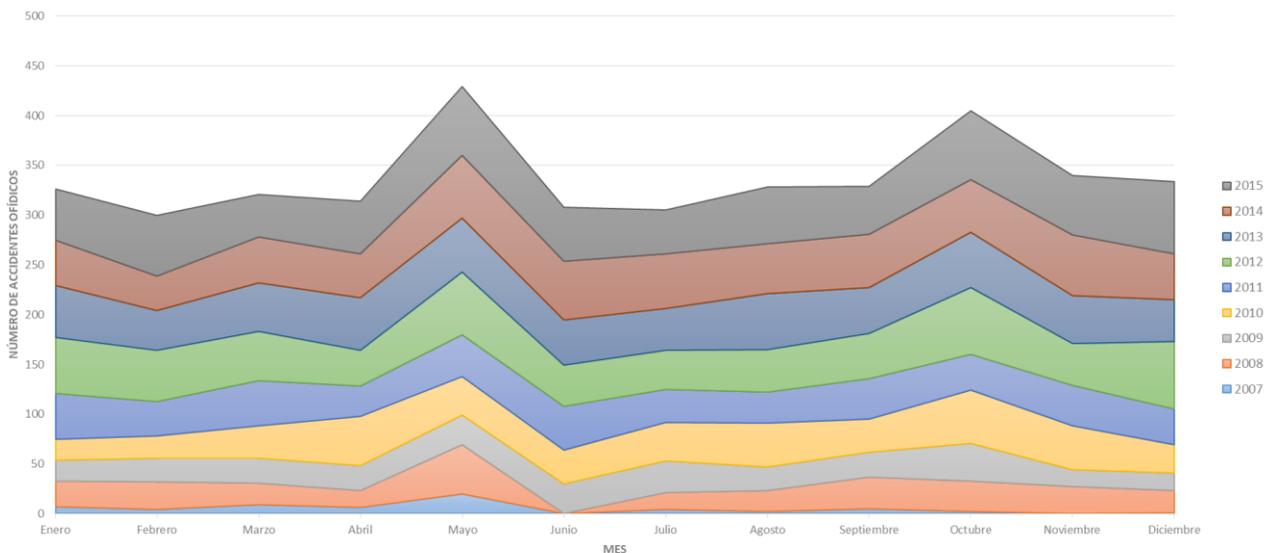


**Figura 3-10: Tasa de accidentes ofídicos por cada 10000 habitantes provocados por *Bothrops asper* y *Porthidium lansbergii* entre los años 2007 y 2015 en el departamento de Antioquia.**

A pesar de ser el departamento de Colombia con mayor número de eventos de mordeduras de serpientes para el año 2015 (17% de los casos del país), la incidencia de accidente ofídico en Antioquia es baja (10,6 casos por cada 100000 habitantes) respecto a los departamentos de la Amazonía y Orinoquía como el Vaupés, Guaviare, Vichada y Arauca que presentan tasas de 116,8, 55,8, 54,2 y 50,3 casos de accidentes por cada 100000 habitantes respectivamente (INS, 2015). Para el departamento de Antioquia, el municipio con la tasa más alta de accidentes ofídicos en el periodo comprendido entre el 2007 y 2015 es Murindó con aproximadamente 13 casos por cada 10000 habitantes, seguido de Caracolí, San Rafael y Maceo con cerca de 9 casos por 10000 habitantes (Figura 3-10). Esta alta tasa de accidentes ofídicos en Murindó podría estar reflejando la preferencia de *B. asper* por ambientes con alta precipitación y a su vez, la posible relación entre pobreza y mordeduras de serpientes, ya que este municipio posee la

proporción de personas en NBI más alta del departamento con el 97,08% de pobreza (Anuario Estadístico de Antioquia, 2013).

Los accidentes ofídicos pueden variar estacional y geográficamente entre países o dentro de un mismo país (Kasturiratne *et al.*, 2005). Para el departamento de Antioquia, la mayor cantidad de incidentes con víboras ocurrieron en épocas de lluvias (Figura 3-11). Durante los meses de abril y mayo, así como entre octubre y diciembre, las mordeduras provocadas por *B. asper* y *P. lansbergii* se incrementaron en relación a las temporadas del año consideradas como secas (meses de diciembre a febrero y junio a agosto). Aspectos biológicos o ecológicos relacionados con las especies podrían estar influyendo en la alta incidencia de mordeduras de serpientes en temporada de lluvias. Según Sasa *et al.*, (2009), *B. asper* presenta su temporada reproductiva en el periodo de lluvias donde hay una mayor disponibilidad de recursos. En ésta época, los machos tienen una mayor movilidad, presumiblemente debido al comportamiento de búsqueda de pareja (Marshall *et al.*, 2006; Duvall y Schuett, 1997; Secor, 1994), y a su vez, las serpientes tienden a ser más agresivas (Chaves *et al.*, 2015; Almeida-Santos y Salomão, 2002).



**Figura 3-11: Distribución mensual de los accidentes ofídicos provocados por *Bothrops asper* y *Porthidium lansbergii* entre los años 2007 y 2015 en el departamento de Antioquia.**

Por otro lado, el incremento en el número de accidentes ofídicos en meses lluviosos se deba a que es probable que haya un mayor número de individuos debido a la alta tasa de natalidad que presenta la mapaná o talla equis, la cual está determinada por el tamaño de la hembra (Solórzano y Cerdas, 1989), logrando tener camadas que oscilan entre 5 y 86 neonatos (Sasa *et al.*, 2009). Según Wasko (2009). Adultos de *B. asper* evitan áreas intervenidas que poseen poca cobertura de dosel, mientras que neonatos y juveniles frecuentan trochas y caminos transitados por lugareños, e inclusive viviendas, lo que aumenta la probabilidad de mordeduras, y a su vez, evidencia un cambio en el uso del hábitat de *B. asper* durante la ontogenia.

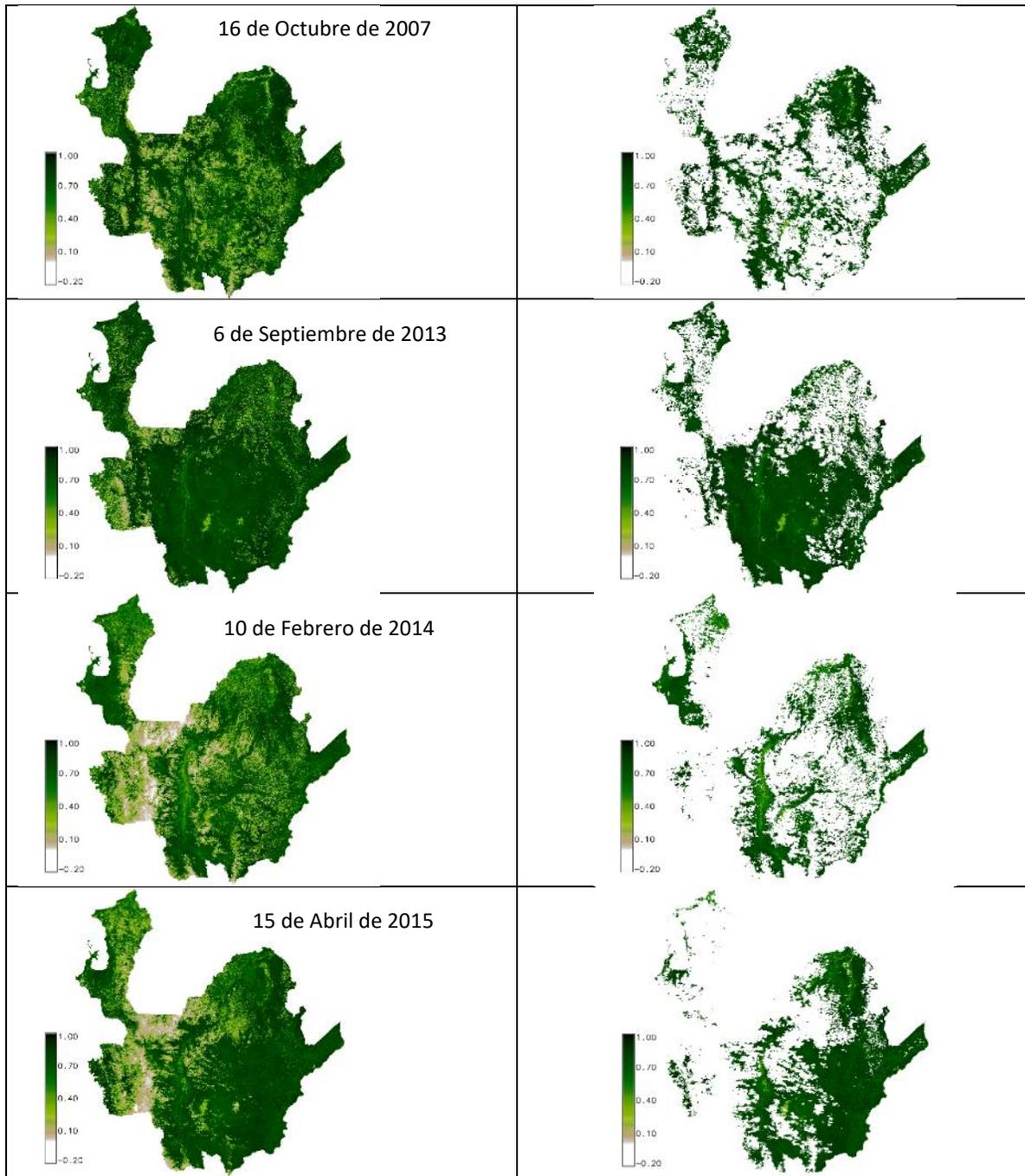
No se tienen estudios de historia natural de *P. lansbergii* pero se presume que podría tener el mismo comportamiento reproductivo que *B. asper* debido a la similitud de sus requerimientos de hábitat, poseer el mismo método reproductivo, así como su cercanía filogenética. Sin embargo, el tamaño de camada es mucho menor debido a la diferencia de tamaño entre estas dos especies de serpientes. *P. nasutum*, una especie hermana puede llegar a tener camadas de entre 5 y 12 neonatos (Savage, 2004), presumiblemente *P. lansbergii*, por poseer un tamaño similar, tenga un número similar de crías.

La verdadera incidencia regional o nacional de mordeduras de serpiente, y su mortalidad asociada, son difíciles de estimar debido a que la gran mayoría de los accidentes ofídicos ocurren en zonas rurales de regiones con escasos recursos (Kasturiratne *et al.*, 2008). Los informes y el mantenimiento de registros para esta clase de incidentes son generalmente pobres o sesgados (Fayomi *et al.*, 2002), en parte debido a que varias de estas estimaciones se basan en subregistros de bases de datos o en reportes hospitalarios, ya que muchas de las víctimas no buscan tratamiento hospitalario y prefieren curanderos o remedios tradicionales (Gutiérrez *et al.*, 2006), donde algunas personas pueden morir antes de llegar a los hospitales o en casa, y por ende, sus muertes no son registradas (Fox *et al.*, 2006; Baldé *et al.*, 2002). Estudios de las zonas rurales de Latinoamérica y África Subsahariana han informado de que sólo entre el 10 y el 30% de las víctimas de mordedura de serpientes buscaron tratamiento hospitalario (Kasturiratne *et al.*, 2008; Snow *et al.*, 1994; Pugh, 1980). Esta situación puede ser común en regiones rurales marginadas de diversos países subdesarrollados donde la confianza en el sistema de salud, el acceso a centros médicos y la infraestructura de los mismos no son óptimos. Por lo tanto, la mayoría de los datos disponibles sobre mordedura de serpiente podrían considerarse como subestimaciones (Kasturiratne *et al.*, 2008).

### **3.3 Análisis multitemporal de los accidentes ofídicos provocados por *B. asper* y *P. lansbergii* ocurridos en Antioquia entre los años 2007 y 2015**

Luego de filtrar con la máscara de calidad las 414 escenas, se obtuvieron el mismo número de fechas para hacer el análisis. La calidad de las escenas cambió según la época del año en que las imágenes satelitales fueron tomadas, presentando una alta calidad en épocas secas y una baja calidad de píxeles en temporada de lluvias. En la columna de la izquierda de la Figura 3-12 se observa que algunos píxeles se encuentran de color blanco, lo que indica que estas áreas presentan valores de NDVI cercanas a cero, siendo probablemente franjas de nubes en las que los valores de reflectancia son similares en el rojo e infrarrojo cercano. Por otro lado, en la columna derecha de la Figura 3-12 se muestran las mismas escenas de la columna izquierda

pero con la máscara de calidad excluyendo los píxeles con nubes, aerosoles, sombras y de mala calidad que presentaban valores de -9999.



**Figura 3-12:** Comparación de imágenes MODIS-NDVI antes (imagen original) (Izquierda) y después de aplicar las máscaras de calidad (los píxeles por fuera del criterio de selección están de color blanco) (Derecha).

Para realizar el análisis multitemporal de las imágenes satelitales, solo se emplearon los píxeles que cumplieran con los mínimos requisitos de calidad, llevando a cabo este proceso para las 414

escenas. Estos píxeles son los que están visibles, y a su vez, presentan valores entre 0 y 10000, los cuales posteriormente se escalaron presentando valores de NDVI entre 0 y 1, los cuales fueron empleados durante todo el trabajo.

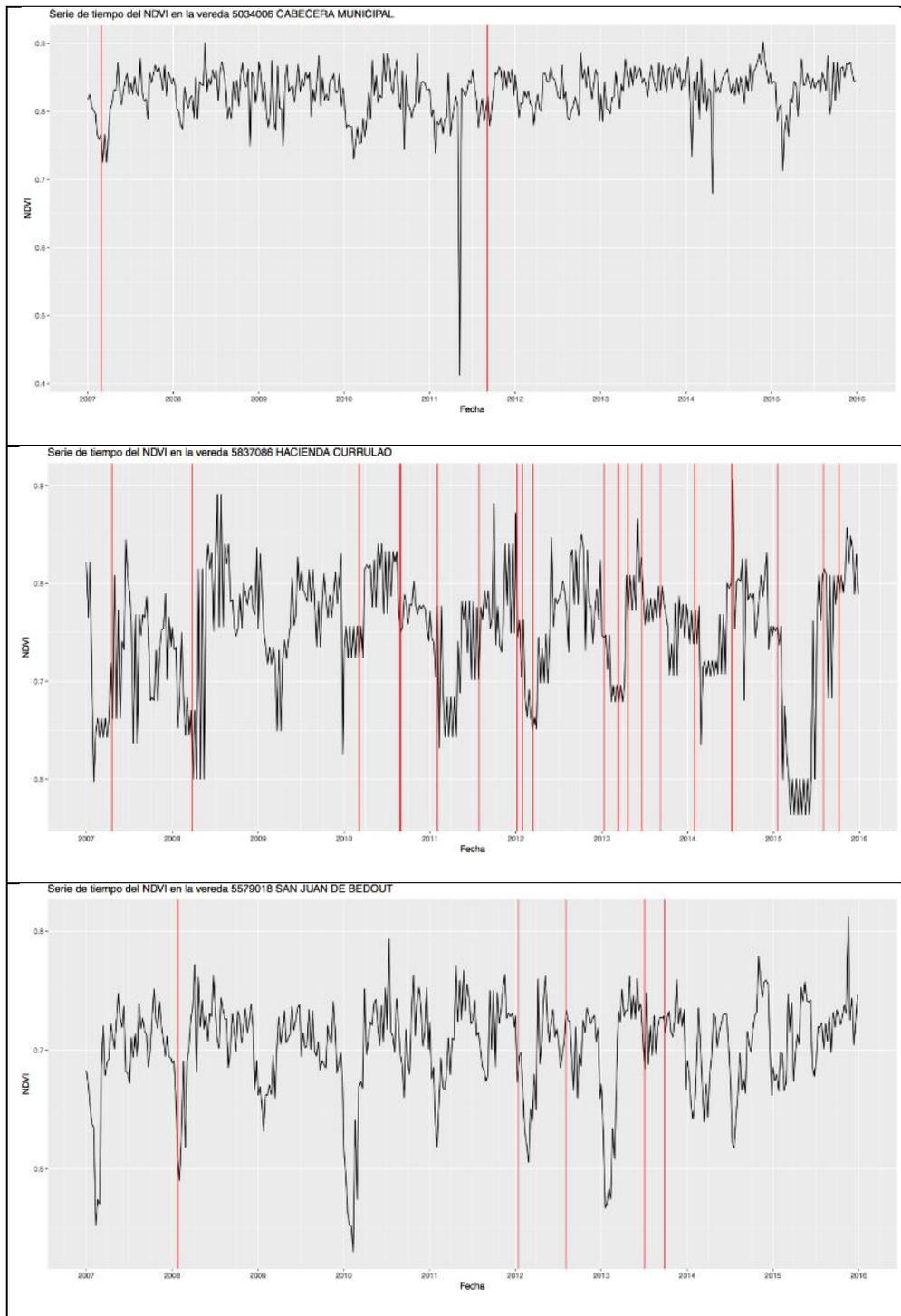
Como se observa en la Figura 3-12, en gran parte de las imágenes se evidencia una reducción considerable de píxeles en las escenas finales, incluso en aquellos píxeles que a simple vista no tenían problemas de sombras o nubosidad, pero que luego de procesar los criterios de calidad no se ajustaron a los valores de calidad deseados. Esto es debido a que píxeles con aerosoles tienen un efecto significativo sobre los índices de vegetación, ya que dispersan la radiación electromagnética, reduciendo el contraste entre las reflectancias del rojo e infrarrojo cercano y, en consecuencia, disminuyen los valores del NDVI (Prasad *et al.*, 2006; Huete *et al.*, 1999). Además, las áreas de sombra experimentan un descenso en las reflectancias y suponen una reducción de los valores de los índices de vegetación (Chen *et al.*, 2005), lo que podría afectar significativamente los resultados y conclusiones derivadas del análisis de los índices de vegetación.

El control del efecto relativo que tiene la calidad de los píxeles en las imágenes NDVI-MODIS es particularmente importante en áreas extensas o con alta heterogeneidad ambiental (Beck *et al.*, 2007) como lo es el departamento de Antioquia. Según Reyes-Díez *et al.* (2015) la variabilidad espacial de la pérdida de información del índice de vegetación NDVI, al aplicar los filtros de calidad de los productos MOD13Q1 y MYD13Q1, pudo verse afectada por la heterogeneidad geográfica del área de estudio; mientras que la variabilidad temporal, la pérdida de información al aplicar los filtros de calidad estaría condicionada por la estacionalidad de los factores filtrados (aerosoles, nubes, sombras), siendo en general mayor en temporada de lluvias que en la época seca.

Luego de hacer el filtro de calidad para las imágenes NDVI-MODIS, el análisis multitemporal sólo se realizó en las localidades donde ocurrieron accidentes ofídicos entre el 2007 y el 2015. Este análisis se realizó a nivel de vereda debido a que no se tiene información exacta o georreferenciada sobre donde ocurrieron incidentes con *B. asper* y *P. lansbergii*. Para cada vereda se obtuvo el promedio de NDVI y se contrastó con las mordeduras de serpientes ocurridas en la zona (Figura 3-13).

Como se puede apreciar en las series de tiempo de la Figura 3-13, a pesar de aplicar los filtros de calidad a las escenas NDVI-MODIS persistieron datos indeseados en algunas porciones de la serie. Según Tzitziki Janik *et al.* (2011) y Lunetta *et al.* (2006) a este comportamiento se le denomina “dientes de sierra”, lo que proporciona alguna indicación del nivel de ruido inherente en el producto NDVI. Los píxeles de buena calidad generan perfiles estacionales ajustados, los cuales facilitan la identificación de sucesos como periodos de floración, temporada y picos de crecimiento, y senescencia (Colditz *et al.*, 2008). Por tal razón, para investigaciones basadas en comportamientos fenológicos, la inadecuada selección de píxeles “útiles” podría resultar en una

mayor variabilidad en los índices de vegetación, y por ende, se podrían encubrir algunos comportamientos e introducir errores para estudios a escalas de tiempo variable (Moncada, 2014). Sin embargo, la variación de los cambios en la cobertura vegetal en el NDVI-MODIS es mayor a la que ocurre por estímulos fisiológicos.

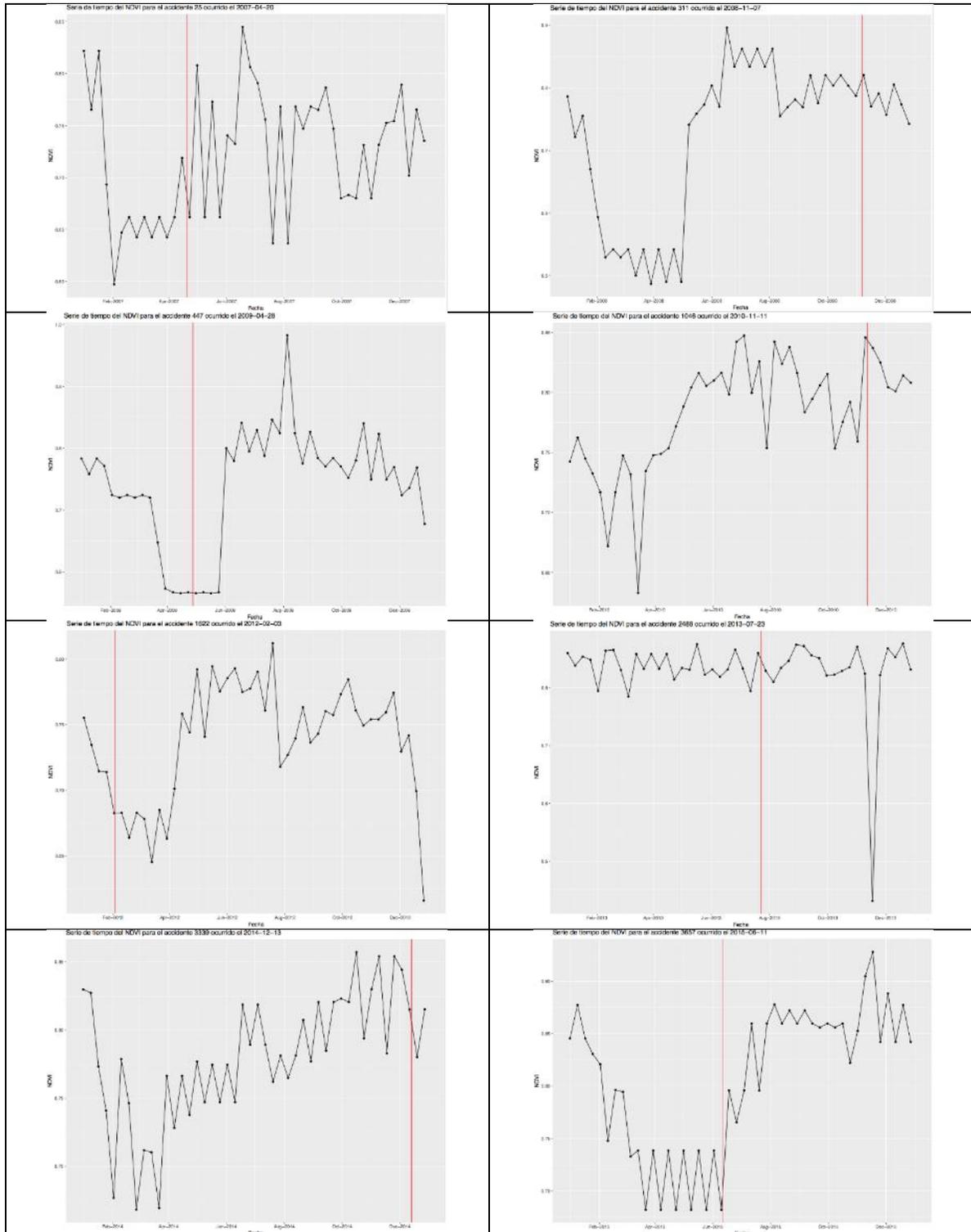


**Figura 3-13: Series de tiempo de NDVI para la cabecera municipal de Andes, corregimiento Currulao (Turbo) y la vereda San Juan de Bedout (Puerto Berrio) donde han ocurrido accidentes ofídicos provocados por *Bothrops asper* y *Porthidium lansbergii* entre los años 2007 y 2015 en el departamento de Antioquia. Las líneas rojas hacen referencia a cada mordedura de serpiente.**

El patrón de “diente de león” que se observa en los ejemplos de las series de tiempo de NDVI para las localidades donde hubo accidentes ofídicos (Figura 3-13) podría estar siendo causado por cambios en la cantidad o distribución de la precipitación, por influencias antropogénicas, por variaciones fisiológicas en el tiempo, o incluso, por valores aislados de NDVI muy bajos, lo que coincide con lo planteado por Xiao (2005) donde afirma que el filtro de valoración de calidad no es totalmente confiable para descartar los pixeles que presentan ruido.

Debido a que a nivel veredal no se observó un patrón claro de la influencia de la pérdida de cobertura vegetal y las mordeduras provocadas por *B. asper* y *P. lansbergii*, para cada uno de los 4042 accidentes ofídicos ocurridos desde el año 2007 al 2015 para el departamento, se realizó una gráfica que muestra la relación entre los cambios de cobertura vegetal (expresados en el promedio de NDVI por escena) y un incidente por mordedura de serpiente (Figura 3-13). En la Figura 3-14 se puede observar el comportamiento del promedio del NDVI antes y después de cada accidente, con el fin de determinar la influencia del cambio del uso del suelo frente a la incidencia de accidente ofídico en cada localidad. Sin embargo, al igual que en las gráficas por veredas, en algunas regiones se puede observar como bajos promedios de NDVI ocasionados por pérdida de cobertura vegetal o alta precipitación podría incrementar el riesgo de mordeduras de serpientes, mientras que en otras zonas o en otros accidentes, no se logra ver claramente esta relación; o por el contrario, ocurre el incidente en fechas y regiones donde probablemente haya poca precipitación o exista recuperación de cobertura vegetal, expresado en altos valores promedio de NDVI.

Como se observa en las series de tiempo (Figuras 3-13 y 3-14), no se evidencia una clara tendencia que relacione la influencia del cambio en el uso del suelo o la pérdida de cobertura vegetal sobre la incidencia de accidente ofídico en el departamento de Antioquia. Probablemente la falta de exactitud en la ubicación de los datos de mordeduras altere los resultados, ya que se está tomando el promedio del NDVI de la vereda, en la cual podrían haber zonas donde se esté deforestando por actividades relacionadas con la agricultura, ganadería, tala o minería ilegal, pero también partes de la misma, donde se esté reforestando o se estén conservando fragmentos de bosque.

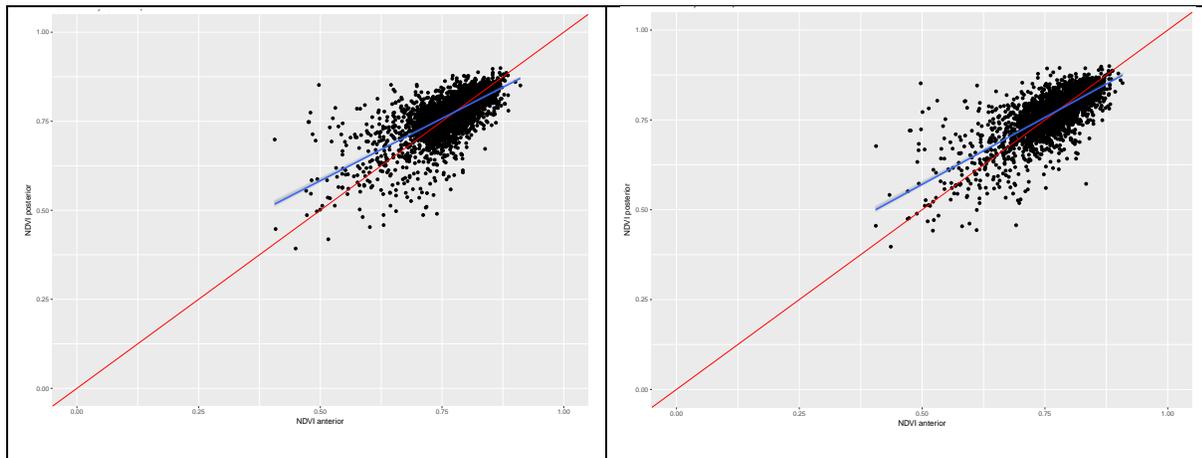


**Figura 3-14: Series de tiempo de NDVI para algunos accidentes ofídicos provocados por *Bothrops asper* y/o *Porthidium lansbergii* entre los años 2007 y 2015 en el departamento de Antioquia. Las líneas rojas hacen referencia a cada mordedura de serpiente.**

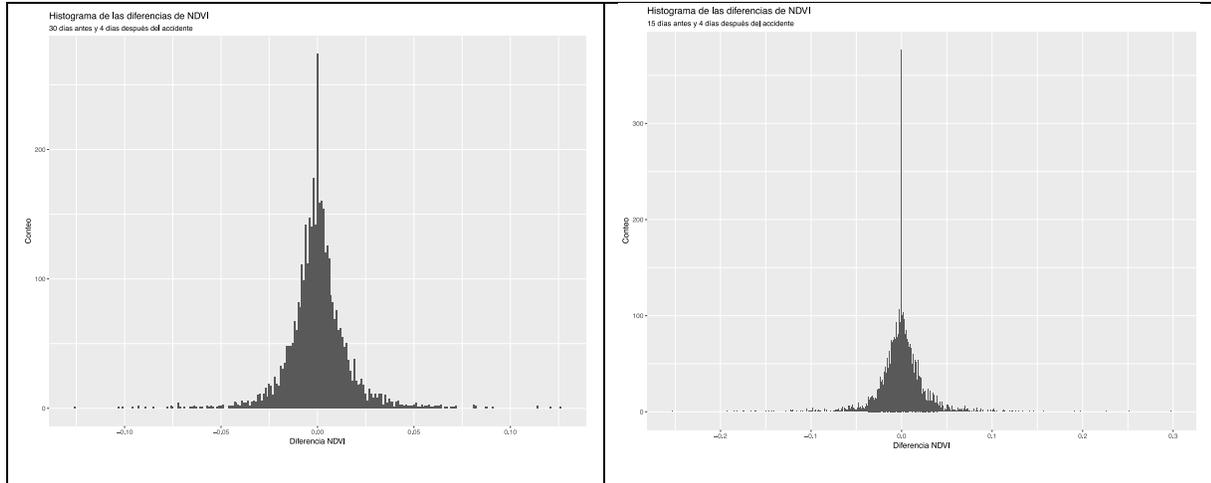
Para la totalidad de accidentes se sacó el  $\Delta$ NDVI de los 15 y 30 días antes de cada mordedura, así como de los cuatro días después, con el fin de asegurar que se tome la imagen más cercana al accidente ofídico. Como se observa en las Figuras 3-15 y 3-16, el  $\Delta$ NDVI no varió considerablemente tomando 15 o 30 días previos al evento, mostrando en su gran mayoría valores muy cercanos a un  $\Delta$ NDVI=0 (entre -0,05 y 0,05 para ambos periodos), lo que indica que no ocurrieron cambios representativos en la cobertura vegetal previos al accidente ofídico. Sin embargo, existe una leve tendencia de valores de  $\Delta$ NDVI negativos (Tabla 3-1) que indicarían que la pérdida de vegetación influenciaría negativamente en las tasas de mordeduras de estas dos especies de serpientes venenosas.

**Tabla 3-1: Porcentaje de valores del  $\Delta$ NDVI para 15 y 30 días antes y cuatro días después de cada accidente ofídico provocado por *Bothrops asper* y *Porthidium lansbergii* entre el 2007 y 2015 en el departamento de Antioquia.**

Valor	15 días	30 días
-	47,25%	49,21%
+	45,62%	47,72%
0	7,08%	3,07%

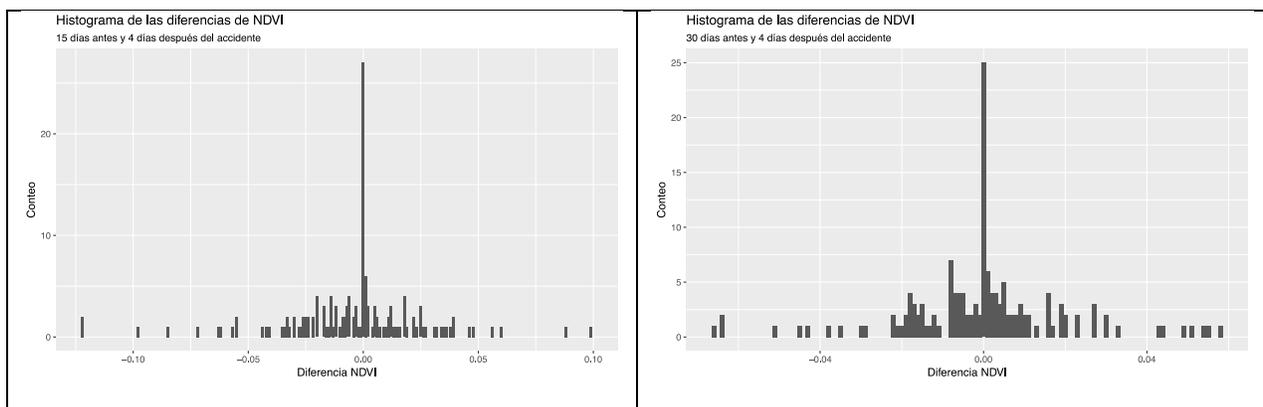


**Figura 3-15: Diagrama de dispersión del promedio del  $\Delta$ NDVI para 30 (Derecha) y 15 (Izquierda) días previos a los accidentes ofídicos provocados por *Bothrops asper* y/o *Porthidium lansbergii* entre los años 2007 y 2015 en el departamento de Antioquia.**



**Figura 3-16: Histograma del promedio del  $\Delta$ NDVI para 30 (Derecha) y 15 (Izquierda) días previos a los accidentes ofídicos provocados por *Bothrops asper* y/o *Porthidium lansbergii* entre los años 2007 y 2015 en el departamento de Antioquia.**

Debido a que no se lograron observar patrones o tendencias claras acerca de la influencia de la pérdida de cobertura vegetal versus el aumento en los accidentes ofídicos en el departamento, se analizaron las cinco localidades donde ocurrieron la mayor cantidad de mordeduras de serpientes durante estos nueve años (Cabecera municipal de Apartadó, Nueva Colombia y Hacienda Currulao en Turbo, Belén de Bajirá en Mutatá, y Farallones en Andes). Sin embargo, como se observa en la Figura 3-17 y en la Tabla 3-2, tampoco se pudo evidenciar que el cambio en el uso del suelo aumentó la probabilidad de incidentes con serpientes venenosas, ya que las diferencias del  $\Delta$ NDVI tanto para 30 como para 15 días previos al accidente, no cambiaron considerablemente, oscilando el  $\Delta$ NDVI entre 0 y 0,5 para los 137 accidentes ocurridos en estas cinco localidades.



**Figura 3-17: Histograma del  $\Delta$ NDVI para 30 (Derecha) y 15 (Izquierda) días previos a los accidentes ofídicos provocados por *Bothrops asper* y *Porthidium lansbergii* entre los años 2007 y 2015 de las cinco localidades con mayor número de mordeduras de serpientes en el departamento de Antioquia.**

**Tabla 3-2: Porcentaje de valores del  $\Delta$ NDVI para 15 y 30 días antes y cuatro días después de cada accidente ofídico provocado por *Bothrops asper* y *Porthidium lansbergii* entre el 2007 y 2015 en las cinco localidades con mayor número de mordeduras de serpientes en el departamento de Antioquia.**

Valor	15 días	30 días
-	44,90%	42,86%
+	36,73%	42,18%
0	18,37%	14,96%

A pesar de que en Colombia la tasa de deforestación anual ha disminuido considerablemente desde el principio del nuevo milenio hasta la fecha (pasando de 315365 hectáreas promedio/año entre el 2000 y 2005, a aproximadamente 124035 hectáreas deforestadas en el 2015), el departamento de Antioquia es una de las regiones del país donde más se concentra y se conserva este fenómeno (IDEAM, 2016). Según Orrego y Ramírez (2011), para el año 2000 el promedio anual neto de deforestación para Antioquia era de 14.060 hectáreas; mientras que para los años 2014 y 2015, el promedio de hectáreas deforestadas en el departamento se incrementó a 21032 y 15888 respectivamente, siendo las principales causas la minería ilegal, la conversión a áreas agropecuarias, la tala ilegal y los incendios forestales en su orden (IDEAM, 2016). Sin embargo, con los resultados obtenidos en el presente trabajo y pese al aumento tanto de las mordeduras de serpientes como de la tasa de deforestación en el departamento, no se podría afirmar que el cambio del uso del suelo esté directamente relacionado con los accidentes ofídicos provocados por *B. asper* y *P. lansbergii* en esta región del país.

La fauna silvestre se ve afectada negativamente por la deforestación. La destrucción de los ecosistemas naturales obliga a las especies animales a desplazarse a otras áreas cercanas con el fin de asegurar su supervivencia, aumentando la competencia y el encuentro con seres humanos. Estas dos especies de serpientes son capaces de vivir cerca de asentamientos humanos, y no es raro encontrar individuos cerca o incluso dentro de casas en áreas rurales, lo que podría resultar en mordeduras de serpiente. Bosques modificados mediante tala selectiva o recién talados permiten que la luz del sol llegue al suelo, dando lugar a plantas herbáceas y la sucesión de insectos y depredadores de éstos que le siguen. Estas áreas son ricas en presas potenciales y por lo tanto, pueden ser frecuentadas por *B. asper* (Sasa *et al.*, 2009).

Estos resultados indican que posiblemente, al momento de realizar un análisis a gran escala y con datos gruesos a nivel de accidentes ofídicos, se pueden malinterpretar los mismos, y por ende, no se podría concluir si existe una relación directa entre el cambio del uso del suelo y las mordeduras de serpientes. Sin embargo, pese a que *B. asper* y *P. lansbergii* son especies relativamente abundantes y de hábitos generalistas, el incremento de actividades ilegales en los bosques, el desordenado crecimiento poblacional y las malas prácticas agropecuarias, si pueden llegar a favorecer el encuentro con serpientes venenosas, aumentando el riesgo de accidentes ofídicos.

### 3.4 Modelos predictivos de distribuciones futuras de especies

En general, las pruebas de validación mostraron buenos resultados para los modelos, presentando valores de AUC de 0,81 (*Bothrops asper*) y 0,93 (*Porthidium lansbergii*) para los datos de prueba. Los espacios climáticamente adecuados evidenciaron alta concordancia con las regiones en las que se han registrado las especies (Figura 3-18 y 3-19). Los espacios climáticos idóneos para *P. lansbergii* y especialmente para *B. asper* cubrieron casi todo el departamento; sin embargo, a pesar de que las especies están ampliamente distribuidas en Antioquia, una pequeña área con altos valores de idoneidad de hábitat aparece en el norte, suroeste y el oriente del departamento.

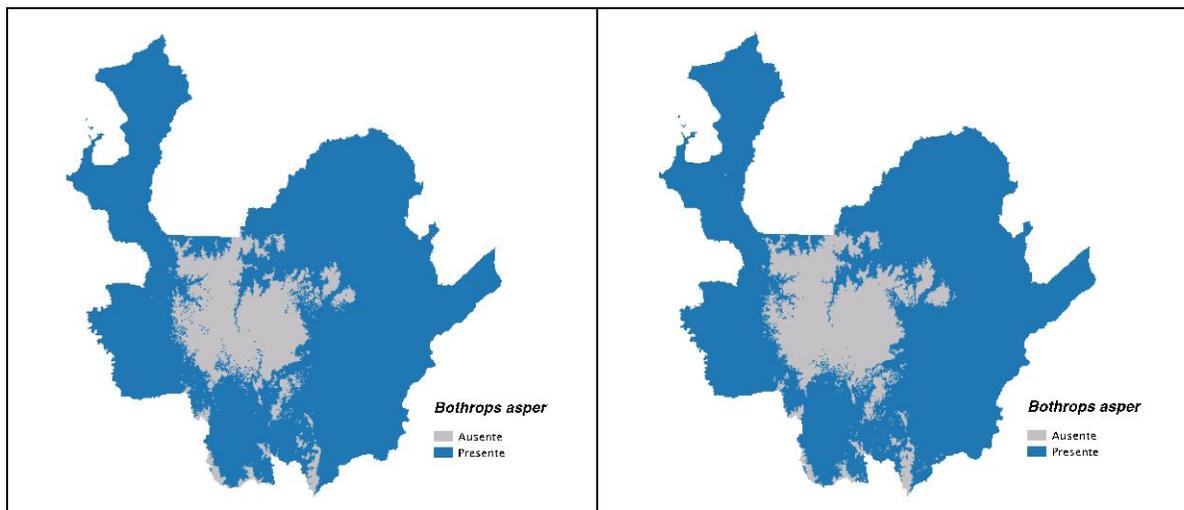


Figura 3-18: Modelos de distribución potencial de *Bothrops asper* para el presente (Izquierda) y transferidos al escenario climático RCP26 (Derecha) para el año 2050.

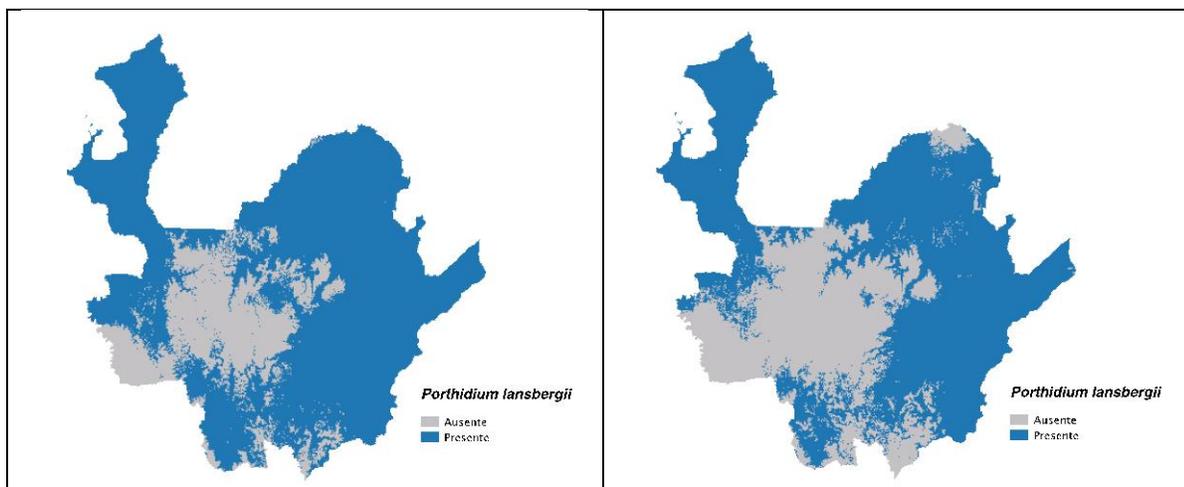


Figura 3-19: Modelos de distribución potencial de *Porthidium lansbergii* para el presente (Izquierda) y transferidos al escenario climático RCP26 (Derecha) para el año 2050.

Los resultados sugieren que los espacios climáticos adecuados para *B. asper* se mantendrán bastante estables a nivel de extensión, mientras que para *P. lansbergii* se modificarían considerablemente. Para ambas especies los resultados mostraron un patrón de disminución del rango de distribución geográfico hacia el futuro especialmente en el centro del departamento, y un desplazamiento de zonas áridas (como el cañón del río Cauca) y altas, hacia zonas con alta precipitación y bajas. A simple vista, en las Figuras 3-18 y 3-19 no se observan diferencias significativas en el cambio de distribución potencial de *B. asper* y *P. lansbergii* para el 2050; no obstante, para ambas especies habrían retracciones de su distribución potencial en un 2% para la mapaná y en un 12,9% para la patoco en el departamento de Antioquia (Tabla 3-3). Aparentemente no hay disminución de los espacios climáticos adecuados en las regiones del departamento donde se producen la mayoría de los accidentes ofídicos. Por el contrario, las principales expansiones de espacios climáticos adecuados se darían en áreas donde hay una baja incidencia de mordeduras de serpientes.

**Tabla 3-3: Porcentaje de pixeles con presencia/ausencia de la distribución potencial actual y futura de *Bothrops asper* y *Porthidium lansbergii* en el departamento de Antioquia.**

Especie	Porcentaje de pixeles			
	Actual		Futuro	
	Presente	Ausente	Presente	Ausente
<i>Bothrops asper</i>	81,32%	18,68%	83,32%	18,68%
<i>Porthidium lansbergii</i>	77,70%	22,30%	64,80%	35,20%

La distribución potencial actual y a futuro para *B. asper* y *P. lansbergii* puede estar relativamente sesgada, ya que la capacidad predictiva de los modelos depende fuertemente de los datos de entrada (Warren, 2012). En este estudio, a pesar de que las especies presentan un número adecuado de registros de presencia, gran parte de ellos (78,02% de los datos para *B. asper* y 85,48% para *P. lansbergii*) provienen de localidades donde han ocurrido incidentes con serpientes venenosas, tomando el centroide de la vereda como coordenada geográfica debido a la falta de información exacta de donde ocurrió el accidente ofídico. Esto se podría deber, a la falta de recursos económicos y herramientas para la toma de datos más precisos, y a que la mayoría de las especies en regiones tropicales, donde los rangos de distribución de las especies son más estrechos que en las zonas templadas, tienden a ser menos documentadas, inclusive las especies más comunes (Küper *et al.*, 2006; Fonseca *et al.*, 2000).

Tradicionalmente se ha propuesto que los reptiles que habitan en climas templados se verán beneficiados por un incremento en la temperatura del ambiente (Kearney y Porter, 2009) y que por el contrario, las especies de reptiles que habitan en tierras bajas o regiones tropicales se verían amenazadas por un incremento en la temperatura (Sinervo *et al.*, 2010; Huey *et al.*, 2009). Dado que la distribución potencial de *B. asper* y *P. lansbergii* parece estar restringida principalmente a tierras bajas, el escenario de cambio climático predice dicha constricción de su

rango de distribución, coincidiendo con lo propuesto por Reading *et al.* (2010) quienes han observado una disminución en algunas poblaciones de serpientes en diferentes partes del mundo debido a la pérdida de hábitat y al cambio climático global.

Aunque la distribución de especies está determinada por diversos factores (ambientales, geográficos, biológicos) y no depende exclusivamente de las condiciones climáticas (Rodda *et al.*, 2011), los resultados indican que el cambio climático global, y posiblemente la pérdida de cobertura vegetal, conducen a cambios y desplazamientos considerables en las áreas con condiciones climáticas idóneas para estas dos especies de serpientes venenosas. Esto podría producir cambios en el "contacto" potencial entre estas serpientes y los seres humanos, lo que alteraría los patrones de ocurrencia de accidentes ofídicos (Nori *et al.*, 2014). Sin embargo, la limitada capacidad de dispersión de las especies combinada, con la alta tasa de fragmentación y degradación en gran parte del departamento, hace considerar que algunos de los nuevos espacios climáticos idóneos predichos no podrían ser ocupados por estas serpientes en un futuro próximo (Araújo *et al.*, 2006), y por lo tanto, se puede estar sobrestimando la ganancia de dichos espacios.

Un aspecto importante a tener en cuenta es que independientemente del desplazamiento a hábitats potencialmente idóneos, estas especies, por sus hábitos generalistas, son capaces de tolerar las perturbaciones antrópicas que pueden haber no sólo en las regiones donde se distribuye actualmente sino también a donde podría "moverse", ya que estas especies están bien adaptadas a zonas alteradas, habitando incluso en zonas abiertas y suburbanas de densidades considerables (Cisneros-Heredia y Touzet, 2004). En estas áreas, las autoridades de salud deben prestar especial atención porque el riesgo de mordeduras de serpientes podría aumentar. Según Yañez-Arenas *et al.* (2015), estos modelos de distribuciones potenciales futuros también deben tenerse en cuenta para analizar la incidencia de accidente ofídico de forma más dinámica, en donde las autoridades ambientales y de salud puedan crear estrategias de control y mitigación de riesgos, capacitando personal de salud y almacenando suero antiofídico en regiones donde los informes de mordeduras de serpiente actualmente son pocos, pero donde es probable que aumenten en el futuro.

Posiblemente, la disminución de la distribución potencial de *B. asper* y *P. lansbergii* en el departamento de Antioquia ocasione una pérdida de hábitat que pueda llegar a producir cambios en la abundancia y composición de especies. Pequeños parches típicamente contienen pocas especies, y pueden llegar a caracterizarse por una mayor densidad de individuos que parches más grandes de hábitat similar (Kjoss y Litvaitis, 2001). Además, la fragmentación y la pérdida de cobertura vegetal también puede resultar en la eliminación de grandes depredadores debido a sus requerimientos de área (Soule *et al.*, 1988) y mayores tasas de mortalidad asociadas con modificaciones del paisaje (centros poblados y carreteras); esto puede permitir que la abundancia de predadores de segundo orden, como estas dos especies de

---

serpientes, aumenten si los depredadores grandes están ausentes (Litvaitis *et al.*, 1996). Este posible incremento en número de individuos podría provocar encuentros más frecuentes con los seres humanos, aumentando el riesgo de accidentes ofídicos en zonas rurales alta y medianamente perturbadas.



## 4. Conclusiones y Recomendaciones

El presente estudio resalta la capacidad de los Modelos de Nicho Ecológico para proporcionar información detallada sobre las distribuciones potenciales, actuales y futuras de serpientes venenosas, que a su vez pueden ser muy útiles para estimar y mapear los riesgos de mordedura de serpiente.

La distribución geográfica de la mapaná (*Bothrops asper*) y de la patoco (*Porthidium lansbergii*) se restringe a las tierras bajas del departamento de Antioquia hasta aproximadamente los 1800 y 1500 m.s.n.m. respectivamente. Bajo esta condición, *B. asper* está presente en todo el departamento, mientras que la patoco parece estar ausente al occidente del mismo, en la vertiente occidental de la cordillera occidental, en el límite con el departamento del Chocó. Por otro lado, se observa que hay ciertas zonas del departamento donde existe una mayor probabilidad de encuentro con estas serpientes (sur de Urabá y Nordeste para la mapaná, y norte del Urabá y Oriente para la patoco), y otras zonas donde existe una menor posibilidad de registro, como por ejemplo el valle del río Cauca.

Basados en los modelos de nicho ecológico, la variable ambiental que más influye en la distribución de *Bothrops asper* y *Porthidium lansbergii* es la precipitación, por ende, hay una mayor idoneidad de hábitat en zonas donde hay mayor humedad; y que contrario a lo reportado en la literatura, la patoco en el departamento se distribuye en zonas con moderada precipitación, diferente a las poblaciones del norte del país y Venezuela donde principalmente se haya en bosques secos. De igual modo, es muy probable que en las regiones con alta pluviosidad haya un mayor riesgo de accidente ofídico.

Se sabe relativamente poco sobre los requerimientos de hábitat de las serpientes en Suramérica, debido principalmente a restricciones logísticas y económicas que han impedido estudios ecológicos detallados sobre ellas. La creciente sofisticación de los Sistemas de Información Geográfica ofrece una gran oportunidad para plantear hipótesis de los factores ambientales que juegan un papel importante en los límites de su distribución.

La mayor cantidad de accidentes en Antioquia ocurren en el Urabá y en el Bajo Cauca, unas de las subregiones del departamento con mayor población y altos índices de necesidades básicas insatisfechas (NBI). Razón por la cual, gran parte de los accidentes ofídicos estarían asociados a la pobreza y a las malas prácticas agropecuarias.

La resolución de los datos espaciales (incertidumbre en la localidad exacta de la mordedura de la serpiente) no permitió concluir que el cambio en el uso del suelo tiene una relación directa con los accidentes ofídicos. Se requieren datos geográficos más precisos basados en coordenadas verificables para comprender mejor la distribución actual y futura de estas víboras en el departamento de Antioquia.

Pocos datos confiables sobre el accidente ofídico están disponibles en las regiones rurales del trópico, donde las mordeduras de serpiente ocurren con mayor frecuencia, y los datos fiables se limitan en su mayoría a unos pocos países desarrollados donde los incidentes son raros. Por lo tanto, la verdadera incidencia global de envenenamiento de mordedura de serpiente, su impacto y características en diferentes países subdesarrollados siguen siendo en gran parte desconocidos. Sin embargo, la información sobre el número de mordeduras y sobre la frecuencia de las mismas a largo plazo, es esencial para evaluar la magnitud del problema y elaborar directrices para la gestión de recursos sanitarios y la formación del personal médico para el tratamiento de mordeduras de serpiente.

La información obtenida a partir del NDVI-MODIS a una escala temporal de ocho días de la superficie terrestre, permite la caracterización regional para zonas cuyo territorio es amplio y de difícil acceso como el departamento de Antioquia. No obstante, la falta de imágenes de buena calidad en gran parte del territorio debido a las nubes, aerosoles y sombras limita el uso de datos en la construcción de series temporales.

La variabilidad geográfica y ambiental de las veredas donde ocurrieron los accidentes ofídicos no permitieron concluir que los cambios en el uso del suelo induzcan al aumento de las mordeduras de serpientes registradas en el departamento de Antioquia entre los años 2007 y 2015.

Los resultados de la distribución potencial a futuro teniendo en cuenta escenarios de cambio climático permiten concluir que a pesar de ser especies de serpientes ampliamente generalistas, éstas tienden a perder hábitat a lo largo del tiempo, especialmente la patoco, que podría llegar a perder aproximadamente un 12,9% de su distribución geográfica actual para el año 2050.

La identificación de áreas con alto riesgo e incidencia de accidentes ofídicos es fundamental para diseñar acciones preventivas y terapéuticas enfocadas a prevenir y reducir el impacto de las mordeduras de serpiente. Estas intervenciones podrían incluir distribución de antivenenos, programas educativos dirigidos a la comunidad, y capacitación del personal de salud en el manejo de estos envenenamientos en las regiones más afectadas por éste flagelo.

El presente trabajo demuestra que gracias a los Sistemas de Información Geográfica es posible facilitar la toma de decisiones racionales sobre la localización de los recursos de tratamiento contra la mordedura de serpiente. Sin embargo, es necesario emplear un mayor número de variables como distancia a centros poblados, demografía, cercanía a centros de salud y vías de

transporte que permitan identificar más claramente los factores de riesgo de accidente ofídico. El SIG es una excelente herramienta para diseñar estrategias dirigidas a reducir el impacto no solo del envenenamiento por serpientes sino de otros problemas y enfermedades de salud pública.

Es de vital importancia que las bases de datos presenten información detallada, precisa y mucho más organizada, debido a que la errónea clasificación de las especies y la ausencia de localidad de registro en algunos casos, puede inducir a una mala interpretación de los resultados.

Con el presente trabajo se puede sugerir al Instituto Nacional de Salud que las bases de datos podrían llegar a ser mucho más claras y no tener tantos vacíos de información. Por ejemplo, mejorar aspectos de localidad e identificación acertada de especies. Teniendo bases de datos más completas se pudo llegar a mejorar el entendimiento de problemas desatendidos como los accidentes ofídicos.

Es importante tener en cuenta las limitaciones identificadas en este estudio para que en un futuro se usen datos epidemiológicos y ambientales detallados que permitan estimar de forma fiable y precisa el riesgo local y regional causado por mordeduras de serpiente en Colombia.

No existen estudios que relacionen los accidentes ofídicos con índices de vegetación para observar como el cambio en el uso del suelo podría influenciar el riesgo de mordeduras de serpientes. El presente trabajo podría servir de base para otros estudios, que quizás con datos más precisos, puedan determinar la relación entre la pérdida de cobertura vegetal y los incidentes con serpientes venenosas.

Las bases de datos de accidentes ofídicos normalmente permanecen archivados, no publicados, sin permisos para uso, o se quedan en boletines que tienen poca trascendencia. Con el presente estudio, se pueden dar a conocer los resultados para posteriormente tomar medidas de prevención y así contrarrestar los accidentes ofídicos en la región.

La identificación de zonas donde hay una mayor probabilidad de encuentros con serpientes venenosas en el departamento puede servir para establecer planes de manejo frente a esta problemática. La capacitación acertada al personal de salud de éstas regiones, el aumento de campañas de educación ambiental en la zona rural de éstos sitios y la dotación de suficientes dosis de suero antiofídico en éstos lugares, podrían ayudar a mitigar los incidentes con serpientes venenosas.

Los resultados de esta tesis mejoran nuestro estado de conocimiento sobre el vínculo entre el cambio climático y las respuestas de las especies en términos de cambios en sus patrones de distribución. Sin embargo, aunque nuestra comprensión cualitativa de los procesos y mecanismos que causan patrones de distribución de las especies se ha ampliado en gran

medida durante las últimas décadas, todavía está lejos de ser exhaustiva y nuestra capacidad de hacer predicciones cuantitativas robustas sigue siendo limitada.

## Bibliografía

Achard, F., Eva, H., Stibig, H.J., Mayaux, P., Gallego, J., Richards, T., Malingreau, J.P., 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science* 297: 999–1002 .

Alarcón, J., Ángel, L.M., Rojas, C., 2012. Accidente Ofídico en Pediatría. *Revista Gastrohnp* Año 2012. 14(2) Suplemento 1:14–26.

Alirol, E., Sharma, S.K., Bawaskar, H.S., Kuch, U., Chappuis, F., 2010. Snake bite in South Asia: A review. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 4(1), pp. e603.

Almeida-Santos, S.M., Salomão, M.G., 2002. Reproduction in Neotropical pitvipers, with emphasis on species of the genus *Bothrops*. *Biology of the Vipers*, 445–462.

Álvarez del Toro, M., 1960. *Los Reptiles de Chiapas*. Instituto Zoológico del Estado, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México, p. 204.

Anderson, R.P., Martínez-Meyer, E., 2004. Modeling species geographic distribution for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biological Conservation*, 116:167–179.

Anuario Estadístico de Antioquia., 2013. Población pobre y miseria por NBI (Necesidades Básicas Insatisfechas) en los municipios de Antioquia, por subregión a junio 30 de 2012. Gobernación de Antioquia.

Araújo, M.B., Thuiller, W., Pearson, R.G., 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *J Biogeogr* 33:1712–1728.

Ayerbe, S., Latorre, J., 2010. Manual para la prevención y mejoramiento en la atención del paciente con accidente ofídico. Segunda ed. Bolaños, E, editor. Popayán: Secretaría Departamental de Salud del Cauca.

Baldé, M.C., Dieng, B., Inapogui, A.P., Barry, A.O., Bah, H., et al., 2002. Problématique des envenimations en Guinée. *Bull Soc Pathol Exot* 95: 157–159.

Barbosa, F.G., Schneck, F., Melo, A.S., 2012. Use of ecological niche models to predict the distribution of invasive species: a scientometric analysis. *Braz. J. Biol.* 72:821–829.

- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S.P., Peterson, A.T., et al., 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecol Modell.* 222(11):1810–1819.
- Beck, P.S.A., Jönsson, P., Høgda, K.-A., Karlsen, S.R., Eklundh, L. & Skidmore, A.K., 2007. A ground-validated NDVI dataset for monitoring vegetation dynamics and mapping phenology in Fennoscandia and the Kola Peninsula. *International Journal of Remote Sensing* 28:4311–4330.
- Bochner, R., Struchiner, C.J., 2004. Aspectos ambientais e sócio-econômicos relacionados à incidência de acidentes ofídicos no Estado do Rio de Janeiro de 1990 a 1996: uma análise exploratória. *Cad Saúde Pública* 20:976–985.
- Bock, M., Xofis, P., Mitchley, J., Rossner, G., Wissen, M., 2005. Object-oriented methods for habitat mapping at multiple scales - Case studies from Northern Germany and Wye Downs, UK. *Journal for Nature Conservation*, 2(3):75–89.
- Bolívar, B.S. 2009. Análisis del hábitat óptimo y modelado de nicho ecológico para la conservación del venado cola blanca en el centro de Veracruz. Tesis para obtener el grado de maestro en ciencias. Instituto de Ecología A.C. Xalapa, Veracruz, México. 93 p.
- Bolliger, J., Kienast, F., Soliva, R., et al., 2007. Spatial sensitivity of species habitat patterns to scenarios of land use change (Switzerland). *Landsc Ecol.* 22:773–789.
- Bosque, J., 1992. *Sistemas de Información Geográfica*. Madrid. Rialp. 451.
- Bravo, C., 2015. Modelo matemático epidemiológico para estimar el sub-reporte de envenenamientos por serpientes en Colombia. Proyecto de grado, Maestría en Ingeniería Biomédica. Universidad de los Andes, p. 12.
- Brooker, S., Hotez, P.J., Bundy, D.A., 2010. The global atlas of helminth infection: mapping the way forward in neglected tropical disease control. *PLoS Negl Trop Dis* 4: e779.
- Brovkin, V., Claussen, M., Driesschaert, E., Fichfet, T., Kicklighter, D., Loutre, M.F., Matthews, H.D., Ramankutty, N., Schaeffer, M., Sokolov, A., 2006. Biogeophysical effects of historical land cover changes simulated by six Earth system models of intermediate complexity. *Climate Dynamics*.
- Campbell, J.A., 1998. *Amphibians and Reptiles of Northern Guatemala, Yucatán and Belize*. University of Oklahoma Press, Oklahoma, p. 400.
- Campbell, J.A., Lamar, W.W., 1989. *The venomous reptiles of Latin America*. Cornell University Press, Ithaca, New York.
- Campbell, J.A., Vannini, J.P., 1989. Distribution of amphibians and reptiles of Guatemala and Belize. *West. Found. Vertebrate Zool*, 4(1):1–21.

- Campbell, J.A., Lamar, W.W., 2004. *The Venomous Reptiles of the Western Hemisphere*. China: Cornell University Press.
- Castilla, G., 2003. Object-oriented analysis of remote sensing images for land cover mapping: conceptual foundations and a segmentation method to derive a baseline partition for classification. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid, España, p. 228.
- Chaves, L., Chuang, T., Sasa, M., Gutiérrez, J. M., 2015. Snakebites are associated with poverty, weather fluctuations and El Niño. *Science Advances*.
- Chazal, J., Rounsevell, M., 2009. Land-use and climate change within assessments of biodiversity change: A review. *Global Environmental Change*, (19):306–315.
- Chen, G., Peterson, A.T., 2002. Prioritization of areas in China for the conservation of endangered birds using modelled geographical distributions. *Bird Conservation International*, 12:197–209.
- Chen, J.M., Menges, C.H., Leblanc, S.G., 2005. Global derivation of the vegetation clumping index from multi-angular satellite data. *Remote Sensing of Environment*, 97:447–457.
- Chippaux, J.P., 1998. Snakebites: appraisal of the global situation. *Bull World Health Organ*, 76:515–524.
- Chippaux, J.P., 2008. Estimating the global burden of snakebite can help to improve management. *PloS Medicine*.
- Chippaux, J.P., 2010. Snakebite in Africa. Current situation and urgent needs, In: *Handbook of Venoms and Toxins of Reptiles*, S.P. Mackessy, Ed. CRC Press, Boca Raton, USA, 453–473.
- Chippaux, J.P., 2011. Estimate of the burden of snakebites in sub-Saharan Africa: a metaanalytic approach. *Toxicon*, 57(4):586–599.
- Chippaux, J.P., Diallo, A., 2002. Evaluation of the incidence of snakebites in a rural sahelian zone of Senegal, the case of Niakhar. *Bull Soc Pathol Exot*, 95:151–153.
- Cisneros-Heredia, D.F., Touzet, J.M., 2004. Distribution and conservation status of *Bothrops asper* (Garman, 1884) in Ecuador. *Herpetozoa*, 17(4):135–141.
- Claessens, L., Schoorl, J.M., Verburg, P.H., Geraedts, L., Veldkamp, A., 2009. Modelling interactions and feedback mechanisms between land use change and landscape processes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 129:157–170.
- Colditz, R.R., Conrad, C., Wehrmann, T., Schmidt, M., Dech, S., 2008. TiSeG: A Flexible Software Tool for Time- Series Generation of MODIS Data Utilizing the Quality Assessment Science Data Set. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 46:3296–3308.

Cornejo, P., Prieto, A., González, L., 2005. Algunos aspectos bioecológicos de *Porthidium lasbergii rozei*, Peters 1968, (Serpentes: Viperidae) en el noreste de la península de Araya, estado Sucre, Venezuela. *Saber*, 17(1):77–80.

Cortes-Avila, L., Toledo, J.J., 2013. Estudio de la diversidad de serpientes en áreas de bosque perturbado y pastizal en San Vicente del Caguán (Caquetá), Colombia. *Actu Biol, Medellín*, 35(99).

da Fonseca, G.A.B., Balmford, A., Bibby, C., Boitani, L., Corsi, F., Brooks, T., Gascon, C., Olivieri, S., Mittermeier, R.A., Burgess, N., Dinerstein, E., Olson, D., Hannah, L., Lovett, J., Moyer, D., Rahbek, C., Stuart, S., Williams, P., 2000. It's time to work together and stop duplicating conservation efforts ... following Africa's lead in setting priorities. *Nature*, 405:393–394.

David, P., Ineic'h, I., 1999. Les serpentes venimeux du monde: Systematique et repartition. *Dumerillia*, 3:3–499.

Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE). Censo General 2005. <https://www.dane.gov.co>, acceso 5 de Mayo de 2017.

Di Cola, V., Chiaraviglio, M., 2011. Establishing species' environmental requirements to understand how the southernmost species of South American pitvipers (*Bothrops*, Viperidae) are distributed: A niche-based modelling approach. *Austral Ecol*, 36:90–98.

Dorman, C., 2007. Assessing the validity of autologistic regression. *Ecological modeling*, 207:234–242.

Duvall, D., Schuett, G.W., 1997. Straight-line movement and competitive mate searching in prairie rattlesnakes, *Crotalus viridis viridis*. *Anim. Behav*, (54)329–334.

Elith, J., Burgman, M.A., 2002. Predictions and their validation: rare plants in the Central Highlands, Victoria, Australia. – In: Scott, J. M. et al (eds), *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*. Island Press, pp. 303–314.

Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17(1):43–57.

Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., McC, J., Overton, M., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S., Zimmermann, N.E., 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29:129-151.

Etter, A., Mcalpine, C., Wilson, K., Phinn, S., Possingham, H., 2006. Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114(2-4):114–369.

- Fayomi, B., Massougbodji, A., Chobli, A., 2002. Epidemiological data on snake bite cases reported from Benin between 1994 and 2000. *Bull. Soc. Pathol. Exotique*, 95:178–180.
- Fernández, P., Gutiérrez, J.M., 2008. Mortality due to snakebite envenomation in Costa Rica (1993- 2006). *Toxicon*, 52:530–533.
- Flores-Padrón, D., Gregoriani, T., Kiriakos, D., Cornejo-Escobar, P. 2014. Extension on the range distribution of *Porthidium lansbergii rozei* Peters, 1968 (Toxicofera: Viperidae) for northeastern región of Venezuela, including morphological data and natural history. *Saber, Universidad de Oriente, Venezuela*. Vol. 26 Nº 1: 91-96.
- Flores-Villela, O., Pérez-Higareda, G., Vogt, R.C., Palma-Muñoz, M., 1987. Claves para los géneros y especies de anfibios de la región de los Tuxtlas. *Universidad Autónoma Nacional de México, México*, 27 pp.
- Foley, J., Defries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global Consequences Of Land Use. *Science*, 309:570–574.
- Fox, J.W., Ma, L., Nelson, K., Sherman, N.E., Serrano, S.M., 2006. Comparison of indirect and direct approaches using ion-trap and Fourier transform ion cyclotron resonance mass spectrometry for exploring viperid venom proteomes. *Toxicon*; 47 (6):700–714.
- Franklin, J., 2009. *Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Freire-Lascano, L.A., Kuch, U., 1994. A note on the geographical distribution of *Bothrops asper* (Garman, 1883) in Ecuador. *Snake*, 26:135–139.
- Gamanya, R., De Maeyer, P., De Dapper, M., 2009. Object-oriented change detection for the city of Harare, Zimbabwe. *Expert Systems with Applications*, 36(1):571–588.
- Geist, H.J., Lambin, E.F., 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience*, 52:143-150.
- Geist, H., Mcconnell, W., Lambin, E.F., Moran, E., Alves, D., Rudel, T., 2006. Causes and Trajectories of Land-Use/Cover Change. In: Eric F. Lambin and Helmut Geist (Eds.). *Land-Use and Land-Cover Change. Local Processes and Global Impacts. Global Change – The IGBP Series*. Springer-Verlag. 41–70.
- Gill, T.K., Phinn, S.R., Armston, J.D., Pailthorpe, B.A., 2009. Estimating tree-cover change in Australia: challenges of using the MODIS vegetation index product. *International Journal of Remote Sensing*, 30(6):1547–1565.

Gobernación de Antioquia. 2017. <http://antioquia.gov.co/> acceso 23 de Marzo de 2017.

Gonzaga, C., 2014. Aplicación de Índices de Vegetación Derivados de Imágenes Satelitales Landsat 7 ETM+ y ASTER para la Caracterización de la Cobertura Vegetal en la Zona Centro de la Provincia De Loja, Ecuador. Tesis para optar al título de Magister en Geomática. Universidad Nacional de La Plata. La Plata, Argentina, p. 120.

Greene, H.W., 1997. *Snakes: The Evolution of Mystery in Nature*. University of California Press, Berkeley, CA, p. 351.

Guisan, A., Zimmermann, N.E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol Modell*, 135(2):147–186.

Gutiérrez, J.M., Theakston, D., Warrell, D., 2006. Confronting the neglected problem of snakebite envenoming: The need for a global partnership. *PLoS Medicine*.

Gutiérrez, J.M., Lomonte, B., León, G., Rucavaco, A., Chaves, F., Angulo, Y., 2007. Trends in snakebite envenomation therapy: scientific, technological and public health considerations. *Curr. Pharm. Desing*, 13:2935–2950.

Gutiérrez, J.M., Williams, D., Fan, H.W., Warrell, D.A., 2010. Snakebite envenoming from a global perspective: Towards an integrated approach. *Toxicon*, 56(7):1223–35.

Gutiérrez, J.M., 2012. Snakebite Envenoming: A Public Health Perspective. In: Maddock, J. (Ed.). *Public Health – Methodology, Environmental and Systems Issues*. Rijeka: Intech, p. 131–162.

Hansdak, S.G., Lallar, K.S., Pokharel, P., Shyangwa, P., Karki, P., Koirala, S., 1998. A clinico-epidemiological study of snakebite in Nepal. *Trop Doct*, 28:223–226.

Hansson, E., Sasa, M., Mattisson, K., Robles, A., Gutiérrez, J.M., 2013. Using geographical information systems to identify populations in need of improved accessibility to antivenom treatment for snakebite envenoming in Costa Rica. *PLoS Negl Trop Dis* 7:e2009.

Harrison, R.A., Hargreaves, A., Wagstaff, S.C., Faragher, B., Laloo, D.G., 2009. Snakebite envenoming: a disease of poverty. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 3:12.

Hawkins, B.A., Field, R., Cornell, H.V., Currie, D.J, Guégan, J.F., Kaufman, D.M., et al., 2003. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. *Ecology*, 84(12):3105–3117.

Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25:1965–1978.

Hirzel, A.H., Hausser, J., Chessel, D., Perrin, N., 2002. Ecological niche factor analysis: How to compute habitat-suitability map without absence data. *Ecology*, 83:2027–2036.

- Huete, A., Justice, C., Leeuwen, W., 1999. MODIS vegetation index (MOD 13). Version 3. Algorithm theoretical basis document. ... MD NASA, Goddard Sp. Flight Cent. ... 129.
- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E.P., Gao, X., Ferreira, L.G., 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sens. Environ*, 83:95–213.
- Huey, R.B., Deutsch, C.A., Tewksbury, J.J., Vitt, L.J., Hertz, P.E., Pérez, H.J., et al., 2009. Why tropical forest lizards are vulnerable to climate warming. *Proc R Soc Lond B Biol Sci*, 276:1939–1948.
- Hutchinson, G.E., 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia of Quant. Biol*, 22:415–457.
- Infante-Rivero, E., 2009. Primer registro de *Porthidium lansbergii lansbergii* Schlegel, 1841, en la Guajira venezolana, con comentarios sobre el género y la distribución en el estado Zulia. *Herpetotropicos*, 5(1):25–28.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM. 2014. Aumento de deforestación en Colombia. <http://www.ideam.gov.co/> acceso 3 de Abril de 2017.
- Instituto Nacional De Salud (INS). 2014. Protocolo de Vigilancia en Salud Pública – Accidente Ofídico. Bogotá, Colombia, p. 28.
- Instituto Nacional De Salud (INS). 2016. Protocolo de vigilancia y control de accidente ofídico. Subdirección de Vigilancia y Control en Salud Pública, Colombia.
- Joyner, T.A., Lukhnova, L., Pazilov, Y., Temiralyeva, G., Hugh-Jones, M.E., et al., 2010 Modeling the potential distribution of *Bacillus anthracis* under multiple climate change scenarios for Kazakhstan. *PloS one* 5:e9596.
- Kasturiratne, A., Pathmeswaran, A., Fonseka, M.M.D., Laloo, D.G., Brooker, S., da Silva, H.J., 2005. Estimates of disease burden due to land-snake bite in Sri Lankan hospitals. *Southeast. Asian J. Trop. Med. Public Health*, 36:733–740.
- Kasturiratne, A., Wickremasinghe, A.R., Silva, N., Gunawardena, N.K., Pathmeswaran, A., Premaratna, R., Savioli, L., Laloo, D.G., Silva, H.J., 2008. The global burden of snakebite: a literature analysis and modeling based on regional estimates of envenoming and deaths. *Plos Medicine*, Cambridge, 5(11):1–14.
- Kearney, M., Porter, W.P., 2009. Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. *Ecol Lett*, 12:334–350.
- Kjoss, V.A., Litvaitis, J.A., 2001. Community structure of snakes in a human-dominated landscape. *Biological Conservation*, 98:285–292.

Krausmann, F., Erb, K.H., Gingrich, S., Haberl, H., Bondeau, A., Gaube, V., Lauk, C., Plutzer, C., Searchinger, T.D., 2013. Global human appropriation of net primary production doubled in the 20th century. *Proc. Natl Acad. Sci*, 10:324–329.

Küper, W., Sommer, J.H., Lovett, J.C., Barthlott, W., 2006. Deficiency in African plant distribution data – missing pieces of the puzzle. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 150:355–368.

Lafferty, K.D., 2009. The ecology of climate change and infectious diseases. *Ecology*, 90:888–900

Lamar, W., Sasa, M., 2003. A new species of hognosed pitviper, genus *Porthidium*, from the southwestern Pacific of Costa Rica (Serpentes: Viperidae). *Revista de Biología Tropical*, 51(3-4):797–804.

Lawrence, D., 2004. Land-Use Change, Biodiversity and Ecosystem Functioning in West Kalimantan. In: Gerold G., Fremerey M., Guhardja E. (eds) *Land Use, Nature Conservation and the Stability of Rainforest Margins in Southeast Asia*. Environmental Science. Springer, Berlin, Heidelberg.

Lee, J.C., 1996. *The Amphibians and Reptiles of the Yucatan Peninsula*. Cornell University Press, Ithaca, NY, p. 500.

León, L., 2014. Informe final accidente ofídico, Colombia, año 2014. Epidemiológico. Bogotá: Instituto Nacional de Salud, Grupo de Enfermedades Transmisibles. Report No. 100.

Lima, J.S., Martelli, J.H., Martelli, D.R.B., Silva, M.S., Carvalho, S.F.G., Canela., 2009. Perfil dos acidentes ofídicos no norte do Estado de Minas Gerais, Brasil. *Rev Soc Bras Med Trop*, 42(5):561–564.

Litvaitis, J.A., Titus, K., Anderson, E.M., 1996: Measuring vertebrate use of terrestrial habitats and foods. - In: Bookhout, T.A. (Ed.); *Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats*. The Wildlife Society, Bethesda, pp. 254–274.

Liu, C., Berry, P.M., Dawson, T.P., Pearson, R.G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, 28(3):385–393.

Lunetta, R.S., Knight, J.F., Ediriwickrema, J., Lyon, J.G., Worthy, L.D., 2006. Land-cover change detection using multi-temporal MODIS NDVI data. *Remote Sens. Environ*, 105:142–154.

Maignan, F., Bréon, F.M., Bacour, C., Demarty, J., Poirson, A., 2008. Interannual vegetation phenology estimates from global AVHRR measurements. Comparison with in situ data and applications. *Remote Sensing of Environment*, 112:496–505.

Maitima, J.M., SMugatha, S.M., Reid, S.R., Gachimbi, L.N., Majule, A., Lyaruu, H., Pomery, D., Mathai, S., Mugisha, S., 2009. The linkages between land use change, land degradation and biodiversity across East Africa, *Afr. J. Environ. Sci. Technol*, 3:(10).

- Manandhar, R., Inakwu O.A, Pontius Jr. R.G., 2010. Analysis of twenty years of categorical land transitions in the Lower Hunter of New South Wales, Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 135:336–346.
- Marshall, J.C., Manning, J.V., Kingsbury, B.A., 2006. Movement and macrohabitat selection of the eastern Massasauga in a fen habitat. *Herpetologica*, 66:141–150.
- Martínez, E., 2010. Apuntes sobre modelación de nichos ecológicos. México D.F.: Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).
- Martínez-Gordillo, D., Rojas-Soto, O., Espinosa De Los Monteros, A., 2009. Ecological niche modelling as an exploratory tool for identifying species limits: an example based on Mexican murid rodents. *J. Evol. Biol*, 2(3):259–270.
- Mak, S., Morshed, M., Henry, B., 2010. Ecological niche modeling of lyme disease in British Columbia, Canada. *J Med Entomol*, 47:99–105.
- McDiarmid, R., Campbell, J., Touré, T., 1999. Snake species of the world. Vol. I. Herpetologists' League, pp. 511.
- Medina-Rangel, G.F., López-Perilla, Y.R., 2015. Geographic Distribution: *Porthidium lansbergii* (Lansberg's hognosed pitviper). *Herpetological Review*, 46(4):575–576.
- Merow, C., Smith, M.J., Silander, J.A., 2013. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36(10):1058–1069.
- Mole, R.R., Ulrich, F.W., 1894. Biological notes upon some of the Ophidia of Trinidad, B.W.I., with a preliminary list of the species recorded from the island. *Proc. Zool. Soc. London*, 499–518.
- Moncada, O.A., 2014. Detección de movimientos en masa a escala regional empleando imágenes del sensor MODIS. Tesis para optar al título de Magíster en Medio Ambiente y Desarrollo. Universidad Nacional de Colombia. Medellín, Colombia, p. 89.
- Moss, R.H., Edmonds, J.A., Hibbard, K.A., Manning, M.R., Rose, S.K., van Vuuren, D.P., Carter, T.R., Emori, S., Kainuma, M., Kram, T., Meehl, G.A., Mitchell, J.F., Nakicenovic, N., Riahi, K., Smith, S.J., Stouffer, R.J., Thomson, A.M., Weyant, J.P., Wilbanks, T.J., 2010. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature*, 463(7282):747–56.
- Mota-Vargas, C., Rojas-Soto, O.R., 2012. The importance of defining the geographic distribution of species for conservation: The case of the Bearded WoodPartridge. *Journal for Nature Conservation*, 20:10–17.
- Newbold, T., Scharlemann, J.P., Butchart, S.H., Şekerciöğlü, Ç.H., Joppa, L., Alkemade, R., Purves, D.W., 2014. Functional traits, land-use change, and the structure of present and future bird communities in tropical forests. *Global Ecology and Biogeography* 23:1073–1084.

Nori, J., Carrasco, P.A., Leynaud, G.C., 2013. Venomous snakes and climate change: ophidism as a dynamic problem. *Climatic Change*, 122(1-2).

NOVO, E.M., 2002. Sensoriamento Remoto. Princípios e Aplicações. São Paulo: Edgard Blucher. 2da edição.

Oliveira, H.F., Da Costa, C.F., Sassi, R., 2013. Injuries caused by venomous animals and folk medicine in farmers from Cuité, State of Paraíba, Northeast of Brazil. *Rev. bras. epidemiol.*, São Paulo, 16(3):633–643.

Orrego, S.A., Ramírez, C., 2011. Deforestación en el departamento de Antioquia, Colombia, en el período 1980 – 2000. ÉOLO. Conferencia realizada en el Taller: Estado de los Bosques de Antioquia, Jardín Botánico de Medellín, Medellín, 6 de mayo de 2011.

Ortiz-Yusty, C., Restrepo, A., Páez, V.P., 2014. Distribución potencial de *Podocnemis lewyana* (Reptilia: Podocnemididae) y su posible fluctuación bajo escenarios de cambio climático global. *Acta biol. Colomb*, 19(3):471–481.

Otero, R., Osorio, G., Valderrama, R., Giraldo, C.A., 1992. Efectos farmacológicos y enzimáticos de los venenos de serpientes de Antioquia y Chocó (Colombia). *Toxicon*, p. 611-20.

Otero, R., Fonnegra, R., Jiménez, S., Núñez, V., Evans, N., Alzate S., 2000. Mordeduras de serpientes y etnobotánica en el noroccidente colombiano. *Uso tradicional de las plantas*, p 31-57.

Otero, R., Gutiérrez, J., Mesa B.M., Duque, E., Rodríguez, O., Arango, L.J., 2002. Complications of *Bothrops*, *Porthidium* and *Bothriechis* snakebites in Colombia. A clinical and epidemiological study of 39 cases attended in a university hospital. *Toxicon*, 40(8):1107–1114.

Otero, R., Núñez, V., Barona, J., Díaz, A., Saldarriaga, M., 2002. Características bioquímicas y capacidad neutralizante de cuatro antivenenos polivalentes frente a los efectos farmacológicos y enzimáticos del veneno de *Bothrops asper* y *Porthidium lansbergii* de Antioquia y Chocó. *IATREIA*. Marzo, 15(1).

Otero, R., 2014. Snakebites in Colombia. *Toxinology*; 1–44.

Pearson, R.G., Raxworthy, C.J., Nakamura, M., Peterson, A.T., 2007. Predicting species' distributions from small numbers of occurrence records: A test case using cryptic geckos in Madagascar. *J. Biogeog*, 34:102–117.

Pérez-Santos, C., Moreno, G.A., 1988. Ofidios de Colombia. Monografía. Museo Regionale di Scienze Naturali. Torino, Italia.

Peters, J.A., Orejas-Miranda, B., 1970. Catalogue of the Neotropical Squamata: Part I: Snakes. *Bull. US Natl. Mus* 297:1–347.

- Peterson, A.T. 2003. Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. *Quarterly Review of Biology* 78:419-433.
- Peterson, A.T. 2006. Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. *Biodivers. Informatics* 3:59–72.
- Peterson, A.T., Soberón, J., Sánchez-Cordero, V., 1999. Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science*, 285:1265–1267.
- Peterson, A.T., Sanchez-Cordero, V., Beard, C.B., Ramsey, J.M., 2002. Ecologic niche modeling and potential reservoirs for Chagas disease, Mexico. *Emerging Infectious Diseases* 8:662–667.
- Peterson, A.T.; Soberón, J.; Pearson, R.; Anderson, R.; Martinez-Meyer, E.; Nakamura, M. & Bastos, M. 2009. *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Monographs in Population Biology. Princeton University Press, Princeton and Oxford, p. 314.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., Green, R.E., 2011. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science*, 1289–1291.
- Phillips, S.J., Dudík, M., Schapire, R.E., 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. In: *Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning*, ACM Press, New York, p. 655–662.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190:231–259.
- Phillips, S.J., Dudik, M., 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31:161–175.
- Pinho, F.M., Pereira, L.D., 2001. Ofidismo. *Rev. Ass. Med. Brasil. São Paulo*, 17(1):24-29.
- Pliscoff, P., Fuentes-Castillo, T., 2011. Representativeness of terrestrial ecosystems in Chile's protected area system. *Environmental Conservation*, 38:303–311.
- Porcasi, X., Rotela, C.H., Introini, M.V., Frutos, N., Lanfri, S., et al., 2012. An operative dengue risk stratification system in Argentina based on geospatial technology. *Geospat Health*, 6:31–42.
- Prasad, P.V., Boote, K.J., Allen, L.H., Sheehy, J.E., Thomas, J.M., 2006. Species, ecotype and cultivar differences in spikelet fertility and harvest index of rice in response to high temperature stress. *Field Crops Res.* 95:398–411.
- Pugh, R.N, Theakston, R.D., 1980. Incidence and mortality on snake bite in savanna Nigeria. *Lancet*, 2(8205):1181–1183.
- Ramankutty, N., Graumlich, L., Achard, F., Alves, D., Chhabra, A., Defries, R.S., Foley, J., Geist, H., Houghton, R.A., Goldewijk, K.K., Lambin, E.F., Millington, A., Rasmussen, K., Reid, R., Turner, B.L., 2006. *Global land-cover change: recent progress, remaining challenges (Chapter 2)*.

In:Lambin, E.F., Geist, H. (Eds.). Land- Use and Land-Cover Change. Local Processes and Global Impacts. Springer, pp. 9–39.

Reading, C.J., Luiselli, L., Akani, G.C., Bonnet, X., Amori, G., Ballouard, J.M., Filippi, E., Naulleau, G., Pearson, D. & Rugiero, L., 2010. Are snake populations in widespread decline? *Biology Letters*.

Reyes-Díez, A., Alcaraz-Segura, D., Cabello-Piñar, J. 2015. Implicaciones del filtrado de calidad del índice de vegetación EVI para el seguimiento funcional de ecosistemas. *Revista de Teledetección Asociación Española de Teledetección*, 43:11–29.

Rodda G.H., Jarnevich, C.S., Reed, R.N., Hector, A., 2011. Challenges in identifying sites climatically matched to the native ranges of animal invaders. *PLoS ONE* 6:e14670.

Rodríguez, A.F. 2011a. Metodología para detectar cambios en el uso de la tierra utilizando los principios de la clasificación orientada a objetos, estudio de caso piedemonte de Villavicencio, Meta. Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de: Magister en Geomática. Facultad de Ingeniería Agronómica. Universidad Nacional de Colombia p. 94.

Rodríguez, N., 2011b. Land-Cover and Land-Use Change and Deforestation in Colombia: Spatial Dynamics, Drivers and Modelling. Memoria presentada para optar al grado de Doctor of Philosophy en Ecología Terrestre. Universidad Autónoma de Barcelona, p. 126.

Rodríguez-Guerra, A., 2011. *Bothrops asper*. En: O. Torres-Carvajal, D. Salazar-Valenzuela y A. Merino-Viteri (eds.) *ReptiliaWebEcuador*. Version 2013.0. Museo de Zoología QCAZ, Pontificia Universidad Católica del Ecuador.<<http://zoologia.puce.edu.ec/vertebrados/reptiles/FichaEspecie.aspx?Id=1620>>, acceso febrero 12, 2017.

Rouse J.W., Haas R.H., Schell J.A., Deering D.W., 1974. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In: Fraden S.C., Marcanti E.P. & Becker M.A. (eds.), *Third ERTS-1 Symposium*, 10–14 Dec. 1973, NASA SP-351, Washington D.C. NASA, 309–317.

Roy, D.P., Borak, J.S., Devadiga, S., Wolfe, R.E., Zheng, M., Descloitres, J., 2002. The MODIS Land product quality assessment approach. *Remote Sens. Environ.* 83:62–76.

Rudel, T.K., 2007. Changing agents of deforestation: from state-initiated to enterprise driven processes, 1970–2000. *Land Use Policy* 24:35–41.

Sánchez, E., Torres, M., Palacios, A., Aguilar, M., Pino, S., Granado, L., 2000. Comparación del NDVI con el PVI y el SAVI como Indicadores para la Asignación de Modelos de Combustible para la Estimación del Riesgo de Incendios en Andalucía. *Tecnologías Geográficas para el Desarrollo Sostenible Departamento de Geografía. Universidad de Alcalá*, 2000: 164-174.

Sánchez-Cordero, V., Martínez-Meyer, E., 2000. Museum specimen data predict crop damage by tropical rodents. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 97:7074–7077.

- Saupe, E.E., Papes, M., Selden, P.A., Vetter, R.S., 2011. Tracking a medically important spider: Climate change, ecological niche modeling, and the brown recluse (*Loxosceles reclusa*). *PLoS one* 6:e17731.
- Sasa, M., Wasko, D.K., Lamar, W.W., 2009. Natural history of the terciopelo *Bothrops asper* (Serpentes: Viperidae) in Costa Rica. *Toxicon*, 54:904–22.
- Savage, J.M., 2002. *The Amphibians and Reptiles of Costa Rica: A Herpetofauna between Two Continents, between Two Seas*. University of Chicago Press, Chicago, p. 934.
- Schlegel, H., 1841. Description d'une nouvelle espèce du genre *Trigonocephalus* (*Trigonocephalus lansbergii*). *Mag. Zool. Rept.* 1:(1-3).
- Secor, S.M., 1994. Ecological significance of movements and activity range for the sidewinder, *Crotalus cerastes*. *Copeia*, (3):631–645.
- Sinclair, S., White, M., Newell, G., 2010. How useful are species distribution models for managing biodiversity under future climates? *Ecol. Soc.* 15(8).
- Sinervo, B., Méndez-De-La-Cruz, F., Miles, D.B., Heulin, B., Bastiaans, E., Cruz M, et al., 2010. Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. *Science*, 328(5980):894–899.
- Smith, P., A. Bhogal, P. Edgington, H. Black, A. Lilly, D. Barraclough, F. Worrall, J. Hillier, and G. Merrington (2010), Consequences of feasible future agricultural land-use change on soil organic carbon stocks and greenhouse gas emissions in Great Britain, *Soil Use Manage.*, 26, 381–398.
- Snow, R.W., Bronzan, R., Roques, T., Nyamawi, C., Murphy, S., Marsh, K., 1994. The prevalence and morbidity of snake bite and treatment seeking behaviour among a rural Kenyan population. *Ann. Trop. Med. Parasitol.* 88(6):665–671.
- Soberón, J., Peterson, A.T., 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodivers. Informatics*, 2:1–10.
- Solórzano, A., 2004. *Serpientes de Costa Rica: Distribución, Taxonomía e Historia Natural/Snakes of Costa Rica: Distribution, Taxonomy, and Natural History*. Editorial INBio, Santo Domingo de Heredia, Costa Rica.
- Solórzano, A., Cerdas, L., 1989. Reproductive Biology and Distribution of the Terciopelo, *Bothrops asper* Garman (Serpentes: Viperidae) in Costa Rica. *Herpetologica*, 45:444–450.
- Soulé, M.E., Bolger, D.T., Alberts A.C., Sauvajot, R.S., Wright, J., Soricice, M., et al., 1988. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. *Conservation Biology*, 2:75–92.

- Stock, R.P., Massougbodji, A., Alagón, A., Chippaux, J.P., 2007. Bringing antivenoms to Sub-Saharan Africa, *Nat. Biotechnol*, 25.
- Theakston, R.D., Laing, G., Fielding, C.M., Richards, A.M., 1995. Treatment of snakebites by *Bothrops* species and *Lachesis muta* in Ecuador: laboratory screening of candidate antivenoms. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 89(5):550–4.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, B., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F., Ferriera De Siqueira, M., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., Van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., Phillips, O.L., Williams, S.E., 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427:145–148.
- Tsoar, A., Allouche, O., Steinitz, O., Rotem, D., Kadmon R., 2007. A comparative evaluation of presence-only methods for modeling species distribution. *Diversity and Distributions*, 13:397–405.
- Tzitziki Janik, G.M., Mas, J.-F., Hinkley, E.A., 2011. Una revisión del uso de MODIS para el mapeo y monitoreo de las cubiertas terrestres, in: Mas, J.-F. (Ed.), *Aplicaciones Del Sensor MODIS Para El Monitoreo Del Territorio*. México, D.F, p. 318.
- Valderrama, R., 2010. Animales ponzoñosos de Latinoamérica. *Biomédica*, 30:5–9.
- Van Vuuren, D.P., Edmonds, J., Thomson, A., Riahi, K., Kainuma, M., Matsui, T., Hurtt G.C., Lamarque, J.F., Meinshausen, M., Smith, S., Granier, C., Rose, S.K., Hibbard, K.A. 2011. Representative concentration pathways: an overview. *Clim Chang*, 109:5–31.
- Veldkamp, A., Lambin, E.F., 2001. Predicting landuse change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85:1–6.
- Veldkamp, A., 2009. Investigating land dynamics: future research perspectives. *Journal of Land Use Science*, 4(1-2):5–14.
- Verburg, P.H., Rounsevell, D.A., Veldkamp, A., 2005. Scenario-based studies of future land use in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114:1–6.
- Vié, J.C., Hilton-Taylor, C., Stuart, S.N. 2009. *Wild life in a changing world: an analysis of the 2008 Red List of Threatened Species*. Gland, Switzerland: IUCN.
- Warrell, D.A., 2004. Snakebites in Central and South America: epidemiology, clinical features and clinical management, In: *The Venomous Reptiles of the Western Hemisphere*, J.A. Campbell & W.W. Lamar, (Eds.), 709–761.
- Warrell, D., 2010. Guidelines for the management of snake-bites. World Health Organization. Regional Office for South-East Asia, p. 151.
- Warren, D.L., 2012. In defense of ‘niche modeling’. *Trends in Ecology & Evolution*, 27:497–500.

Warren, D., Seifert, S., 2011. Environmental niche modelling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological Applications*, 21:335–342.

Wasko, D. 2009. Spatial and Feeding Ecology of the Fer-de-Lance (*Bothrops asper*) in Costa Rica. A dissertation submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy. University of Miami. Miami, USA, p. 131.

Wassenaar, T., Gerber, P., Verburg, P.H., Rosales, M., Ibrahim, M., Steinfeld, H., 2007. Projecting land use changes in the Neotropics: the geography of pasture expansion into forest. *Global Environmental Change*, 17:86–104.

Weyant, J., Azar, C., Kainuma, M., Kejun, J., Nakicenovic, N., Shukla, P., et al., 2009. Report of 2.6 versus 2.9 Watts/m<sup>2</sup> RCP evaluation panel. Integrated Assessment Modeling Consortium.

Wilson, L.D., Myer, J.R., 1985. *The Snakes of Honduras*, 2nd ed. Milwaukee Public Museum, Milwaukee, WI, p. 150.

Worden, J., Reid, R., Gichohi, H., 2003. Land Use Impacts on Large Wildlife and Livestock in the Swamps of the Greater Amboseli Ecosystem, Kajiado District, Kenya. LUCID Working Paper Series No. 27. ILRI, Nairobi, Kenya.

Xiang, G., Huete, A., Didan, K., 2003. Multisensor comparisons and validation of modis vegetation indices at the semiarid jornada experimental range. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens*, 41, 2368–2381.

Xiao, X., Boles, S., Liu, J., Zhuang, D., Frohling, S., Li, C., Salas, W., Moore, B., 2005. Mapping paddy rice agriculture in southern China using multi-temporal MODIS images. *Remote Sens. Environ*, 95, 480–492.

Yañez-Arenas C, Peterson AT, Mokondoko P, Rojas-Soto O, Martínez-Meyer E (2014) The Use of Ecological Niche Modeling to Infer Potential Risk Areas of Snakebite in the Mexican State of Veracruz. *PLOS ONE* 9(6): e100957

Yañez-Arenas, C.; Townsend, A.; Rodríguez-Medina, K. & Barve, N. 2015. Mapping current and future potential snakebite risk in the new world. *Climate Change*, November 2015.

Zaniewski, A. E., A. Lehmann, and J. M. Overton. 2002. Predicting species spatial distributions using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns. *Ecological Modelling*, 157:261–280.

Zhongming, W. Brian G. Lees, Jiao Feng, Lei Wanning, Shi Haijing. 2009. Stratified vegetation cover index: A new way to assess vegetation impact on soil erosion. Basic Research Program of China and National Natural Science Foundation of China and Western Light Project of CAS, 83:87–93.



## A. Anexo A: Script para sustraer los criterios de calidad de LDOPE.

```
for FILE in *.hdf
do
  SCENE=`echo $FILE | cut -d'.' -f1,2,3,4`
  mask_sds -of=${SCENE}.mask.hdf -sds="250m 16 days NDVI" -fill=-9999 -meta -
mask=${FILE},250m 16 days VI Quality,0-1==0,OR,*,*,0-1==01,AND,*,*,6-
7=00,OR,*,*,6-
7==01,OR,*,*,6-7==10,AND,*,*,10==0,AND,*,*,15==0,AND,*,250m 16
days blue
reflectance,<2000" ${FILE}
  cp_proj_param -of=${SCENE}.coords.hdf -ref=../RAW/${FILE} ${SCENE}.mask.hdf
done
```



## B. Anexo B: Script en R para proyectar los datos a GeoTIFF.

```
## Función para reproyectar los HDF a WGS84
# projHDF2GTiff <- function(hdf, fromSRS, toSRS){
#   require(gdalUtils)
#   gtif <- gsub("Processed", "NDVI", gsub("hdf", "tif", hdf))
#   # Cuando son datos crudos con varias capas
#   # gdal_translate(hdf, gtif, sd_index = lyr)
#   gdal_translate(hdf, gtif)
#   pgtif <- gsub(".tif", "_P.tif", gtif)
#   gdalwarp(gtif, pgtif, s_srs = fromSRS, t_srs = toSRS,
#     srcnodata=-3000, dstnodata=-3000,
#     overwrite = FALSE)
#   unlink(gtif)
# }
#
## Definir las proyecciones de origen y destino
# frm.srs <- "+proj=sinu +lon_0=0 +x_0=0 +y_0=0 +a=6371007.181 +b=6371007.181 +units=m
+no_defs"
# to.srs <- "+proj=longlat +datum=WGS84 +no_defs"
#
## Proyectar TODOS los hdf extrayendo sólo la capa 1 (NDVI) a GeoTiff
## lapply(hdf_files, projHDF2GTiff, 1, frm.srs, to.srs)
#
## Proyectar los datos enmascarados coordinados a GeoTiff
## lapply(hdf_files, projHDF2GTiff, frm.srs, to.srs)
```

## C. Anexo C: Algoritmo para procesar los datos en GRASS.

```
# Importar los archivos GeoTiff a GRASS
for FILE in /Volumes/DARP/MODIS/NDVI/*.tif
do
    echo $FILE
    # Definir el nombre del mapa a partir del nombre del archivo
    MAP=$(echo $FILE | cut -d '/' -f6 | cut -d '.' -f1,2,3,4)
    echo $MAP
    # Importar el archivo
    r.in.gdal -e input=${FILE} output=${MAP} --o
    # Ajustar la region al mapa importado
    g.region -p raster=${MAP}
    # Convertir en nullos los pixeles con valor de -9999
    r.null map=${MAP} setnull=-3000
    # Escalar los valores de NDVI
    r.mapcalc "${MAP} = ${MAP} * 0.0001" --o
    # Calcular los promedio zonal con una ventana de 1.25km^2 aproximadamente
    r.neighbors input=${MAP} output=${MAP}_mean5 size=5 --o
done

# Importar los datos de accidentes
v.in.ascii input=/Volumes/DARP/MODIS/BaseDatos_AO_subregiones.csv output=accidentes
separator=comma skip=1 columns="x double, y double, id int, year int, date varchar(10), x1
double, y1 double, vereda varchar(75), cod_vereda int, cod_mun int, agente_agresor
varchar(25), subregion varchar(20), cod_subregion int, zonas varchar(30), cod_zona varchar(5)"
cat=3 --o

# Eliminar las columnas innecesarias
v.db.dropcolumn map=accidentes columns=x1,y1
```

```
# Importar el mapa de veredas donde han ocurrido accidentes
v.in.ogr -2ew input=/Volumes/DARP/MODIS layer=veredas_accidentes
output=veredas_accidentes --o

# Para cada fecha, crear una columna y leer la media de NDVI de esa fecha en esa columna
for ((i=2007; i<=2015; i++))
do
echo $i
g.copy vector=accidentes,accidentes${i}
for MAP in `g.list raster pattern=M?D13Q1.A${i}*.h10v08.006`
do
echo $MAP
v.rast.stats -c map=veredas_accidentes raster=${MAP} column_prefix=ndvi method=average
FECHA=$(echo $MAP | cut -d'.' -f2)
echo $FECHA
v.db.addcolumn map=accidentes${i} columns="${FECHA} double"
v.what.vect map=accidentes${i} column=${FECHA} query_map=veredas_accidentes
query_column=ndvi_average
v.what.rast map=accidentes${i} raster=${MAP}_mean5 column=${FECHA} where="${FECHA}
IS NULL"
done
v.db.addcolumn map=accidentes${i} columns="cod_ver varchar(11)"
v.what.vect map=accidentes${i} column=cod_ver query_map=veredas_accidentes
query_column=codigo_ver
done
```



## D. Anexo D: Script en R para el procesamiento de los datos de NDVI vs Accidente Ofídico.

```
# Leer la DB de sólo los accidentes
accidentes <-
  read.csv("BaseDatos_AO_subregiones.csv") %>%
  select(-X.1, -Y.1) %>%
  mutate(fecha = as.Date(Fecha_AO, format = "%m/%d/%y"),
         mes = month(fecha))
# Cargar los datos procesados en GRASS
load("accidentes_raw.RData")
# Procesar los datos traídos de GRASS
accidentes_full <- bind_rows(accidentes_raw)
accidentes_full %>%
  join(select(accidentes, id_ao = ID, COD_DANE)) %>%
  filter(cod_vereda != COD_DANE) %>%
  View()
# Funcion para graficar serie de un accidente
graficarSerieAccidente <- function(idAO) {
  require(lubridate)
  # Extraer la fecha del accidente
  fecha <- mdy(accidentes$Fecha_AO[accidentes$ID == idAO])
  # Crear el primer y último día del año para el scale
```

```
inicio <- ymd(paste(year(fecha), "01", "01", sep = "-"))
fin <- ymd(paste(year(fecha), "12", "31", sep = "-"))
# Construir la gráfica
g <-
  accidentes_full %>%
  filter(!is.na(ndvi),
         id_ao == idAO,
         modis_year == ao_year) %>%
  ggplot(aes(x = modis_date,
            y = ndvi)) +
  geom_line() +
  geom_point() +
  geom_vline(aes(xintercept = as.numeric(ao_date)),
            color = "red") +
  scale_x_date("Fecha",
              date_breaks = "2 months",
              date_minor_breaks = "1 month",
              date_labels = "%b-%Y",
              limits = c(inicio, fin)) +
  scale_y_continuous("NDVI") + #,
                    # limits = c(0, 1)) +
  labs(title = paste("Serie de tiempo del NDVI para el accidente", idAO,
                    "occurrido el", fecha))

g
}
# Funcion para graficar serie de un pixel
graficarSerieCoordenadas <- function(id) {
  data <-
```

---

```
accidentes_full %>%
  filter(!is.na(ndvi),
         id_coords == id)
# Construir la gráfica
g <- ggplot(data,
            aes(x = modis_date,
                y = ndvi)) +
  geom_line() +
  geom_vline(aes(xintercept = as.numeric(ao_date)),
            color = "red") +
  scale_x_date("Fecha",
              date_breaks = "1 year",
              date_minor_breaks = "6 months",
              date_labels = "%Y",
              limits = as.Date(c("2007-01-01", "2015-12-31"))) +
  scale_y_continuous("NDVI") + #,
  # limits = c(0, 1)) +
  labs(title = paste("Serie de tiempo del NDVI en",
                    "Long:", unique(data$y),
                    "Lat:", unique(data$x)),
        subtitle = expression(paste("1.25 ", km^{2},
                                     " alrededor del accidente")))

g
}
# Graficar las series de los accidentes por año
# 2007 - 2015
pdf(file = paste0("serie_NDVI_accidentes_2007.pdf"),
```

```
width = 11, height = 8.5)
lapply(accidentes$ID[accidentes$ANO == 2007], graficarSerieAccidente)
dev.off()
# Graficar un accidente en particular
graficarSerieAccidente(2341)
```

## E.Anexo E: Script en R para obtener y graficar el $\Delta$ NDVI.

```
# Derivar el NDVI con respecto al tiempo #####
accidentes_delta <-
  accidentes_full %>%
  filter(!is.na(ndvi)) %>%
  group_by(id_ao) %>%
  arrange(modis_date) %>%
  mutate(dn = c(0, diff(ndvi)),
         dt = c(0, diff(modis_date)),
         tasa = dn / dt) %>%
  filter(!is.na(tasa)) %>%
  ungroup()
graficarSerieDelta <- function(id) {
  data <- accidentes_delta %>%
    filter(id_coords == id)
  g <-
    ggplot(data,
           aes(x = modis_date,
              y = dn)) +
    geom_line() +
    geom_vline(aes(xintercept = as.numeric(ao_date)),
              color = "red") +
    scale_x_date("Fecha",
                date_breaks = "1 year",
                date_minor_breaks = "3 months",
```

```
    date_labels = "%Y",
    limits = as.Date(c("2007-01-01", "2015-12-31"))) +
scale_y_continuous("Delta NDVI") +
labs(title = paste("Serie de tiempo del delta del NDVI en",
    "Long:", unique(data$x),
    "Lat:", unique(data$y)),
    subtitle = expression(paste("1.25 ", km^{2},
    " alrededor del accidente")))
g
}
graficarSerieVereda <- function(cod) {
  data <- accidentes_full %>%
  filter(cod_vereda == cod)
g <-
  ggplot(data,
    aes(x = modis_date,
    y = ndvi)) +
  geom_line() +
  geom_vline(aes(xintercept = as.numeric(ao_date)),
    color = "red") +
  scale_x_date("Fecha",
    date_breaks = "1 year",
    date_minor_breaks = "3 months",
    date_labels = "%Y",
    limits = as.Date(c("2007-01-01", "2015-12-31"))) +
  scale_y_continuous("NDVI") +
  labs(title = paste("Serie de tiempo del NDVI en la vereda", cod,
    unique(data$vereda)))
```

```
g
}
# Calcular los promedios de los delta del NDVI 15 días antes del accidente
accidentes_delta15d <-
  accidentes_delta %>%
  group_by(id_ao) %>%
  mutate(ao_ant = ao_date - days(15),
         ao_pos = ao_date + days(4)) %>%
  summarise(dn = mean(dn[between(modis_date,
                                unique(ao_ant),
                                unique(ao_pos))]))
mean(accidentes_delta15d$dn, na.rm = TRUE)
sd(accidentes_delta15d$dn, na.rm = TRUE)
sum(accidentes_delta15d$dn < 0, na.rm = TRUE) / nrow(accidentes_delta15d) * 100
sum(accidentes_delta15d$dn > 0, na.rm = TRUE) / nrow(accidentes_delta15d) * 100
sum(accidentes_delta15d$dn == 0, na.rm = TRUE) / nrow(accidentes_delta15d) * 100
sum(accidentes_delta15d$dn < -0.1, na.rm = TRUE)

# Histograma de los deltas de NDVI por accidente
accidentes_delta15d %>%
  ggplot(aes(x = dn)) +
  geom_histogram(binwidth = 0.001) +
  labs(title = "Histograma de las diferencias de NDVI",
       subtitle = "15 días antes y 4 días después del accidente",
       x = "Diferencia NDVI",
       y = "Conteo")
# Calcular los promedios de los delta del NDVI 30 días antes del accidente
```

```
accidentes_delta30d <-
  accidentes_delta %>%
  group_by(id_ao) %>%
  mutate(ao_ant = ao_date - days(30),
         ao_pos = ao_date + days(4)) %>%
  summarise(dn = mean(dn[between(modis_date,
                                unique(ao_ant),
                                unique(ao_pos))]))
mean(accidentes_delta30d$dn, na.rm = TRUE)
sd(accidentes_delta30d$dn, na.rm = TRUE)
sum(accidentes_delta30d$dn < 0, na.rm = TRUE) / nrow(accidentes_delta30d) * 100
sum(accidentes_delta30d$dn > 0, na.rm = TRUE) / nrow(accidentes_delta30d) * 100
sum(accidentes_delta30d$dn == 0, na.rm = TRUE) / nrow(accidentes_delta30d) * 100
sum(accidentes_delta30d$dn < -0.1, na.rm = TRUE)

# Histograma de los deltas de NDVI por accidente
accidentes_delta30d %>%
  ggplot(aes(x = dn)) +
  geom_histogram(binwidth = 0.001) +
  labs(title = "Histograma de las diferencias de NDVI",
       subtitle = "30 días antes y 4 días después del accidente",
       x = "Diferencia NDVI",
       y = "Conteo")
```