

Universidad Andina Simón Bolívar

Sede Ecuador

Área de Ambiente y Sustentabilidad

Maestría de Investigación en Cambio Climático, Sustentabilidad y Desarrollo

**Cambios en la cobertura vegetal de los bosques de la costa ecuatoriana
y sus efectos sobre la conservación de los primates**

María Fernanda Solórzano Avilés

Tutor: Santiago Patricio Bonilla Bedoya

Quito, 2024



Cláusula de cesión de derecho de publicación

Yo, María Fernanda Solórzano Avilés, autor/a de la tesis intitulada “Cambios en la cobertura vegetal de los bosques de la costa ecuatoriana y sus efectos sobre la conservación de los primates”, mediante el presente documento dejo constancia de que la obra es de mi exclusiva autoría y producción, que la he elaborado para cumplir con uno de los requisitos previos para la obtención del título de Magíster en Cambio climático, Sustentabilidad y Desarrollo en la Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Ecuador.

1. Cedo a la Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Ecuador, los derechos exclusivos de reproducción, comunicación pública, distribución y divulgación, durante 36 meses a partir de mi graduación, pudiendo, por lo tanto, la Universidad utilizar y usar esta obra por cualquier medio conocido o por conocer, siempre y cuando no se lo haga para obtener beneficio económico. Esta autorización incluye la reproducción total o parcial en formato virtual, electrónico, digital u óptico, como usos en red local y en internet.
2. Declaro que, en caso de presentarse cualquier reclamación de parte de terceros respecto de los derechos de autor/a de la obra antes referida, yo asumiré toda responsabilidad frente a terceros y a la Universidad.
3. En esta fecha entrego a la Secretaría General, el ejemplar respectivo y sus anexos en formato impreso y digital o electrónico.

18 de septiembre de 2024

Firma: _____

Resumen

La fragmentación es un proceso que ocurre por diferentes causas, deforestación, urbanización, agricultura, actividad maderera, entre otras actividades humanas y naturales. El impacto es indiscutiblemente negativo al paisaje y la biodiversidad, reduce la conectividad, dificulta el movimiento de las especies y el acceso a los recursos; provoca problemas de reproducción, alimentación y dispersión, lo que puede conducir a la disminución de las poblaciones hasta la extinción. El problema de investigación se centra en la fragmentación de las áreas boscosas naturales de la costa ecuatoriana y la reducción del hábitat. El objetivo del estudio fue identificar zonas prioritarias de conservación para los primates, a partir de la revisión de información de los años 2008, 2014 y 2020, analizando los efectos de la fragmentación en la conservación de los primates de la región costanera del Ecuador. Así como evaluar la fragmentación de los ecosistemas naturales de la costa ecuatoriana, proyectar el cambio de la cobertura vegetal y determinar los efectos que produce el desbroce de vegetación sobre las áreas de distribución natural de los primates. Se presentó un modelo de nicho ecológico para las cuatro especies de primates de la costa cuyo rango de dispersión coincide con estos paisajes. Los resultados mostraron que la fragmentación del paisaje aumentó durante el período de estudio, evidenciando que las zonas boscosas y los cuerpos de agua se redujeron, mientras que el uso de suelo para beneficio antropogénico, como la tierra agropecuaria y las zonas urbanas, se ampliaron. Se analizó un modelo de máxima entropía, utilizando datos de 19 bio-variables, el modelo de nicho ecológico para las cuatro especies de primates presentes en la costa ecuatoriana. Los resultados mostraron que la fragmentación del paisaje tiene un impacto negativo sobre las cuatro especies de primates: *Cebus aequatorialis*, *Cebus capucinus*, *Ateles fusciceps* y *Alouatta palliata*. Finalmente, la reducción de las zonas boscosas, los cuerpos de agua, y el aumento del uso de suelo antropogénico, son factores que están contribuyendo al proceso de degradación de los hábitats naturales de las especies evaluadas durante este estudio y disminuyendo su población original.

Palabras clave: fragmentación del paisaje, métricas de paisaje, modelos de distribución de especies, *Cebus aequatorialis*, *Cebus capucinus*, *Ateles fusciceps* y *Alouatta palliata*

Un homenaje a los hábitats costeros del Ecuador,
por su espíritu de resistencia y el valor que representan.

Agradecimientos

Deseo expresar mi sincero agradecimiento a todos los miembros de la Universidad Andina. Su apoyo y orientación han sido fundamentales en este viaje académico transformador. Mi tutor de tesis, Santiago Bonilla-Bedoya, merece un reconocimiento especial. Su orientación y la asistencia de su laboratorio han sido esenciales para mis análisis. En particular, agradezco a Kevin Valencia por su contribución en el modelamiento y análisis de fragmentación. A Diego Tirira por proporcionar los datos de primates de la costa y por sus valiosos comentarios y consejos para este trabajo. Felipe Alfonso-Cortes, Sara Álvarez-Sola, Stella de la Torre y Nathalia Fuentes, su ayuda ha sido fundamental también por proporcionar parte de los datos de primates de la costa. Mi gratitud también se extiende a todos los investigadores que conforman el GEPE y a todas las personas e instituciones que colaboraron con la recopilación de esta información en su momento. David Brito por su ayuda a comprender los datos del modelamiento, al igual que Emilio Alejandro Beltrán Iza y Mawrin Estefanía Moscoso Silva quienes colaboraron en la generación de mapas y el trabajo cartográfico. Agradezco a Citlali Morelos y sus asistentes de campo de la Reserva Tesoro Escondido, a Galo Buitrón, Fernando Sornoza y Juan Carlos Figueroa quienes desinteresadamente colaboraron con fotografías de las especies de primates de la costa. Mi reconocimiento se dirige también a Carolina Enríquez por su orientación y sugerencias en el formato y contenido de la tesis, y por su incondicional amistad, la cual valoro profundamente. A mi familia, en especial a Ricardo Balena, su apoyo en cada etapa de la elaboración de este trabajo ha sido fundamental, su cariño y aliento me han impulsado a alcanzar estas metas. Al Manduu quien estuvo a mi lado todas esas largas madrugadas, recordándome que no estoy sola. Agradezco de corazón a Daniela Cevallos, no solo por ser una voz constante de ánimo, sino también por brindarme su amistad incondicional. Finalmente, mi agradecimiento a todos los que, de alguna manera, colaboraron con este trabajo. Su contribución ha sido vital en este viaje académico y personal. Gracias a cada uno de ustedes por su generosidad, orientación y apoyo constante. Este logro no habría sido posible sin su ayuda y guía. Gracias por acompañarme en este viaje académico.

Tabla de contenidos

| | |
|--|----|
| Figuras y tablas | 13 |
| Introducción..... | 15 |
| Capítulo primero: Marco conceptual de la investigación elementos para la comprensión del cambio de cobertura vegetal | 17 |
| 1. Ecología del paisaje | 17 |
| 1.1. Patrones de paisaje..... | 20 |
| 1.2. Fragmentación | 22 |
| 1.3. De las métricas del paisaje..... | 23 |
| 2. Cobertura vegetal y cambios en el uso de suelo | 25 |
| 2.1. De la reducción de las áreas boscosas | 25 |
| 2.2. Bosques y deforestación en el Ecuador | 26 |
| 2.3. Deforestación y su relación con los primates | 27 |
| 2.4. Situación de los bosques costeros ecuatorianos..... | 28 |
| 3. De las especies de primates de la costa ecuatoriana | 28 |
| 3.1. <i>Cebus aequatorialis</i> J. A. Allen, (1914) | 28 |
| 3.2. <i>Cebus capucinus</i> Linnaeus (1758)..... | 29 |
| 3.3. <i>Ateles fusciceps</i> Gray (1866). | 30 |
| 3.4. <i>Alouatta palliata</i> Gray, (1849)..... | 31 |
| 4. Modelos de distribución de especies y de máxima entropía..... | 32 |
| 4.1. El modelo logístico | 33 |
| Capítulo segundo: Metodología y análisis de la información | 35 |
| 1. Área de estudio | 35 |
| 1.1. Climatología..... | 36 |
| 1.2. Características geológicas..... | 37 |
| 1.3. Características edáficas..... | 37 |
| 1.4. De las áreas protegidas y la biodiversidad de la costa ecuatoriana | 38 |
| 2. Métodos y materiales | 39 |
| 2.1. Procesos para analizar la fragmentación..... | 39 |
| 2.2. Obtención de datos de distribución de los primates y variables climáticas..... | 43 |
| 2.3. Modelos de nicho ecológico | 44 |

| | |
|--|----|
| Capítulo tercero: Resultados de la fragmentación de la costa ecuatoriana y los modelos de distribución de las especies de primates y sus posibles efectos sobre estas especies | 47 |
| 1. Resultados de la fragmentación de la costa ecuatoriana..... | 47 |
| 2. Del cambio de uso de suelo de la costa ecuatoriana | 58 |
| 3. Modelos de distribución de las especies de primates de la costa ecuatoriana | 58 |
| 3.1. Modelo MaxEnt para <i>Cebus aequatorialis</i> | 59 |
| 3.2. Modelo MaxEnt para <i>Cebus capucinus</i> | 62 |
| 3.3. Modelo MaxEnt para <i>Ateles fusciceps</i> | 65 |
| 3.4. Modelo MaxEnt para <i>Alouatta palliata</i> | 68 |
| Capítulo cuarto Discusión..... | 73 |
| 1. De la fragmentación..... | 73 |
| 2. De los modelos de distribución..... | 75 |
| Conclusiones..... | 79 |
| Lista de referencias | 83 |

Figuras y tablas

| | |
|---|----|
| Figura 1. Elementos del paisaje mosaico-matriz-parche-corredor | 19 |
| Figura 2. Componentes del paisaje..... | 20 |
| Figura 3. Patrones de paisajes: de izquierda a derecha, línea superior: geométrico, corredor, espina de pescado; línea inferior: difuso, parche e isla..... | 22 |
| Figura 4. <i>Cebus aequatorialis</i> | 29 |
| Figura 5. <i>Cebus capucinus</i> | 30 |
| Figura 6. <i>Ateles fusciceps</i> | 31 |
| Figura 7. <i>Alouatta palliata</i> | 32 |
| Figura 8. Área de estudio y observaciones de las especies de primates de la costa ecuatoriana..... | 36 |
| Figura 9. Proporción del paisaje PLAND..... | 49 |
| Figura 10. Representación Área del parche (AREA_MN)..... | 51 |
| Figura 11. Largo del parche (LPI) periodo 2008..... | 52 |
| Figura 12. Largo del parche (LPI) periodo 2014..... | 52 |
| Figura 13. Largo del parche (LPI) periodo 2020..... | 53 |
| Figura 14. Número de parches (NP) año 2008, 2014 y 2020..... | 54 |
| Figura 15. Uso de suelo de la costa ecuatoriana 2020, presencia de áreas protegidas.. | 58 |
| Figura 16. Distribución potencial <i>Cebus aequatorialis</i> , modelo ROC..... | 60 |
| Figura 17. Prueba de Jackknife <i>Cebus aequatorialis</i> | 60 |
| Figura 18. Izquierda: modelo sobre las variables ambientales. Derecha: distribución de la especie. | 62 |
| Figura 19. Distribución potencial <i>Cebus capucinus</i> , modelo ROC..... | 63 |
| Figura 20. Prueba de Jackknife <i>Cebus capucinus</i> | 63 |
| Figura 21. Izquierda: modelo sobre las variables ambientales. Derecha: distribución de la especie. | 65 |
| Figura 22. Distribución potencial <i>Ateles fusciceps</i> , modelo ROC | 66 |
| Figura 23. Prueba de Jackknife <i>Ateles fusciceps</i> | 66 |
| Figura 24. Izquierda: modelo sobre las variables ambientales. Derecha: distribución de la especie. | 68 |
| Figura 25. Distribución potencial <i>Alouatta palliata</i> , modelo ROC..... | 69 |

| | |
|---|----|
| Figura 26. Prueba de Jackknife <i>Alouatta palliata</i> | 69 |
| Figura 27. Izquierda: modelo sobre las variables ambientales. Derecha: distribución de la especie. | 71 |
| Tabla 1. Tipos de métricas..... | 24 |
| Tabla 2. Métricas de clase analizadas..... | 42 |
| Tabla 3. Descripción de las 19 biovariables climáticas..... | 44 |
| Tabla 4. Modelo de máxima entropía (Maxent) | 45 |
| Tabla 5. Área total (CA) de los periodos analizados..... | 48 |
| Tabla 6. Área del Parche (AREA_MN)..... | 50 |
| Tabla 7. Número de parches (NP) | 53 |
| Tabla 8. Borde Total (TE)y densidad del borde (ED) de los parches en los periodos de análisis | 56 |
| Tabla 9. Índices conectividad, división y cohesión | 57 |
| Tabla 10. Número de registros analizados..... | 59 |
| Tabla 11. Contribución de variables..... | 61 |
| Tabla 12. Contribución de variables..... | 64 |
| Tabla 13. Contribución de variables..... | 67 |
| Tabla 14. Contribución de variables..... | 70 |

Introducción

El presente trabajo se enfoca en el análisis de la fragmentación de la costa ecuatoriana y la distribución potencial de las especies de primates en la misma región, ante un escenario en el que progresivamente se van reduciendo las zonas boscosas naturales. Para llevar a cabo este análisis, se utilizaron métricas, las mismas que permiten conocer la relación espacial del paisaje, estas métricas ha sido ampliamente utilizadas en estudios similares, gracias a que proporcionan cualidades cuantitativas de la distribución de los elementos fragmentados del paisaje y ayudan a establecer el impacto en la biodiversidad (Kupfer 2012).

En ese contexto, se examinó el uso de suelo de la costa ecuatoriana en tres periodos específicos: 2008, 2014 y 2020, y que representan impresiones significativas en la evolución de los paisajes de la costa ecuatoriana, proporcionando una base sólida para analizar las tendencias a lo largo del tiempo y entender cómo ha avanzado la fragmentación a lo largo del tiempo, obteniendo una visión detallada de cómo ha evolucionado el paisaje, siguiendo la metodología propuesta por McGarigal et al. (2015) Es así que, la fragmentación del paisaje costero es un fenómeno que experimenta un crecimiento exponencial a lo largo de las últimas décadas, debido a factores como la expansión de la agricultura y la urbanización, los cuales han modificado drásticamente los ecosistemas costeros, dividiendo en fragmentos lo que alguna vez fue un entorno continuo y dinámico.

Por otra parte, la fragmentación puede conducir a la pérdida de hábitat, el aislamiento de poblaciones y la alteración de los patrones de movimiento de la fauna, lo que plantea serias amenazas para la conservación de la biodiversidad. Estas transformaciones no afectan a los paisajes, pero si producen un profundo impacto en las poblaciones de especies silvestres, incluyendo a las cuatro especies (*Cebus aequatorialis*, *Cebus capucinus*, *Ateles fusciceps* y *Alouatta palliata*) de primates que habitan la costa ecuatoriana (Tirira 2017).

Además, con el uso de modelos de máxima entropía se analizó la distribución potencial de las especies de primates en la costa del Ecuador. Este análisis se afianzó en las 19 bio-variables climáticas tomadas de la plataforma WorldClim, que proporciona una visión integral de los factores que pueden influir en la distribución de estas especies. Cabe

mencionar que MaxEnt es una de las herramientas que ayudan a modelar la distribución potencial de las especies de primates en función de las condiciones climáticas de una región.

Al embarcarnos en esta exploración de la fragmentación del paisaje y la distribución de primates en la costa ecuatoriana, no podemos pasar por alto la sólida base teórica y empírica establecida por investigadores previos, como: (Arroyo-Rodríguez y Dias 2010; Bonilla-Bedoya et al. 2014; Tirira 2021b), entre otros, que han destacado la importancia de la fragmentación del hábitat en la conservación de la biodiversidad, mientras que, las contribuciones de (McGarigal, Cushman, y Neel 2015) han proporcionado herramientas y enfoques analíticos esenciales para comprender estos procesos. De cualquier manera, las investigaciones de Tirira (2017, 2021), Albuja (2018), Cervera (2015, 2018), al grupo de primatólogos del Ecuador (GEPE) y a iniciativas como el plan de acción para la conservación de los primates del Ecuador, principalmente, han agregado una dimensión vital al estudio de la ecología de primates en la región, ampliando el conocimiento de las especies y sus requerimientos.

En consecuencia, esta tesis se suma a los esfuerzos previos, y busca integrar los enfoques de fragmentación del paisaje y distribución de las especies, en un contexto más amplio. El objetivo propuesto fue identificar zonas prioritarias de conservación para los primates, a partir de la revisión de información histórica de los años 2008, 2014 y 2020 analizando los efectos de la fragmentación en la conservación de los primates de la región costanera del Ecuador.

Para poder proporcionar una comprensión más profunda, explorando de manera integral, cómo la fragmentación del paisaje, y el cambio climático, están configurando el destino de los primates en la costa ecuatoriana, modificando su distribución, y cómo esta comprensión, puede determinar estrategias de conservación efectivas y aplicables en la región.

A lo largo de las siguientes páginas, se describe en detalle los resultados de los análisis realizados, destacando las implicaciones para la gestión de la biodiversidad, y ofreciendo recomendaciones basadas en la evidencia científica para la conservación de estos ecosistemas únicos, así como de las especies que los habitan.

Capítulo primero

Marco conceptual de la investigación elementos para la comprensión del cambio de cobertura vegetal

1. Ecología del paisaje

El concepto de “paisaje” es fundamental para entender la Ecología del Paisaje; según Naveh y Lieberman (1994), el paisaje es el entorno natural que existía antes de la presencia humana en el planeta. Von Humboldt a inicios del siglo XIX, insinúa el concepto de Paisaje en un contexto científico-geográfico (Poveda 2016).

Mientras que a inicios del siglo XX, el concepto de Ecología del Paisaje es usado con el fin de establecer una relación más cercana entre la geografía y la ecología, la ecología moderna considera que la Ecología del Paisaje¹ se encarga del estudio de las interacciones que existen entre el hombre, los paisajes naturales y los paisajes urbanos (Naveh y Lieberman 1994).

Consecuentemente, la ecología del Paisaje es reconocida como una ciencia a inicios del siglo XX; en 1970, se considera al paisaje como un sistema que se interrelaciona en diferentes escalas (Matteucci 2006), por lo que, para el año 1983, es reconocida como una disciplina, con un rápido desarrollo y evolución, hasta el punto de integrar investigadores de alrededor de 42 países, para crear la Asociación Internacional de la Ecología del Paisaje (IALE – por sus siglas en inglés), esta asociación impulsa todo tipo de investigaciones y otros eventos en torno a la ecología del paisaje.

Hoy en día, la ecología del paisaje, es la ciencia que estudia y mejora la relación entre el patrón espacial y los procesos ecológicos en una multitud de escalas y niveles organizativos (Wu 2013), permite comprender la relación entre el patrón espacial y los procesos ecológicos en una multitud de escalas y niveles organizativos, por lo que, el objetivo principal es comprender las variables de la configuración espacial que afectan el tamaño de las poblaciones y la riqueza de especies relacionada con la expansión de las afecciones (Matteucci 2006).

¹ La palabra paisaje procede del latín “pagus” que quiere decir territorio, campo, distrito, pueblo y del latín “pagensis” y que en francés se entiende como “pays”, que derivó luego en “paysage” (relativo al campo, al territorio usado) (Morlans 2015).

En otras palabras, según Wu (2013) la ecología de paisaje analiza los flujos ecológicos en relación con los mosaicos del paisaje, los cambios en el uso y la cobertura del suelo, las métricas del patrón del paisaje y los procesos ecológicos para la conservación y sostenibilidad del paisaje.

En consecuencia, la interpretación del paisaje va de la mano del concepto de mosaico, que va acompañado por un conjunto de elementos, los cuales pueden separarse en tres: a) fragmentos, b) corredores,² y c) la matriz (Vila et al. 2006). A partir de estos elementos, se considera un modelo ampliamente utilizado para conceptualizar y entender el "paisaje" el cual es conocido como "parque-corredor-matriz," introducido por Forman y Godron (1986); (Armenteras et al. 2016). El modelo mencionado se describe a continuación:

1. Parches: Estos constituyen áreas no lineales que muestran una homogeneidad relativa en contraste con sus entornos circundantes.
2. Corredores: Los corredores se presentan como elementos lineales que difieren del terreno circundante a ambos lados.
3. Matriz: La matriz representa el componente predominante y conectado dentro de un paisaje, ejerciendo un mayor control sobre la dinámica general del mismo.

Algunos autores distinguen entre el mosaico, y consideran que engloba el conjunto de parches y la red, que a su vez comprende el conjunto de corredores dentro de un paisaje determinado (McGarigal, Cushman, y Neel 2015) (ver Figura 1).

Se propone un análisis de las transiciones sistemáticas en el paisaje boscoso y el estudio de los patrones de fragmentación del bosque, en el que profundizan conceptos que ayudan a comprender los cambios en la cobertura vegetal del suelo, para interpretar cómo las áreas forestales y agrícolas tienden a ser reemplazadas o a reemplazar la vegetación herbácea más rápido de lo esperado, incluso en condiciones naturales (Bonilla-Bedoya et al. 2014).

² Los corredores son elementos lineales que difieren del terreno adyacente en ambos lados (Armenteras y Vargas 2016).

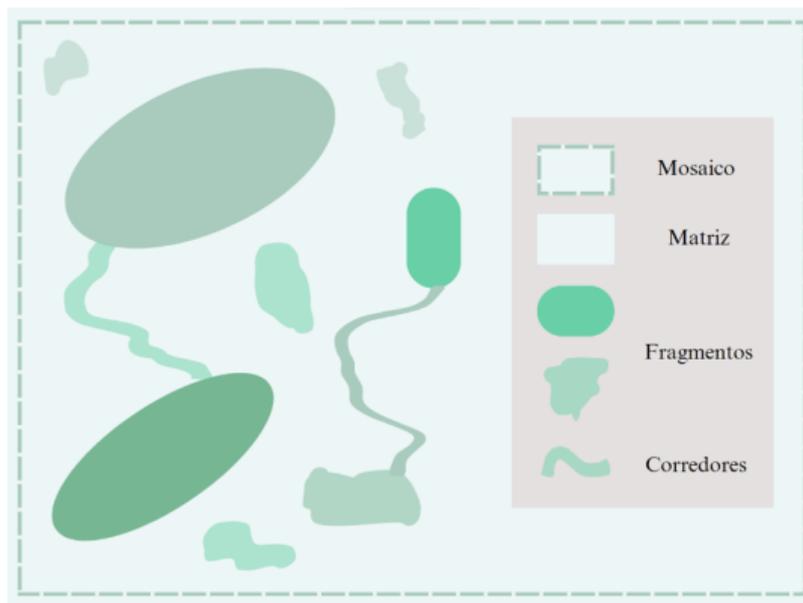


Figura 1. Elementos del paisaje mosaico-matriz-parche-corredor
Fuente y elaboración propias con base en Armenteras et al. (2016)

En consecuencia, los elementos del paisaje pueden ser definidos según su función, McGarigal et al. (2015) propone cuatro funciones para los corredores:

1. Corredor de Hábitat: Se trata de una característica lineal del paisaje que proporciona condiciones adecuadas para la supervivencia, reproducción y movimiento de las especies. Estos corredores contribuyen de manera pasiva a mejorar la conectividad del paisaje.
2. Corredor de Movimiento Facilitado: Este elemento lineal en el paisaje favorece el movimiento y la supervivencia de las especies.
3. Corredor de Barrera o Filtro: Estos elementos lineales en el paisaje actúan como obstáculos que limitan (filtro) el flujo de energía, nutrientes minerales y/o especies a través de ellos (es decir, en direcciones perpendiculares a su longitud).
4. Fuente de Efectos Abióticos y Bióticos en la Matriz: Estos elementos lineales en el paisaje alteran las contribuciones de energía, a la matriz circundante, lo que a su vez influye en el funcionamiento de dicha matriz.

Por último, otro de los elementos a considerarse dentro de un paisaje es la a matriz que es el componente paisajístico más extenso, y ejerce un papel dominante en el funcionamiento del paisaje (Vila et al. 2006). Dicho de otra manera, para McGarigal (2015), la definición de la matriz llega a una escala más fina, por ejemplo, el bosque

maduro puede ser la matriz con parches de perturbación, mientras que a una escala más amplia, las tierras agrícolas pueden ser la matriz con parches de bosque maduro.

1.1. Patrones de paisaje

La crisis más urgente de nuestro tiempo es la alteración y degradación de los paisajes, que se manifiesta en fenómenos como la pérdida de hábitats y la fragmentación. Estos fenómenos amenazan la sostenibilidad de los servicios ecosistémicos. Sin embargo, se cree que en cada paisaje existe un patrón específico de estructura y disposición que interactúa hipotéticamente con su proceso esencial. Esta interacción es bidireccional y puede experimentar cambios a lo largo del tiempo (Armenteras y Vargas 2016).

De cualquier forma, los patrones del paisaje serán cuantificables y podrán variar en función de los datos recopilados, la metodología de recolección y los objetivos de la investigación. El análisis de patrones del paisaje implica la utilización de cuatro tipos principales de datos espaciales, cada uno de los cuales representa de manera diferente la heterogeneidad espacial (McGarigal, Cushman, y Neel 2015). En cualquier caso, heterogeneidad espacial también se basa en las clases básicas de patrones de paisaje, que pueden ser observadas (ver Figura 2).



Figura 2. Componentes del paisaje

Fuente y elaboración propias con base en Armenteras et al. (2016)

En algunas regiones del planeta, se suelen identificar factores demográficos relacionados con el crecimiento poblacional, los cuales van de la mano del crecimiento

urbano, es decir, estos elementos se consideran los motores del cambio de una región (Aguilera 2010; Armenteras et al. 2016). De este modo, los factores ambientales como la geología, topografía, condiciones climáticas, incluyendo las sequías, y el cambio en el suelo, se manifiestan en afectaciones como la deforestación, además que, la interacción de estos factores da lugar a patrones característicos en el paisaje, y permiten seis tipos de patrones (Armenteras y Vargas 2016), los cuales se describen a continuación:

1. Patrón Geométrico: Este patrón se asocia con la creación de claros en el bosque, principalmente causadas por actividades agrícolas, ganaderas y la expansión de plantaciones. A menudo, estas actividades se benefician de condiciones biofísicas que favorecen el cultivo de ciertos productos.
2. Patrón Corredor: Este patrón se relaciona con la colonización de áreas a lo largo de vías de acceso, como carreteras o ríos. En un principio, se establecen parcelas de cultivos de subsistencia, que posteriormente pueden dar paso a cultivos más permanentes.
3. Patrón Espina de Pescado: Este patrón surge de procesos de colonización estimulados por políticas nacionales y la migración de población hacia una región. Inicialmente, se desarrollan áreas agrícolas a lo largo de las vías de acceso (carreteras o ríos) en un patrón similar al corredor, pero a diferencia del anterior, estos terrenos terminan albergando cultivos permanentes y, posteriormente, fincas con mayor actividad.
4. Patrón Difuso: Este patrón se asocia con prácticas agrícolas de subsistencia llevadas a cabo por pequeños colonos. Estas prácticas a menudo involucran desmonte y quema de áreas para el cultivo.
5. Patrón Parche: Este patrón se observa en áreas que ya han experimentado cierta transformación. Aquí, la deforestación y la creación de áreas de cultivo se manifiestan de manera fragmentada, formando "parches" en el paisaje.
6. Patrón de isla: Este patrón se relaciona con la expansión de áreas urbanas y semiurbanas, así como con la infraestructura asociada a su crecimiento, creando entidades separadas en el paisaje, similar a islas dispersas en el océano (ver Figura 3).



Figura 3. Patrones de paisajes: de izquierda a derecha, línea superior: geométrico, corredor, espina de pescado; línea inferior: difuso, parche e isla

Fuente y elaboración propias con base en Armenteras et al. (2016)

1.2. Fragmentación

Otro concepto importante en la ecología de paisaje, es la fragmentación, y para ello hay que conocer sus elementos e interacciones, un fragmento es una unidad morfológica que se diferencia en el territorio; estos fragmentos se conectan por corredores, mientras que la matriz, es el complejo formado por fragmentos y corredores (Vila et al. 2006), por lo tanto, dentro de esta lógica, el elemento dominante será el que ocupa una superficie más grande y tiene una mejor conexión, y sería la base de la dinámica del paisaje.

Existen dos definiciones para la fragmentación que la establecen como un proceso o como un patrón, se considera un proceso cuando un hábitat continuo es dividido en secciones más pequeñas y aisladas con superficies de borde en más contacto con la matriz. Por ende, al ser considerado como un patrón, la definición describe que la cantidad de hábitat y su grado de fragmentación, deben ser definidos como patrones espaciales del hábitat en el paisaje (FAO y PNUMA 2020; Arasa-Gisbert, Arroyo-Rodríguez, y Andresen 2021).

Para Vila et al. (2023), la superficie, la forma, el número y la disposición de elementos que forman el paisaje van a determinar la realidad y el dinamismo a futuro, es así, que la superficie de los fragmentos está relacionada directamente con la diversidad y composición de especies.

El análisis de fragmentos se basa en dos factores: el tamaño y la forma. Un tamaño mayor facilita el mantenimiento de las poblaciones, pero la forma puede ser más relevante que la dimensión. La forma de los fragmentos es influenciada por la actividad humana y las condiciones naturales. Si hay actividad humana, predominan las formas rectilíneas, mientras que los efectos naturales favorecen las formas curvilíneas (Vila et al. 2006).

Dicho de otra forma, los patrones de la fragmentación están detrás de los procesos ecológicos que regulan la diversidad biológica y dan permanencia al paisaje, la fragmentación incide en las poblaciones de especies, reduciendo su área de distribución, modificando el tamaño de la población y aumentando la extinción local, estos factores restringen la dispersión de semillas y frutos (Guevara S, Labonde D, y Sanchez-Ríos 2013).

Por otro lado, la investigación en regiones occidentales respecto con los procesos de fragmentación, es escasa, sobre todo en países como Bolivia, Perú y Ecuador; pero, estudios en la amazonia brasileña, han demostrado que la pérdida de la cubierta forestal y la fragmentación de los bosques maduros, pone en riesgo la conservación de la biodiversidad tropical y sus especies locales (Bonilla-Bedoya et al. 2014).

1.3. De las métricas del paisaje

Las métricas del paisaje son herramientas que cuantifican la disposición de elementos dentro de los límites de un paisaje determinado, para entender su relevancia ecológica se requiere una comprensión profunda del contexto del paisaje (McGarigal et al., 2015). Por ende, estas métricas proporcionan información útil sobre las relaciones espaciales del paisaje, como la proximidad, la agregación o el aislamiento entre fragmentos que conforman una clase de cobertura en particular (Correa Ayram, Mendoza, y López Granados 2014).

En este contexto, el análisis de la conectividad proporcionan información esencial sobre el grado de influencia humana en un área (Dramstad, Olson, y Forman 2013) y se convierte en un componente esencial para el conocer la integridad ecológica y promover la conservación de la biodiversidad (Correa Ayram, Mendoza, y López Granados 2014).

Las métricas de patrones de paisaje se enfocan en el carácter espacial, así la agregación podría tratarse de una única clase de parche o abarcaría múltiples clases, las métricas del paisaje se pueden categorizar en cuatro niveles, cada uno correspondiente a

una organización jerárquica lógica de heterogeneidad espacial (McGarigal, Cushman, y Neel 2015).

McGarigal, propone tres niveles de organización para los tipos de métricas, los cuales enumeran a continuación:

1. Métricas a nivel de parche: se calculan para parches individuales y proveen información sobre el carácter espacial y el contexto de los parches.
2. Métricas a nivel de clase: determinan valores integrando todos los parches de una clase determinada.
3. Métricas a nivel de paisaje: reúnen todos los tipos o clases de parches en todo el paisaje.

Los diferentes tipos de métricas reúnen características que pueden resultar similares entre sí, pero que, al momento de ser analizadas e interpretadas, expresan distintas características para el paisaje (ver Tabla 1).

Tabla 1
Tipos de métricas

| Tipos de métrica | Descripción |
|---|---|
| Métrica de tamaño | Tamaño del fragmento |
| Métrica de forma | Forma del fragmento |
| Métrica de densidad | Densidad del fragmento |
| Métrica de borde | Características de los bordes del paisaje |
| Métrica de aislamiento | Que tan aislado está un fragmento |
| Métrica de dispersión | La dispersión de un fragmento en relación del paisaje |
| Métrica de contraste | El contraste entre diferentes tipos de cobertura del suelo en el paisaje |
| Métrica de contagio | Estos índices describen cómo se propagan ciertos fenómenos a través del paisaje |
| Métrica de interconexión o conectividad | Se refieren a cuán conectados están los fragmentos o parches en el paisaje. |

Fuente y elaboración propias con base en K. S. McGarigal et al. (2015)

Existen varios programas que se dedican al cálculo de métricas del paisaje. Se destaca una extensión integrada en QGIS, la cual permite trabajar con archivos ráster y calcular métricas de paisaje a través de una evaluación estadística basada en el uso del suelo. Por otro lado, el programa FRAGSTATS, diseñado para proporcionar información de métricas de paisaje basándose en mapas categóricos (McGarigal 1995; McGarigal, Cushman, y Neel 2015) (FAO y GTIS 2016). Y se encarga de determinar valores cuantificables de las estructuras que componen el paisaje, analiza la heterogeneidad de un mosaico de paisaje (McGarigal 1995).

2. Cobertura vegetal y cambios en el uso de suelo

Los cambios en la cobertura vegetal y en el uso de suelo permiten evaluar las tendencias espacio-temporales de procesos como la deforestación y degradación ambiental, provocadas por actividades humanas. Los cambios en la cobertura vegetal y el uso del suelo, provocados tanto por condiciones naturales como por actividades humanas, son indicadores clave para evaluar procesos como la deforestación y la degradación ambiental (Escandón Calderón et al. 2018; Muñoz Marcillo, Andrade Mesía, y González Osorio 2016). La FAO subraya la importancia global de estos cambios, especialmente la pérdida de cobertura vegetal y la conversión de ecosistemas naturales en áreas agrícolas o urbanas (FAO y GTIS 2016).

Desde 1960, el crecimiento poblacional y la producción alimentaria han llevado a la pérdida de ecosistemas valiosos, con implicaciones significativas para la biodiversidad, el ciclo del agua, la seguridad alimentaria y la mitigación del cambio climático (FAO y PNUMA 2020). La actividad humana tiene un impacto considerable en estos aspectos, lo que resalta la necesidad de restaurar, conservar y gestionar de manera sostenible los ecosistemas naturales (Escandón Calderón et al. 2018; FAO y PNUMA 2020).

La FAO (2020), menciona que las actividades humanas pueden causar perturbaciones ambientales y reducir los valores de la biodiversidad. En América Latina y en Ecuador, la pérdida de bosques y la expansión de la agricultura y la urbanización son cuestiones críticas debido a la riqueza de la biodiversidad y la diversidad de ecosistemas (FAO y PNUMA 2020). Por lo tanto, la conservación de la cobertura vegetal y la promoción de prácticas sostenibles de uso del suelo son temas claves en la agenda de desarrollo sostenible de estas regiones.

2.1. De la reducción de las áreas boscosas

La deforestación se entiende como el desbroce del terreno realizado por el ser humano, quien destina estos espacios para la agricultura, pastoreo, la construcción de carreteras, explotación maderera y extracción de productos forestales (FAO y GTIS 2016; FAO y PNUMA 2020).

Según la FAO (2020), las sociedades se benefician de los bosques y dependen en buena medida de ellos, se considera que gran parte de la economía mundial se basa en servicios ecosistémicos que principalmente provienen de los bosques.

A nivel mundial las áreas boscosas cubren casi la tercera parte de la superficie terrestre del planeta, y ocupan un total de 4 060 millones de hectáreas, es decir el 31 % de la superficie terrestre del mundo, y albergan la mayoría de la biodiversidad terrestre, (ecosistemas, especies y diversidad genética), son el hábitat de aproximadamente el 80%, 75 % y 68 % de las especies de anfibios, aves y mamíferos respectivamente, aproximadamente el 60 % de todas las plantas vasculares se encuentran en los bosques tropicales (FAO y PNUMA 2020).

La destrucción de los bosques nativos ha sido más grave durante los últimos 10 años, donde se perdieron 130 millones de hectáreas (Lende 2018). De continuar esta tendencia, los bosques del planeta podrían desaparecer en los próximos 775 años, y ocurriría lo mismo con los bosques tropicales en los siguientes 220 años FAO (2020). El análisis de los problemas forestales y dar una clasificación económica a los usos de suelo forestales, serviría para entender el cambio en los niveles de deforestación y reforestación (Hyde, Amacher, y Magrath 2001).

Lende (2018) señala que la relación entre la reducción de la cobertura forestal en América Latina es consecuencia de la expansión de la frontera agrícola, la tala ilegal, los incendios forestales, los proyectos de infraestructura y la extracción de minerales, con esta degradación de la cobertura forestal se pierden funciones, y que pueden ser irreversibles y que son las principales causas de pérdida de biodiversidad (Armenteras y Vargas 2016).

2.2. Bosques y deforestación en Ecuador

En Ecuador, el 99 % del área deforestada entre 1990 y 2018 fue transformada en áreas agropecuarias, destinadas a la acuicultura y plantaciones forestales, mientras que el 1 % restante fue transformada en infraestructura, áreas urbanas y asentamientos rurales (Sierra, Calva, y Guevara 2021).

En el territorio nacional, la deforestación en las últimas décadas se atribuye principalmente a dos factores: la expansión de la agricultura y ganadería, y el cambio en los usos extensivos del suelo. Según Sierra et al. (2021), la mayoría de la deforestación ocurre cuando áreas que han perdido ciertos usos del suelo son reemplazadas por otros

que son económicamente más rentables. Estos nuevos usos incluyen cultivos de cacao, café, plátano, arroz, yuca, papa china, plantaciones forestales y acuicultura, que reemplazan a las áreas que antes se utilizaban como pastizales.

Para Sierra et al. (2021) la distribución de los bosques nativos, en 1990, Ecuador contaba con una remanencia forestal nativa del 68 %, mientras que para los años 2008 y 2018, la remanencia en el Ecuador cayó a 56 %, una reducción de 4 % del área forestal natural en el 2008, para el 2018 la región menos deforestada fue la amazonia con una remanencia del 83 %, la región andina para el mismo año mantenía una remanencia del 48 %.

La remanencia de los bosques nativos de la Costa es particularmente baja, alcanza solo el 27 %, de hecho, los cinco ecosistemas con menor remanencia se encuentran en la Costa ecuatoriana (Tirira 2021b), los remanentes aun existentes no superan los 500 km² y se caracterizan por la alta fragmentación (EC Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica 2023).

2.3. Deforestación y su relación con los primates

La mastofauna, representa el 68 % de la diversidad mundial, y se encuentra principalmente en los bosques naturales, los primates son uno de los grupos más afectados por la reducción de los bosques. Según la UICN (2023), el 91 % de las 103 especies y subespecies de primates están amenazadas con la extinción.

Al analizar estos datos por país, Madagascar lidera la lista con cuatro de las 25 especies más amenazadas del mundo. Le siguen Vietnam, con cinco especies; Indonesia, con tres; y Brasil y Ecuador, con dos cada uno. Además, China, Colombia, Costa de Marfil, la República Democrática del Congo, Guinea Ecuatorial, Ghana, Kenia, Perú, Sri Lanka, Tanzania y Venezuela cuentan con una especie amenazada cada uno (Mittermeier et al. 2022).

La diversidad actual de primates del Ecuador está conformada por 21 especies y 22 taxones (una especie presenta dos subespecies en el país) (Tirira 2017), 18 taxones habitan en los bosque de la Amazonía y cuatro en los bosques de occidente (Tirira, de la Torre, y Zapata Ríos 2018). Entre los mamíferos neotropicales, los primates enfrentan problemas de conservación (Tirira, de la Torre, y Zapata Ríos 2018), el 40 % de las especies de primates a nivel nacional están considerados dentro de alguna categoría de amenaza.

2.4. Situación de los bosques costeros ecuatorianos

Según el plan de acción para la conservación de los primates del Ecuador (2018), se identifican importantes vacíos en áreas como la normativa, el manejo ex situ, el manejo in situ, el control de la cacería, el tráfico ilegal, la investigación y la educación ambiental. En este contexto, es crucial analizar los vacíos de conservación específicos en la zona costera ecuatoriana y desarrollar estrategias efectivas para garantizar la permanencia de estas especies. (Tirira, de la Torre, y Zapata Ríos 2018).

Según el Libro rojo de los mamíferos del Ecuador (Tirira 2021a), las cuatro especies de primates que habitan la costa ecuatoriana, *Cebus aequatorialis*, *C. capucinus*, *Alouatta palliata* y *Ateles fusciceps*, están en peligro crítico (CR). Estos primates se ven amenazados principalmente por la pérdida de hábitat debido a la deforestación y la fragmentación de los bosques, así como por los cambios en la cobertura vegetal de los remanentes boscosos que ocupan.

3. De las especies de primates de la costa ecuatoriana

3.1. *Cebus aequatorialis* J. A. Allen (1914)

Esta especie en el pasado era considerada como una subespecie de *Cebus albifrons*, Algunos autores como (Groves, 2001, 2005; Tirira, 2008), (Lynch-Alfaro et al. (2010), Lynch Alfaro, Izar y Ferreira (2014), Boubli et al. (2012) citado en Cervera et al. 2018), señalan que debe ser considerada una especie gracias a los conceptos filogenéticos, pero también dejan claro que son necesarios otros estudios genéticos para aclarar la taxonomía de la especie (Cervera et al. 2018).

Este primate se encuentra al sur del río Esmeraldas hasta Guayllabamba, al norte de la provincia Esmeraldas y Pichincha, llega al río Putumayo, extendiendo su distribución hasta el Perú desde la provincia de El Oro. Estaría presente en toda la costa del Ecuador (Esmeraldas, Manabí, Santa Elena, Guayas, Santo Domingo de los Tsáchilas, Los Ríos y El Oro), en un rango altitudinal que va de 0 a 2420 m (Tirira 2021a).

C. aequatorialis, podría ser una de las especies que mayores zonas de vida ocupa; en Cerro Blanco se observó que el área de distribución podría estar entre 507 ha y 561 ha

(Jack y Campos 2012), mantiene predilección por casi todos los tipos de bosques primarios, secundarios y áreas intervenidas (Campos y Jack 2013).

La especie tiene varias amenazas en su área de distribución, entre las que se encuentran: el avance de la agricultura y ganadería, cacería, cambio climático, enfermedades, especies introducidas, pérdida de hábitat, uso y comercio ilegal (Cervera et al. 2018), es así que, estas amenazas ayudaron a determinar que *C. aequatorialis* se considere En Peligro Crítico (CR) representando una de las especies de primates del Ecuador más amenazadas (Solórzano y Tirira 2022), y se incluye en la lista de las 25 especies de primates más amenazados a nivel mundial (Mittermeier et al. 2022).

Es probable que se haya perdido más del 80 % de su área de distribución original en las últimas tres generaciones tiempo estimado en 48 años, según Moscoso et al. 2015 (ver Figura 4).



Figura 4. *Cebus aequatorialis*
Fuente Juan Carlos Figueroa

3.2. *Cebus capucinus* Linnaeus (1758)

Esta especie está presente en el Ecuador en la zona del Chocó, específicamente en las provincias de Esmeraldas, Carchi e Imbabura, se extiende desde Panamá, Colombia y llega al norte del Ecuador, está presente desde los 110 m hasta los 1960 metros (Tirira 2021a). Están presentes en todos los tipos de bosque desde primario, secundario y perturbado (Alfonso-Cortes et al. 2018).

En Ecuador las poblaciones según (Alfonso-Cortes et al. 2018) más saludables están dentro de la reserva Ecológica Cotacachi-Cayapas mientras que en zonas de su presencia histórica no se tiene registros de la especie en los últimos años, parte de su distribución se encontraría dentro de territorios ancestrales indígenas y afroecuatorianos, donde la cacería de subsistencia es una práctica permitida (Alfonso-Cortes et al. 2022).

La degradación de su hábitat por actividades humanas sería la principal causa para que la especie se considere En Peligro (EN) (Alfonso-Cortes et al. 2022), según Tirira, (2021b), el área de vida de la especie en los últimos años se ha reducido de 6700 km² a 5100 km², es decir un 24 %, (ver Figura 5).

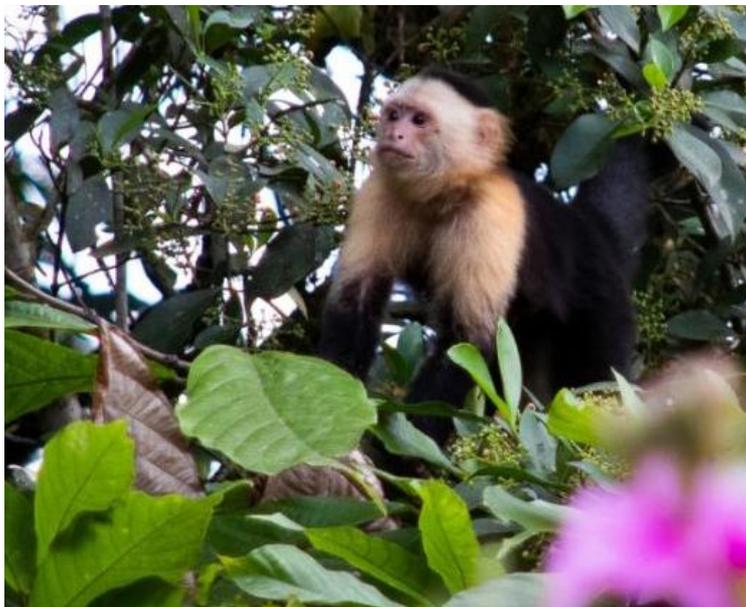


Figura 5. *Cebus capucinus*
Fuente Amber Howie

3.3. *Ateles fusciceps* Gray (1866)

Esta especie se encuentra desde Panamá, Colombia, y Ecuador, hasta la ecorregión del Chocó Ecuatoriano, en las provincias Esmeraldas, Manabí, Guayas, Los Ríos, Santa Elena y Santo Domingo de los Tsáchilas, es considerado uno de los primates más grandes de la costa del Ecuador (Tirira 2021a). Está presente en bosques húmedos tropicales y subtropicales en un rango de 100 y 2000 metros (Citlalli Morelos-Juárez et al. 2018).

Se considera que la especie tiene preferencias por áreas continuas de bosque, se ha determinado que esto está relacionado con requerimientos de áreas extensas de vida,

aunque la especie también ha sido registrada en áreas de bosque con altos niveles de fragmentación e intervención (Citlalli Morelos-Juárez et al. 2018).

Ateles fusciceps enfrenta varias amenazas en su área de distribución, entre las que se encuentran: el avance de la agricultura y ganadería, cacería, cambio climático, enfermedades, especies introducidas, pérdida de hábitat, uso y comercio ilegal, según Morelos-Juárez et al (2022) la pérdida de cobertura a causa de la colonización y la expansión de la frontera agrícola, son las principales causas para que la especie se considere En Peligro crítico, un total del 80 % de su área de vida se ha perdido en las últimas décadas, por estas causas también es parte de la lista de las 25 especies de primates más amenazados a nivel mundial (Tirira 2021a), (ver Figura 6).

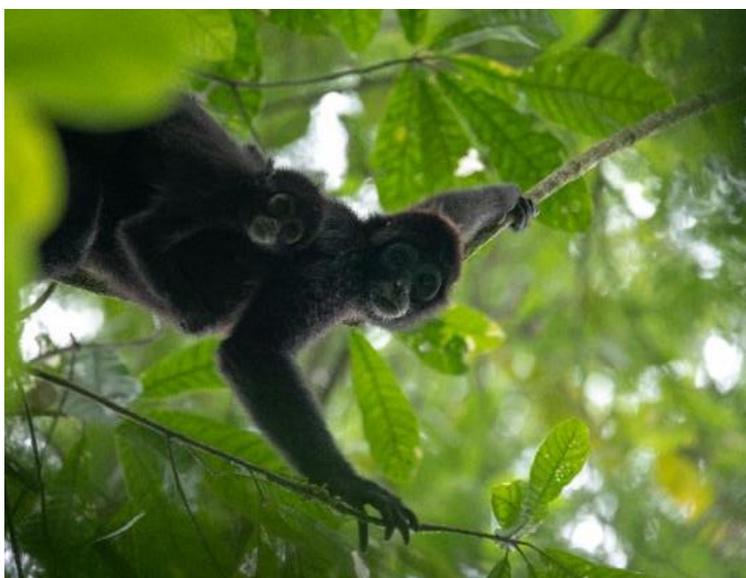


Figura 6. *Ateles fusciceps*
Fuente James Muchmore

3.4. *Alouatta palliata* Gray, (1849)

Este primate está distribuido a lo largo de la costa pacífica, desde México, Colombia y llega hasta Perú. En Ecuador está presente al occidente de la cordillera de los Andes, en las siete provincias de la costa ecuatoriana: Esmeraldas, Manabí, Guayas, El Oro, Santa Elena, Los Ríos y Santo Domingo de los Tsáchilas (Tirira 2021a).

Puede ser registrado desde los 0 m hasta los 2200 m, en varios tipos de vegetación, bosques primarios, secundarios. En su área de distribución la especie enfrenta varias amenazas, entre las que se encuentran: atropellamiento en las vías, el avance de la agricultura y ganadería, cacería, cambio climático, enfermedades, especies introducidas,

minería, pérdida de hábitat y uso y comercio ilegal (Tirira, de la Torre, y Zapata Ríos 2018), estas amenazas han llevado a *Alouatta palliata* a ser evaluado para Ecuador como En Peligro Crítico (CR).

Se considera que *Alouatta palliata* ha perdido el 80 % de su población, según Tirira, (2021), esta estimación está basada en la pérdida de hábitat que estaría altamente fragmentado, otro factor que debe ser considerado y que pone en riesgo a las poblaciones de este primate, es lo vulnerable del género a enfermedades como la fiebre amarilla que ya en situaciones anteriores puso a poblaciones en riesgo (Tirira 2021a), (ver Figura 7).



Figura 7. *Alouatta palliata*
Fuente Fernando Sornoza

4. Modelos de distribución de especies y de máxima entropía

Los modelos de distribución de especies buscan representar de manera cartográfica que tan idóneo puede ser un espacio para la presencia de una especie, en función de características ambientales (Mateo, Felicísimo, y Muñoz 2011), estos modelos se fundamentan en principios estadísticos y cartográficos. Existen numerosos programas que ayudan a determinar estos modelos basados en técnicas de nicho ecológico: SDMTools, OpenModeller, QGIS, R, GRASS GIS, MaxEnt.

Para Phillips, Anderson, y Schapire, (2006), modelizar la distribución de una u otra especie representa un problema dentro del ámbito de la biología de la conservación, MaxEnt es una alternativa, que permite crear modelos para determinar la presencia de especies con fines ecológicos y de conservación, predecir el impacto del cambio climático

en el hábitat de una especie, la estimación de la probabilidad de inundaciones tras el paso de huracanes en un área de estudio o el modelado de la aparición de nuevas enfermedades (Phillips et al. 2017).

El programa de modelado MaxEnt (Versión 3.4.4) utiliza el principio de máxima entropía para predecir la distribución potencial de especies en función de datos de presencia y variables ambientales. Incluye un modelo logístico que mostrará una probabilidad de éxito entre 0 y 1 por píxel (Phillips, Anderson, y Schapire 2006).

4.1. El modelo logístico

El modelo logístico generalizado (GLM, por sus siglas en inglés) se emplea para relacionar variables ambientales con la probabilidad de presencia de una especie en un área geográfica específica. Ajusta los parámetros para maximizar la verosimilitud de los datos de presencia, encontrando los coeficientes que mejor explican esta relación (Phillips et al. 2017).

Las variables explicativas utilizadas en el modelo pueden ser ráster o entidades de distancia, como la temperatura, precipitaciones, cobertura del suelo y el índice diferencial de vegetación normalizado (NDVI) (Phillips et al. 2017).

Además, el modelo logístico de MaxEnt es una técnica estadística que predice la distribución potencial de especies a partir de datos de presencia y ausencia. Se basa en la idea de que la distribución de una especie maximiza la entropía, que mide la incertidumbre en un conjunto de datos (Phillips, Anderson, y Schapire 2006; Phillips et al. 2017).

El modelo minimiza la función de pérdida logística, esta función de pérdida mide la diferencia entre la probabilidad de presencia predicha por el modelo y la probabilidad observada de presencia, estos modelos se pueden construir a partir de dos tipos de datos:

- Datos de presencia: registros de presencia de una especie en un conjunto de lugares.
- Datos ambientales: capas de información ambiental que pueden afectar la distribución de la especie.

Los modelos logísticos ayudan a predecir la distribución potencial de especies, pero estos modelos son solo estimaciones y su precisión puede variar dependiendo de la calidad de los datos de entrada (Merow, Smith, y Silander Jr 2013).

Capítulo segundo

Metodología y análisis de la información

1. Área de estudio

El área³ de estudio (ver Figura 8), se encuentra en el Ecuador continental, en el Noroeste de América del Sur. Su extensión abarca desde los 01° 28' de Latitud Norte hasta los 05° 01 de Latitud Sur, y desde los 75° 11 en la planicie Amazónica hasta los 81° 01 de longitud Oeste (Portilla Farfán 2018). Esta región costera, conocida como Costa o Litoral, incluye siete provincias: Esmeraldas, Manabí, Santa Elena, Guayas, Santo Domingo de los Tsáchilas, Los Ríos y El Oro.

La costa se caracteriza por ser una planicie aluvial con un sistema fluvial importante. La mayoría de los ríos que desembocan en la costa tienen su origen en los Andes y recorren su camino hasta el océano Pacífico. Destacan las cuencas de los ríos Chota, Esmeraldas, Guayas, Cañar, Jubones y Macará, muchos de los cuales son navegables en ciertos tramos (Portilla Farfán 2018).

Tres elementos clave definen los patrones de distribución de la fauna y flora en esta región costera: el río Guayas, el río Esmeraldas y la cordillera de la Costa (EC MAE, 2013a). El río Guayas, al unirse con los ríos Daule y Babahoyo, forma el valle fluvial más grande de la costa pacífica de América del Sur. Por otro lado, el río Esmeraldas, al confluir con los ríos Canandé, Blanco, Guayllabamba y Toachi, marca una línea de transición entre los bosques siempreverdes y los bosques siempre verdes estacionales (EC MAE 2013a).

La costa inicia en las estribaciones occidentales de los Andes que están por debajo de los 1.300 msnm, estas formaciones no sobrepasan los 800 msnm, dentro de la región existe un sistema montañoso principal, la cordillera Costera que divide a la región en subregiones, costa externa y costa interna (Sierra 1999; Portilla Farfán 2018).

³ Si queremos determinar mediante posiciones astronómicas los puntos extremos y más salientes del país, notaremos las siguientes: De N al S se POSICIÓN ASTRONÓMICA, LÍMITES Y EXTENSIÓN DEL ECUADOR. 11 Biblioteca Nacional del Ecuador "Eugenio Espejo" 12 INTRODUCCIÓN. extiende la República en la costa desde la Punta Mangles, al N de la boca de Ancón, en 81° 23' Long. O de Par. y I o 37' Lat. N hasta la boca del estero de Capones en 82° 36' Long. O y 3o 25' Lat. S. El punto más saliente hacia el Oeste es la Puntilla de Santa Elena en 83° 20' Long. y 2 11' Lat. (Wolf 1892).

Esta división contempla tres subregiones, costa norte, costa centro y costa sur, cada zona con sus exclusivas características, la subregión norte será una continuación de la ecorregión del Chocó Colombiano, pudiendo ser una zona húmeda a muy húmeda, a continuación la subregión centro tendrá características secas a húmedas, donde la cuenca del río Jubones y la corriente fría de Humboldt ejercen mayor impacto, para completar las subregiones, la costa sur la zona más seca, es la continuación de las formaciones áridas y semiáridas del norte de Perú (Sierra 1999).

En el área de estudio se encuentran tres pisos zoogeográficos, Húmedo Tropical, Seco tropical y Subtropical (Tirira 2017 y Tirira Saá, 2021). Según el mapa bioclimático del Ecuador continental la zona de estudio incluye 24 ecosistemas repartidos entre la provincia del Chocó y la provincia del Pacífico Ecuatorial (MAE 2013) (ver Figura 8).

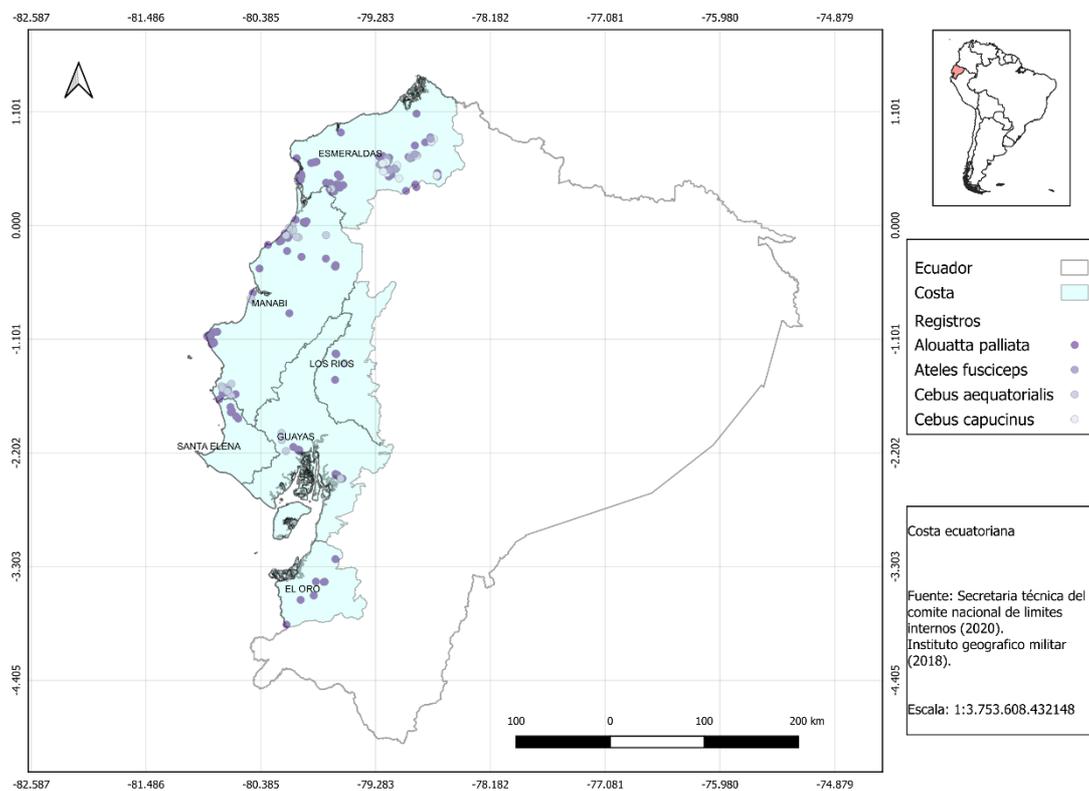


Figura 8. Área de estudio y observaciones de las especies de primates de la costa ecuatoriana
Fuente: Secretaría Técnica del Comité Nacional de Límites Internos. Elaboración propia

1.1. Climatología

El área de estudio tiene tres diferentes climas; tropical árido al suroeste, seco a húmedo hacia el centro-sur y muy húmedo al norte, específicamente en la zona del Chocó, el Litoral tiene una temperatura promedio anual que oscila entre 22 y 26 °C, la

precipitación anual va desde los de 60 mm hasta los 2000 mm, la frecuencia de precipitaciones depende de la influencia de la corriente fría de Humboldt mientras que la corriente cálida de El Niño baña anualmente las costas ecuatorianas entre diciembre y abril, dando inicio a la estación cálida y húmeda en la región (Portilla Farfán 2018).

1.2. Características geológicas

El Ecuador está ubicado al Noroeste del Sudamérica en el margen convergente activo, lo que se traduce en el desarrollo del volcanismo la actividad sísmica y la existencia del relieve, la costa ecuatoriana será consecuencia de varias secuencias de antearco, que no son más que regiones entre una fosa oceánica y un límite volcánico, que en este caso al Este será la Cordillera Occidental (Lapierre et al., 2000). Las cuencas que forman la costa ecuatoriana son: Cuenca Borbón, Cuenca de Manabí, Cuenca Progreso y la Cuenca de Valdivia (Villarreal y Quinde 2018).

Morfológicamente las formaciones más relevantes son la Cordillera Chongón-Colonche, que se encarga de dividir las cuencas Manabí al Norte y Progreso al Sur, otras elevaciones de importancia están cercanas a la falla Colonche, la Cordillera Costera y la falla de Jipijapa (Villarreal y Quinde 2018).

1.3. Características edáficas

Los suelos de la costa ecuatoriana tienen dos orígenes los Andisoles que se ubican en la zona más húmeda del Litoral y los Mollisoles ubicados en las zonas más seca, los orígenes de estos suelos tienen influencia en factores geológicos, topográficos y climáticos como la precipitación. Existen tres grandes grupos de suelos en la región según (Espinosa, Moreno, y Bernal 2022):

- Suelos formados por rocas sedimentarias, metamórficas o ígneas, están mayormente en la parte occidental de la costa.
- Suelos formados por ceniza volcánica, que se ubican en la llanura costera antigua.
- Suelos de origen sedimentario con influencia fluvio-marino localizados en las costas y cercano a las fajas de manglares.

Muchas de las características descritas hacen que los suelos de la región Litoral en un 65 % (4,2 millones de hectáreas) sean aptos para usos agrícolas y ganaderos,

altamente rentables, estos son considerados los únicos suelos de Ecuador sin limitaciones para la producción agrícola y ganadera, mientras que el 35 % de la Costa (2,4 hectáreas) tienen altas pendientes lo que hace que sean tierras con potencial para la conservación (Espinosa, Moreno, y Bernal 2022).

1.4. De las áreas protegidas y la Biodiversidad de la costa ecuatoriana

En Ecuador, el 20 % del territorio nacional está destinado a la conservación y se encuentra bajo la categoría máxima de protección según la legislación ambiental. El Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Ecuador (SNAP) abarca aproximadamente 26.192.821.21 hectáreas, lo que representa alrededor del 19.41 % del territorio nacional, de esta extensión, casi el 7,95 % se encuentra en la Costa. Hasta el año 2022, el SNAP ha declarado 71 áreas protegidas a nivel nacional (EC Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica 2023a).

En la Región Litoral de Ecuador, encontramos diversas categorías de áreas protegidas, como Parques Nacionales, Reservas Biológicas, Ecológicas, Geobotánicas, de Producción Faunística, Marinas, Refugios de Vida Silvestre y Áreas de Recreación (2023a). En total, esta región alberga:

- 1 Parque Nacional
- 7 Refugios de Vida Silvestre
- 4 Reservas Ecológicas
- 5 Reservas Marinas
- 1 Reserva de Producción de Fauna
- 4 Áreas Nacionales de Recreación (2023a).

En el país, también existen un sistema bien conformado de áreas protegidas privadas, su gestión está sometida a un manejo sustentable que permite cumplir con objetivos de conservación del patrimonio natural, la serie de áreas protegidas juegan un papel fundamental en la preservación de la flora y fauna nacional (2023a).

Los ecosistemas costeros proporcionan recursos pesqueros esenciales, los ecosistemas más representativos se encuentran los manglares, que son hábitats vitales para una serie de especies, como el mangle rojo (*Rhizophora mangle*) y el mangle negro (*Avicennia germinans*) (Bimrah et al. 2022).

La diversidad de la costa se extiende a los bosques secos y húmedos, donde se pueden encontrar especies de árboles como el ceibo (*Ceiba trichistandra*), el algarrobo (*Prosopis juliflora*), el guayacán (*Handroanthus chrysanthus*) y la balsa (*Ochroma pyramidale*), estos bosques pese a su diversidad están amenazados por la deforestación y la fragmentación, lo que subraya la necesidad de políticas de conservación efectivas (Rivas, Guerrero-Casado, y Navarro-Cerillo 2021).

El grupo de interés para el estudio es el de los mamíferos que habita en los bosques costeros, varias especies se encuentran en peligro de extinción: el jaguar (*Panthera onca*) el mono aullador (*Alouatta palliata*), el mono araña de cabeza marrón (*Ateles fusciceps*), el capuchino de cara blanca de Linneo (*Cebus capucinus*) y el capuchino blanco ecuatoriano (*Cebus aequatorialis*) (Tirira 2021a).

La presente investigación tuvo como objetivo general: en función de la alta tasa de fragmentación que existe en los bosques de la costa ecuatoriana, identificar zonas prioritarias de conservación para los primates, a partir de la revisión de información histórica entre el periodo comprendido en los años 2008, 2014 y 2020. Para ayudar a responder este objetivo se plantearon dos objetivos específicos: evaluar la fragmentación de los ecosistemas naturales de la costa ecuatoriana en los periodos: 2008, 2014 y 2020, generando insumos para la identificación de los vacíos de conservación de los primates en la región y determinar los efectos que produce el desbroce de vegetación sobre las áreas de distribución natural de los primates.

En base a los objetivos de estudio se definieron las siguientes variables: fragmentación, métricas del paisaje, uso de suelo, cobertura vegetal y las especies de primates del área de estudio, el análisis de estas variables ayudará a dar respuesta a los objetivos, y para ellos se plantearon dos métodos específicos que se describen a continuación.

2. Métodos y materiales

2.1. Procesos para analizar la fragmentación

La investigación se basó en datos proporcionados por el Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE) (Mapa interactivo) de acceso libre (EC Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica 2023b). Estos datos, incluyen la cobertura y el uso de la tierra desde 1990 hasta el 2022, esta información se fundamenta

con el Protocolo "Metodología para la Representación Cartográfica de los Ecosistemas del Ecuador Continental" (Galeas y Guevara 2012). A su vez el protocolo sigue las directrices de la Comisión Inter -Panel gubernamental sobre Cambio Climático (IPCC, 2006). Gracias a lo que se establecieron seis categorías de cobertura: Agricultura, Bosque, Humedal, Vegetación Herbácea y Páramos, Zona Urbana y Otros (Bonilla-Bedoya et al. 2014).

Para este estudio, se seleccionaron específicamente los años 2008, 2014 y 2020, el análisis de estos datos se llevó a cabo utilizando ArcGIS 10.8 y QGIS 3.30, se hizo una evaluación detallada de los cambios en la cobertura vegetal y el uso de la tierra a lo largo de los años seleccionados en la región costera del Ecuador (Bonilla-Bedoya et al. 2014).

Para realizar la comparación entre las imágenes de los diferentes periodos se usó, el primer nivel de la clasificación que corresponde a las seis clases definidas por el IPCC (EC Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica 2023b), esta clasificación se revisó, estandarizó del 1 al 6, para trabajar con seis categorías identificadas como: Bosque (1), cuerpo de agua (2), otras tierras (3), tierra agropecuaria (4), vegetación arbustiva y herbácea (5) y zona antrópica (6) (Bonilla-Bedoya et al. 2014).

Se procedió a la rasterización de los mapas (ESRI 2024), convirtiéndolos en una imagen de mapa de bits o una matriz de píxeles, cada píxel del mapa representa un valor único, que puede ser un atributo geográfico o una característica de la superficie terrestre (de la Roca 2021).

Con los mapas rasterizados, se convierten a formato ASCII (ESRI 2024), formato utilizado para intercambiar datos de cuadrícula (de la Roca 2021). Estos procesos se realizaron utilizando el software ArcGIS 10.8 (ESRI 2021), siguiendo la metodología propuesta por (Bonilla-Bedoya et al. 2014).

Fue necesario generar un archivo txt utilizando un editor de texto como el Bloc de Notas, este archivo debe seguir una estructura específica: ID, Name, Enabled, IsBackground, la estructura de este archivo no debe ser modificada, cualquier cambio podría impedir el correcto funcionamiento del programa (de la Roca 2021).

Con estos insumos, se realizó un análisis de los patrones de fragmentación del paisaje utilizando el programa FRAGSTATS Versión 4.2. Este análisis proporciona una visión detallada de cómo ha cambiado la fragmentación del paisaje a lo largo del tiempo (McGarigal, Cushman, y Neel 2015).

Las 10 métricas de clase que se seleccionaron proveen información acerca de la fragmentación, forma/compacidad, aislamiento, conectividad, permitiendo valorar la

evolución del cambio del uso de suelo (Aguilera 2010) (ver Tabla 2). Según autores como (McGarigal, Cushman, y Neel 2015; de la Roca 2021; Martínez Jiménez y Herrera-Juárez 2023) las características de estas métricas son:

1. Área total (CA): Esta métrica representa la suma de las áreas (en hectáreas) de todas las parcelas de una clase de paisaje específica. Es útil para entender la extensión total de un tipo de paisaje en un área de estudio.

2. Porcentaje del paisaje (PLAND): Esta métrica expresa el porcentaje del paisaje que está ocupado por una clase de paisaje específica. Es útil para entender la proporción de un tipo de paisaje en relación con el paisaje total.

3. Largo del Parche (LPI): Esta métrica representa el tamaño del parche más grande (porcentaje) de una clase de paisaje específica. Es útil para entender la conectividad y la continuidad del paisaje.

4. Borde Total (TE): Esta métrica representa la longitud total (metros) de los bordes de todos los parches de una clase de paisaje específica. Es útil para entender la fragmentación y la complejidad del paisaje.

5. Densidad (ED): Esta métrica representa la cantidad de bordes por unidad de área (metros por hectárea). Es útil para entender la fragmentación del paisaje. Estas cinco primeras métricas están relacionadas con el borde del área de análisis

6. Área del parche (AREA_MN): Esta métrica representa el tamaño promedio (en hectáreas) de los parches de una clase de paisaje específica. Es útil para entender el tamaño típico de los parches en el paisaje.

7. Índice de conectividad (CONNECT): Esta métrica representa la conectividad o proximidad de los parches de una clase de paisaje específica (porcentaje). Es útil para entender la facilidad de movimiento o flujo entre parches.

8. Número de parches (NP): Esta métrica representa el número total de parches de una clase de paisaje específica. Es útil para entender la cantidad de fragmentos o piezas de un tipo de paisaje.

9. Índice de división del paisaje (DIVISION): Esta métrica representa la probabilidad de que dos puntos seleccionados al azar en el paisaje estén en diferentes parches de la misma clase de paisaje (porcentaje). Es útil para entender la fragmentación del paisaje.

10. Índice de cohesión del parche (COHESION): Esta métrica representa la conectividad física de los parches de una clase de paisaje específica. Es útil para entender la integridad y compactación del paisaje.

Tabla 2
Métricas de clase analizadas

| Detalle de Métrica | Métricas | Siglas | Rango | Unidad | Descripción |
|-------------------------------|--------------------------|----------|---------------------------|---------------------|--|
| Borde de área | Área total | CA/TA | $CA > 0$, sin límite. | Hectáreas | Área total de los distintos parches analizados |
| | Porcentaje de paisaje | PLAND | $0 < PLAND \leq 100$ | Porcentaje | Cambio del Porcentaje de la ocupación de cada uso de suelo |
| | Largo del parche (índex) | LPI | $0 < LPI \leq 100$ | Porcentaje | Cambio en el Porcentaje del largo de los parches de los diferentes usos de suelo |
| | Borde total | TE | $TE \geq 0$, sin límite | Metros | Cambio en el borde de los parches Metros |
| | Densidad | ED | $ED \geq 0$, sin límite. | Metros por hectárea | Cambio en la densidad de los parches (Metros por hectárea) |
| Área del parche | Media | AREA_MN | Media | Hectáreas | Cambio en el tamaño medio de los fragmentos de cada uso de suelo |
| Índice de conectividad | | CONNECT | | Porcentaje | Conectividad de los parches según el uso de suelo |
| Subdivisión | | | | | |
| Número de parches | | NP | $NP \geq 1$, sin límite. | Ninguna | Cambio en el número de parches |
| Índice de división de paisaje | | DIVISION | $0 \neq DIVISION < 1$ | Proporción | Cambio en la división del Porcentaje según el uso de suelo |
| Agregación | | | | | |
| Índice Cohesión de parche | | COHESION | $0 < COHESION < 100$ | Ninguna | Cambios en la división de los parches |

Fuente y elaboración propias con base en K. S. McGarigal et al. (2015)

Es importante tener en cuenta que el uso de métricas en general ofrece ventajas y limitaciones al momento de interpretar resultados, algunas métricas son más sensibles a la escala y al tamaño de la celda de la cuadrícula que otras, las métricas pueden ser influenciadas por la calidad y precisión de los datos de entrada lo que puede introducir sesgos estadísticos (Ene y McGarigal 2023).

Al momento de interpretar los datos podría existir subjetividad en la definición de parches, La definición de lo que constituye un “parche” puede variar dependiendo de la escala y el contexto ecológico, lo que puede afectar los resultados de las métricas (Frazier y Kedron 2017).

Algunas métricas pueden no capturar adecuadamente la heterogeneidad del paisaje y la funcionalidad al colapsar la información de la cobertura del suelo en clases nominales (Frazier y Kedron 2017). Las métricas de paisaje cuantifican el patrón de un solo paisaje en un momento dado. Sin embargo, a menudo es difícil, si no imposible,

determinar el significado ecológico del valor calculado sin entender el rango de variación natural en el patrón del paisaje en el espacio y el tiempo (McGarigal, Cushman, y Neel 2015; Ene y McGarigal 2023).

Dentro del análisis de la fragmentación se generó un ráster con la presencia de bosque y la ausencia del mismo, basado en la cobertura del 2020, a este mapa se le sumaron las áreas protegidas y representa la disponibilidad de hábitat que los primates tendrían al momento más lejano de análisis. Para lograr este mapa se realizaron tres pasos fundamentales: se definió la proyección, se re proyectó el ráster generado para cada especie y por último se realizó un algebra de mapas para poder unir los ráster de cada especie al ráster de las áreas boscosas, este análisis se realizará con el análisis de cada modelo arrojado por el procedimiento que se describe a continuación.

2.2. Obtención de datos de distribución de los primates y variables climáticas

La información sobre la distribución de las cuatro especies de primates de la costa ecuatoriana (*Alouatta palliata*, *Ateles fusciceps*, *Cebus capucinus* y *Cebus aequatorialis*) se extrajo de la base de datos inédita sobre mamíferos de Ecuador de Red Noctilio, en total, la base de datos contiene 1472 registros (Tirira 2023), y contiene los datos proporcionados por el Grupo de Especialistas de Primates del Ecuador (GEPE) (AEM 2021), los mismos que se derivan de los censos más recientes realizados en el litoral ecuatoriano (Narváez y Zapata Ríos 2023).

De esta base de datos se seleccionaron los años 2007 al 2021, se tomaron exclusivamente los datos directos, es decir, los avistamientos de campo confirmados, Este enfoque produjo una base de datos con 258 registros.

La información climática se obtuvo del repositorio WordClim, que ofrece datos históricos meteorológicos y climáticos a nivel mundial con una resolución espacial de 1 km², esta información puede ser usada para análisis que requieran información geográfica (SIG) (WoldClim 2024). En este sentido, se usaron 19 biovariables climáticas, 11 de estas fueron variables de temperaturas medias anuales (BIO1-BIO11) y ocho variables de precipitaciones anuales máximas y mínimas (BIO12-BIO19) (Varela et al. 2015) (ver Tabla 3).

Tabla 3
Descripción de las 19 biovariables climáticas

| Variable | Descripción |
|----------|---|
| BIO1 | Temperatura media anual |
| BIO2 | Rango de temperaturas diurnas |
| BIO3 | Isotermalidad (BIO2/BIO7) (*100) |
| BIO4 | Estacionalidad en la temperatura (desviación estándar *100) |
| BIO5 | Temperatura máxima del mes más cálido |
| BIO6 | Temperatura mínima del mes más frío |
| BIO7 | Rango anual de temperatura (BIO5-BIO6) |
| BIO8 | Temperatura media del trimestre más lluvioso |
| BIO9 | Temperatura media del trimestre más seco |
| BIO10 | Temperatura media del trimestre más cálido |
| BIO11 | Temperatura media del trimestre más frío |
| BIO12 | Precipitación anual |
| BIO13 | Precipitación del mes más lluvioso |
| BIO14 | Precipitación del mes más seco |
| BIO15 | Estacionalidad en la precipitación (coeficiente de variación) |
| BIO16 | Precipitación del trimestre más lluvioso |
| BIO17 | Precipitación del trimestre más seco |
| BIO18 | Precipitación del trimestre más cálido |
| BIO19 | Precipitación del trimestre más frío |

Fuente y elaboración propias con base en Varela et al. (2015)

Se empleó el software ArcGIS 10.8 (ESRI 2021) para llevar a cabo la transformación de los datos contenidos en formato TIFF, los cuales contenían capas con información sobre las 19 biovariables. Para realizar esta conversión, se hizo uso de la herramienta "ASCII to Raster" y se procedió a cargar los archivos necesarios para llevar a cabo dicha tarea, tal como lo propone (Muñoz Ortega 2023). Esta conversión es necesaria para disponer de las biovariables en formato ASC de manera que pudieran ser utilizados conjuntamente con la base de datos en formato CSV requerida por MaxEnt (Versión 3.4.4), herramienta ampliamente utilizada en estudios de modelado de distribución de especies y que requiere formatos específico de datos para su funcionamiento adecuado.

2.3. Modelos de nicho ecológico

Los modelos de nicho ecológico (MNE) son técnicas empleadas como una opción para generar predicciones de distribución (Tirira y Gallo-Viracocha 2021). Este análisis

combina información sobre registros de presencia de las especies con información ambiental (clima y topografía) (Phillips, Anderson, y Schapire 2006).

El MNE se generó con el programa MaxEnt (versión 3.4.4 k), para seleccionar los parámetros apropiados del modelo se hizo una calibración y una vez ajustado se utilizaron las variables ambientales disponibles para predecir la probabilidad de presencia de la especie en diferentes ubicaciones geográficas. Esto se traduce en la creación de mapas de distribución potencial que indican las áreas donde es más probable encontrar la especie en función de las condiciones ambientales (Phillips et al. 2017). Para el diseño del modelo, se ajustaron los parámetros del software, el modelo que se seleccionó fue el Logistic (logístico) (ver Tabla 4).

Tabla 4
Modelo de máxima entropía (Maxent)

| Modelo de máxima entropía | Básico | Avanzado | Experimental |
|---------------------------|--|----------------------------|----------------------------------|
| Logístico | Random seed | Escribir datos de la trama | Logscale raw/cumulative pictures |
| | Give visual warnings | Extrapolar | Resultados por especie |
| | Show tooltips | Hacer clamping | Write background predictions |
| | Remover presencia de duplicados | Escribir output grids | Show exponent in response curves |
| | Dibujar clamp grid cuando se proyecte | Write plots | Fade by clamping |
| | Hacer análisis de desorden al proyectar | Cache ascii files | |
| | Random test percentage 25 | Maximun iterations 500 | |
| | Número máximo de puntos en archivo 10000 | | |

Fuente y elaboración propias con base en Phillips et al. (2017)

Para evaluar el modelo se optó por utilizar la técnica de validación cruzada conocida como “Jackknife”, que es una jerarquización de las variables ambientales (Tirira y Gallo-Viracocha 2021), esta prueba estima la contribución de cada una de las variables continuas, en este caso las bioclimáticas, en el modelamiento de cada distribución (Cuji Guerra 2022).

La prueba de Jackknife es una representación de la importancia relativa de cada variable ambiental en el modelo MaxEnt, en este gráfico, cada barra horizontal representa una variable ambiental (bio1 a bio19). La longitud de las barras verdes representa la ganancia cuando se incluyen todas las variables en el modelo, mientras que la longitud

de las barras azules representa la ganancia cuando se excluye esa variable específica del modelo (Phillips, Anderson, y Schapire 2006).

En este proceso, se realizaron ajustes específicos estableciendo para el "random test percentage" del 25 %. Esto indica al programa que debe seleccionar de forma aleatoria y reservar el 25 % de los registros de muestras para su uso en la prueba (Phillips et al. 2017)

Se uso también para evaluar el modelo la validación cruzada o el índice AUC (Area under the curve, AUC), que evalúa la presión de los modelos y debe estar dentro de un rango determinado, el valor AUC, puede variar de 0 a 1, se consideró 1 como la estimación de éxito perfecto (Phillips et al. 2017).

Se incluye el análisis de la curva ROC (Receiver Operating Characteristic) que es una representación gráfica de la sensibilidad frente a la especificidad para un sistema de clasificación binario a medida que varía el umbral de discriminación (Phillips, Anderson, y Schapire 2006).

En el grafico el eje x está etiquetado como "1-Especificidad Área Predictiva Fraccional" y el eje y está etiquetado como "Sensibilidad Área Predictiva Fraccional", esto significa que el gráfico representa cómo varía la sensibilidad del modelo (la capacidad del modelo para detectar correctamente la presencia de la especie) a medida que se cambia el umbral para predecir la presencia de la especie (Phillips, Anderson, y Schapire 2006).

Los modelos también incluyen un mapa de distribución de las especies analizadas, en el que se muestran las áreas de presencia probable basándose en las variables ambientales ingresadas en el modelo. Los valores más altos indican una mayor probabilidad de presencia de las especies (Phillips et al. 2017).

Capítulo tercero

Resultados de la fragmentación de la costa ecuatoriana y los modelos de distribución de las especies de primates y sus posibles efectos sobre estas especies

1. Resultados de la fragmentación de la costa ecuatoriana

El análisis que se presenta a continuación revela los resultados de ganancia, pérdida e intercambio del paisaje del litoral ecuatoriano en los tres periodos escogidos: 2008, 2014 y 2020. Las métricas seleccionadas, ayudaron a determinar la evolución de los índices correspondientes a cada tipo de uso del suelo. Este análisis permitió la identificación de las tendencias de cambio en los patrones que cada uso del suelo exhibe (Bonilla-Bedoya et al. 2014). La primera métrica de la que se presentan resultados es el Total de Área (CA), la cual se mide en hectáreas (ha). Como parte del análisis de esta métrica, se representaron en porcentajes las pérdidas de cada formación en los tres periodos confrontados. Dada la gran magnitud de las áreas involucradas, se hizo evidente la necesidad de una transformación de las unidades de medida.

Por lo tanto, se realizó una conversión de hectáreas a millones de km² para facilitar la comprensión de las magnitudes. Esta conversión se basó en que 1 km² equivale a 100 hectáreas, y por ende, 1 millón de km² es igual a 100 millones de hectáreas. Así, se dividió el número de hectáreas por 100 millones para realizar la conversión. Esta transformación permite una mejor visualización y comprensión de los datos, facilitando así el análisis y la interpretación de los resultados.

Es notable que algunos de los usos del suelo en los tres periodos analizados presentan cambios significativos. Durante el 2008, el bosque ocupaba el 30 % del área, mientras que para el 2014 disminuyó a un 29 %, y para el último periodo analizado 2020, representaba el 27 % (ver Tabla 5).

Tabla 5
Área total (CA) de los periodos analizados

| Uso de suelo | 2008 | | | 2014 | | | 2020 | | |
|---------------------------------|-------------------|---------------------------|------|-------------------|---------------------------|------|-------------------|---------------------------|-------|
| | Hectáreas | millón de Km ² | % | Hectáreas | millón de Km ² | % | Hectáreas | millón de Km ² | % |
| Bosque | 20.353.519.800,00 | 203,54 | 30 | 19.710.049.500,00 | 197,10 | 29 | 18.116.391.600,00 | 181,16 | 26,86 |
| Cuerpo de agua | 2.605.033.800,00 | 26,05 | 3,86 | 2.633.386.500,00 | 26,33 | 3,90 | 690.605.100,00 | 6,91 | 1 |
| Otras tierras | 248.374.800,00 | 2,48 | 0,36 | 303.648.300,00 | 3,04 | 0,45 | 182.989.800,00 | 1,83 | 0,27 |
| Tierra agropecuaria | 41.095.536.300,00 | 410,96 | 60 | 40.003.798.500,00 | 400,04 | 59 | 42.243.308.100,00 | 422,43 | 63 |
| Vegetación arbustiva y herbácea | 2.287.029.600,00 | 22,87 | 3,39 | 3.655.441.800,00 | 36,55 | 5 | 2.982.577.500,00 | 29,83 | 4 |
| Zona antrópica | 852.766.200,00 | 8,53 | 1,26 | 1.135.933.200,00 | 11,36 | 2 | 3.226.509.000,00 | 32,27 | 5 |
| Total | 67.442.260.500,00 | 674,42 | 100 | 67.442.257.800,00 | 674,42 | 100 | 67.442.381.100,00 | 674,42 | 100 |

Fuente y elaboración propias

El análisis de los valores del porcentaje de ocupación de cada uso del suelo que son proporcionados por la métrica Porcentaje del paisaje PLAND, este análisis muestra como la ocupación a través de los años de los distintos usos de suelos va cambiando, y es evidente como la tierra agropecuaria tiene una importante dominancia en el paisaje costa, el bosque ha perdido ocupación significativamente, mientras que las zonas antrópicas han ganado representación en el paisaje, entre los cambios más notables está la disminución de los cuerpos de agua, que es evidente que zonas de humedales en un periodo reducido desaparecerán del todo (ver Figura 9).

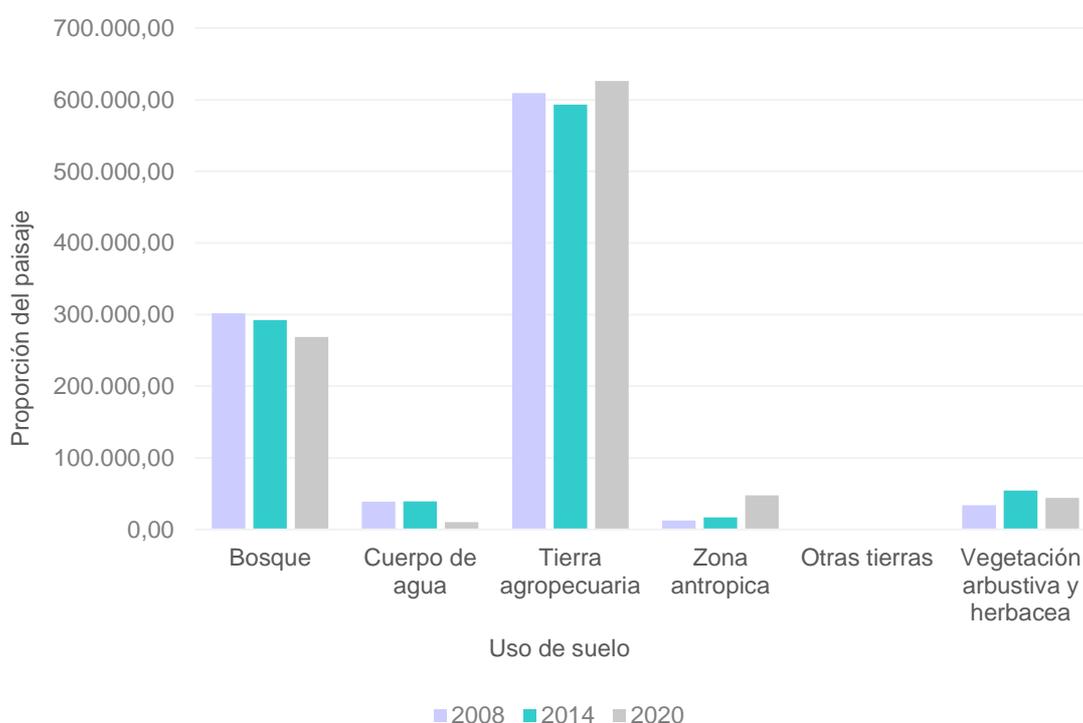


Figura 9. Proporción del paisaje PLAND
Fuente y elaboración propias

Los valores obtenidos con la métrica Área total (CA) se correlacionan con la métrica AREA_MN que representa la media del área del parche y que su unidad de análisis es la hectárea (ha), el análisis de esta métrica muestra como los diferentes paisajes han cambiado su proporción durante los tres periodos, los cambios más evidentes son la pérdida de bosque en los 12 años analizados y la ganancia de las tierras agropecuarias, que para el año 2020 es el uso de suelo con más hectáreas incluidas.

El cambio en el uso del suelo y la cobertura vegetal observada en el análisis de la costa ecuatoriana evidencia un aumento en el cambio de uso de suelo de los bosques

naturales, cuerpos de agua y vegetación arbustiva y herbácea, la disminución que se observa en las zonas naturales y el aumento de las zonas con presencia de actividad antrópica es evidente en los tres periodos de análisis, 2008, 2014 y 2020. Esto es puesto en evidencia en el 2018 cuando la remanencia de los bosque de la costa era tan solo del 27 %, es decir que los ecosistemas forestales de menor remanencia están en la costa (Sierra, Calva, y Guevara 2021).

La conversión de hectáreas a km² se realizó para facilitar la comparación de grandes áreas de terreno, esta conversión fue esencial para mantener la precisión y comprensión en dichos análisis (ver Tabla 6 y Figura 10).

Tabla 6
Área del Parche (AREA_MN)

| Uso de suelo | 2008 | | 2014 | | 2020 | |
|---------------------------------|--------------|-----------------|--------------|-----------------|--------------|-----------------|
| | Hectáreas | Km ² | Hectáreas | Km ² | Hectáreas | Km ² |
| Bosque | 1.819.716,00 | 18197,16 | 1.351.207,00 | 13512,07 | 1.113.758,00 | 11137,58 |
| Cuerpo de agua | 228.251,00 | 2282,51 | 237.071,00 | 2370,71 | 83.276,00 | 832,76 |
| Otras tierras | 81.756,00 | 817,56 | 108.214,00 | 1082,14 | 80.083,00 | 800,83 |
| Tierra agropecuaria | 2.526.003,00 | 25260,03 | 3.489.211,00 | 34892,11 | 4.090.173,00 | 40901,73 |
| Vegetación arbustiva y herbácea | 501.872,00 | 5018,72 | 481.169,00 | 4811,69 | 582.990,00 | 5829,90 |
| Zona antrópica | 605.228,00 | 6052,28 | 476.882,00 | 4768,82 | 813.953,00 | 8139,53 |

Fuente y elaboración propias

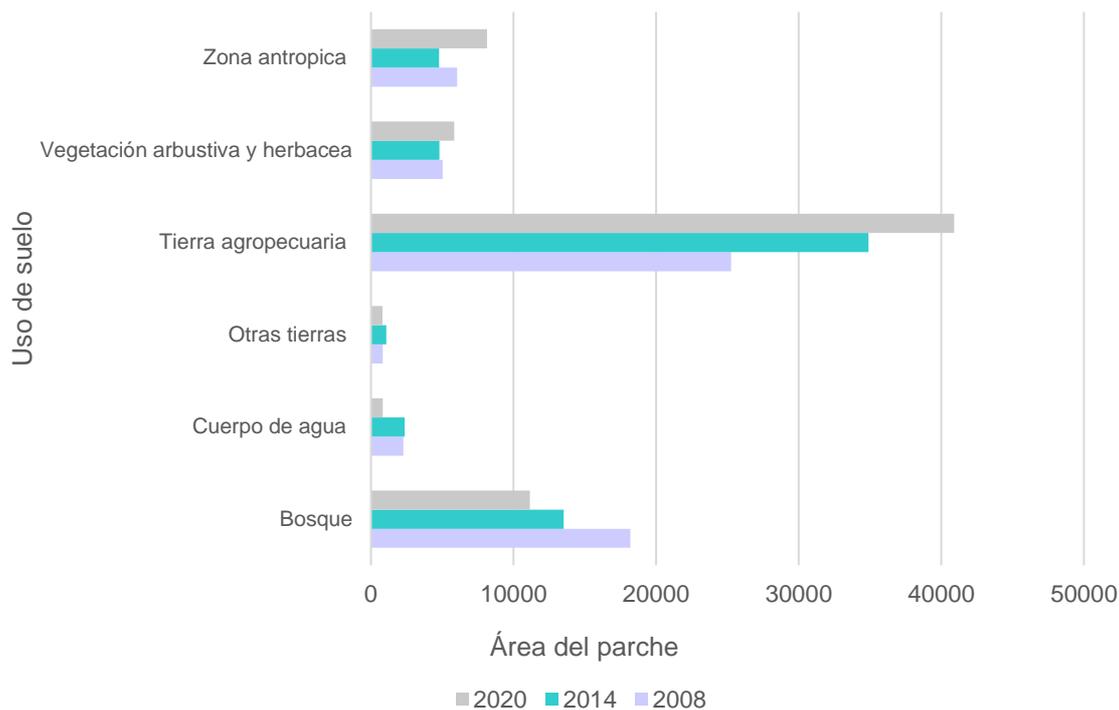


Figura 10. Representación Área del parche (AREA_MN).
Fuente y elaboración propias

Dentro del análisis se realizó un desglose de los datos para la métrica Largo del parche LPI, esta métrica presenta sus valores en porcentaje, para cada periodo, los parches más grandes dentro del paisaje corresponden a los considerados como tierra agropecuaria, alcanzando una representación del 83 % de la composición, mientras que los parches más pequeños corresponden a cuerpos de agua, zona antrópica y otras tierras.

Entre los cambios más evidentes durante la investigación, el aumento de tierras destinadas para proceso de urbanización o zonas antrópicas que no son más que el aumento gradual de los asentamientos humanos (ver Figuras 11, 12, 13). Para Correa et al. (2014) este proceso fue evidente en el periodo de 1975, 1996, 2000, 2003 y 2008 cuando las coberturas de origen antrópico fueron dominando el paisaje.

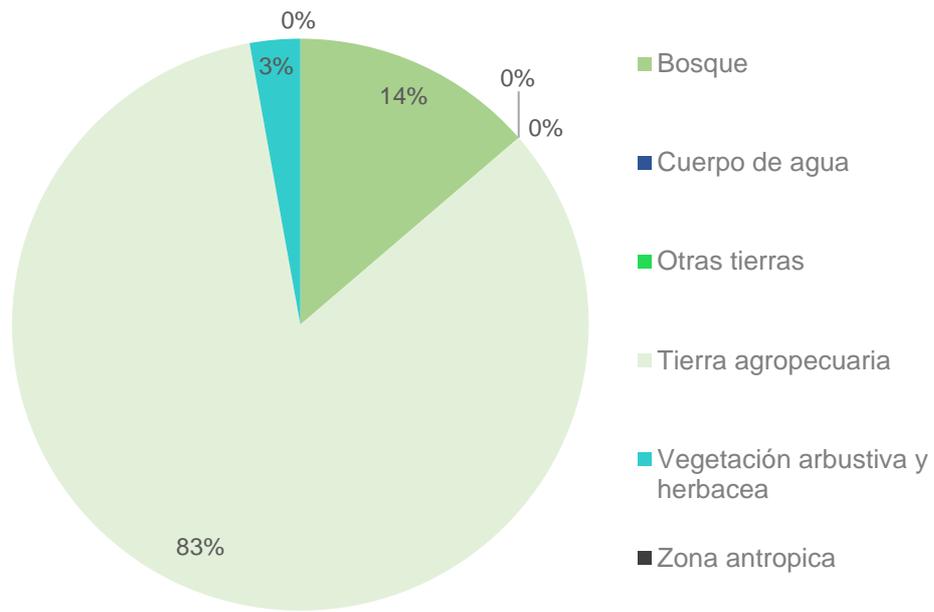


Figura 11. Largo del parche (LPI) periodo 2008
Fuente y elaboración propias

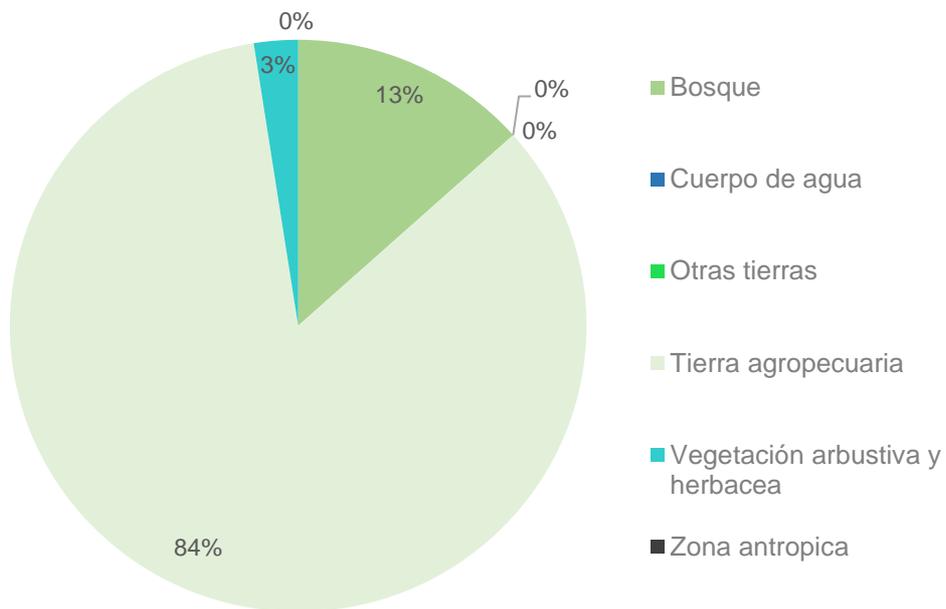


Figura 12. Largo del parche (LPI) periodo 2014
Fuente y elaboración propias

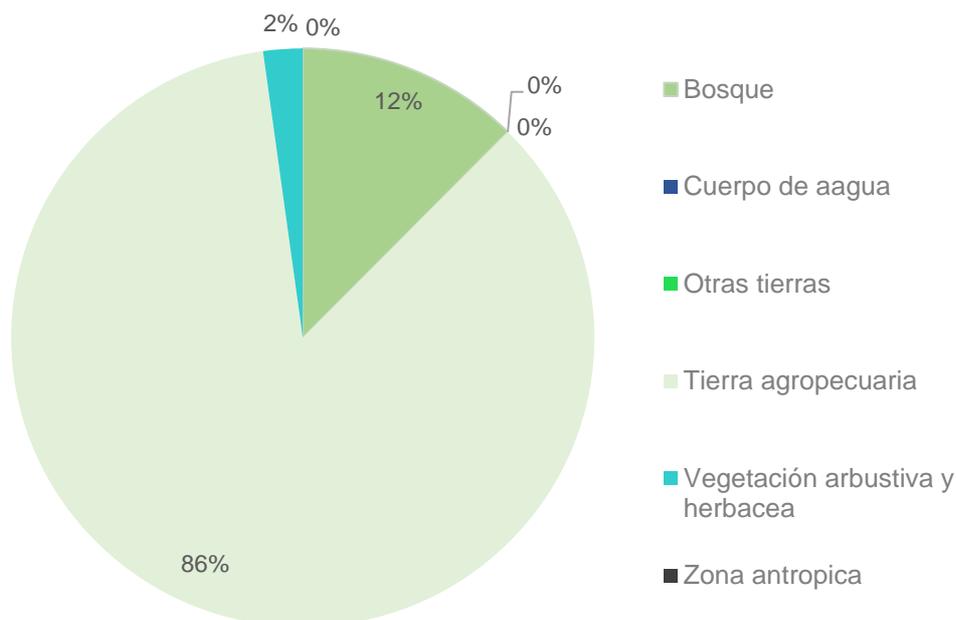


Figura 13. Largo del parche (LPI) periodo 2020
Fuente y elaboración propias

Del número de parches NP, no tiene una medida específica, se determina como el número de fragmentos que existen en el paisaje, sin límite alguno y sin importar su forma, es así como el número de parches para algunos de los usos de suelo en cada año se ha incrementado. Los parches de bosque son mayores en comparación con el 2008 mientras que para los cuerpos de agua existen menos zonas consideradas como cuerpos de agua. El número de parches de tierras agropecuarias es considerablemente mayor durante los tres años de análisis. Según Aguilera (2010), el análisis de NP junto a la disminución del AREA_MN revelará un incremento de la fragmentación de un paisaje en particular (ver Figura 14 y Tabla 7).

Tabla 7
Número de parches (NP)

| Uso de suelo | 2008 | 2014 | 2020 |
|---------------------------------|--------------|--------------|--------------|
| Bosque | 111850000,00 | 145870000,00 | 162660000,00 |
| Cuerpo de agua | 114130000,00 | 111080000,00 | 82930000,00 |
| Tierra agropecuaria | 162690000,00 | 114650000,00 | 103280000,00 |
| Zona antrópica | 14090000,00 | 23820000,00 | 39640000,00 |
| Otras tierras | 30380000,00 | 28060000,00 | 22850000,00 |
| Vegetación arbustiva y herbácea | 45570000,00 | 75970000,00 | 51160000,00 |

Fuente y elaboración propias

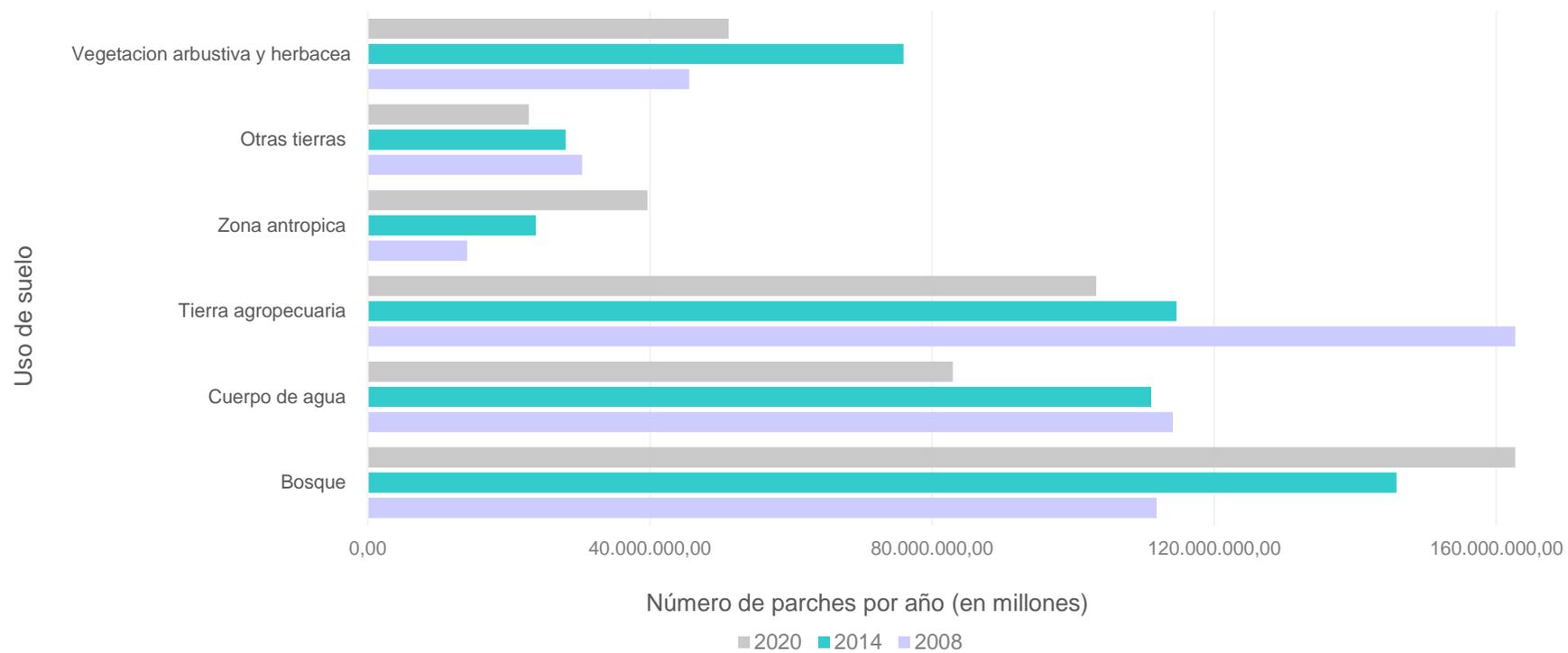


Figura 14. Número de parches (NP) año 2008, 2014 y 2020
Fuente y elaboración propias

En el estudio, se confrontaron dos métricas clave: el borde total de los parches (TE), que se expresa en metros, y la densidad del borde (ED), que se expresa en metros por hectárea. Estas métricas son fundamentales para entender la estructura y la conectividad del paisaje.

Estas métricas se comparan entre tres periodos de análisis diferentes, lo que permite observar cómo han cambiado estas características del paisaje a lo largo del tiempo (ver Tabla 8). Es importante destacar que estos resultados proporcionan una visión cuantitativa de la estructura del paisaje y su evolución a lo largo del tiempo.

Tabla 8
Borde total (TE) y densidad del borde (ED) de los parches en los periodos de análisis

| Uso de suelo | TE | ED | TE | ED | TE | ED |
|---------------------------------|--------------------|---------------------|----------------------|---------------------|--------------------|---------------------|
| | Metros | Metros por hectárea | Metros | Metros por hectárea | Metros | Metros por hectárea |
| | 2008 | | 2014 | | 2020 | |
| Bosque | 827.736.000.000,00 | 122.733,00 | 867.501.900.000,00 | 128.629,00 | 844.276.800.000,00 | 125.185,00 |
| Cuerpo de agua | 246.135.300.000,00 | 36.496,00 | 203.160.300.000,00 | 30.124,00 | 109.343.400.000,00 | 16.213,00 |
| Tierra agropecuaria | 958.588.200.000,00 | 142.135,00 | 1.002.057.000.000,00 | 148.580,00 | 959.262.600.000,00 | 142.234,00 |
| Zona antrópica | 52.333.800.000,00 | 0.7760 | 74.401.200.000,00 | 11.032,00 | 162.834.900.000,00 | 24.144,00 |
| Otras tierras | 40.851.900.000,00 | 0.6057 | 41.195.100.000,00 | 0.6108 | 31.371.000.000,00 | 0.4652 |
| Vegetación arbustiva y herbácea | 97.941.600.000,00 | 14.522,00 | 226.627.500.000,00 | 33.603,00 | 161.415.300.000,00 | 23.934,00 |

Fuente y elaboración propias

Se calcularon los índices de conectividad (CONNECT) expresado en porcentaje, y de cohesión (COHESION) que no tiene una unidad específica, estas dos métricas se relacionan con los cambios en la división de los parches. En general, la conectividad entre los diferentes usos del suelo presenta valores bajos, estos valores en los tres periodos analizados van decreciendo, el rango que se considera para este parámetro va de 0 % a 100 %.

Por otro lado el índice de cohesión (COHESION), presenta valores dentro de un rango del 0 a 100, los valores que se registran son valores altos sin importar el tipo de cobertura, y tampoco son valores que muestren mayor cambios entre los tres periodos comparados. Por último entre los índices analizados se incluyó el índice de división de paisaje (DIVISIÓN), estos valores van en aumento en relación con el periodo de análisis. (ver Tabla 9).

Tabla 9
Índices conectividad, división y cohesión

| Año | Uso de suelo | Índice de conectividad (CONNECT) | Índice de división de paisaje (DIVISION) | Patch cohesión index (COHESION) |
|------|---------------------------------|----------------------------------|--|---------------------------------|
| 2008 | Bosque | 0.0475 | 0.9894 | 998.348,00 |
| 2008 | Cuerpo de agua | 0.0664 | 10.000,00 | 988.873,00 |
| 2008 | Tierra agropecuaria | 0.0452 | 0.7045 | 999.863,00 |
| 2008 | Zona antrópica | 0.1361 | 10.000,00 | 988.077,00 |
| 2008 | Otras tierras | 0.1620 | 10.000,00 | 949.655,00 |
| 2008 | Vegetación arbustiva y herbácea | 0.2021 | 0.9996 | 997.293,00 |
| 2014 | Bosque | 0.0363 | 0.9902 | 998.159,00 |
| 2014 | Cuerpo de agua | 0.0796 | 10.000,00 | 990.960,00 |
| 2014 | Tierra agropecuaria | 0.0498 | 0.7081 | 999.888,00 |
| 2014 | Zona antrópica | 0.0808 | 10.000,00 | 987.397,00 |
| 2014 | Otras tierras | 0.1306 | 10.000,00 | 958.597,00 |
| 2014 | Vegetación arbustiva y herbácea | 0.0604 | 0.9997 | 993.434,00 |
| 2020 | Bosque | 0.0333 | 0.9916 | 997.945,00 |
| 2020 | Cuerpo de agua | 0.0920 | 10.000,00 | 983.480,00 |
| 2020 | Tierra agropecuaria | 0.0498 | 0.6766 | 999.891,00 |
| 2020 | Zona antrópica | 0.0748 | 10.000,00 | 991.929,00 |
| 2020 | Otras tierras | 0.1268 | 10.000,00 | 942.213,00 |
| 2020 | Vegetación arbustiva y herbácea | 0.0654 | 0.9997 | 994.985,00 |

Fuente y elaboración propias

2. Del cambio de uso de suelo de la costa ecuatoriana

Conocemos que la fragmentación del paisaje es un tema crítico para la conservación de la biodiversidad, como producto del análisis de la costa ecuatoriana, las métricas analizadas permitieron comprender cómo los bosques se han dividido en fragmentos más pequeños y cómo se relacionan entre sí, el mapa que ha generado corresponde al año 2020 y muestra las áreas donde el bosque está presente de manera continua, siendo los bosques incluidos en las áreas protegidas los que mejor continuidad muestran, se puede visualizar donde no existen zonas boscosas y como la ausencia del mismo domina el paisaje (ver Figura 15).

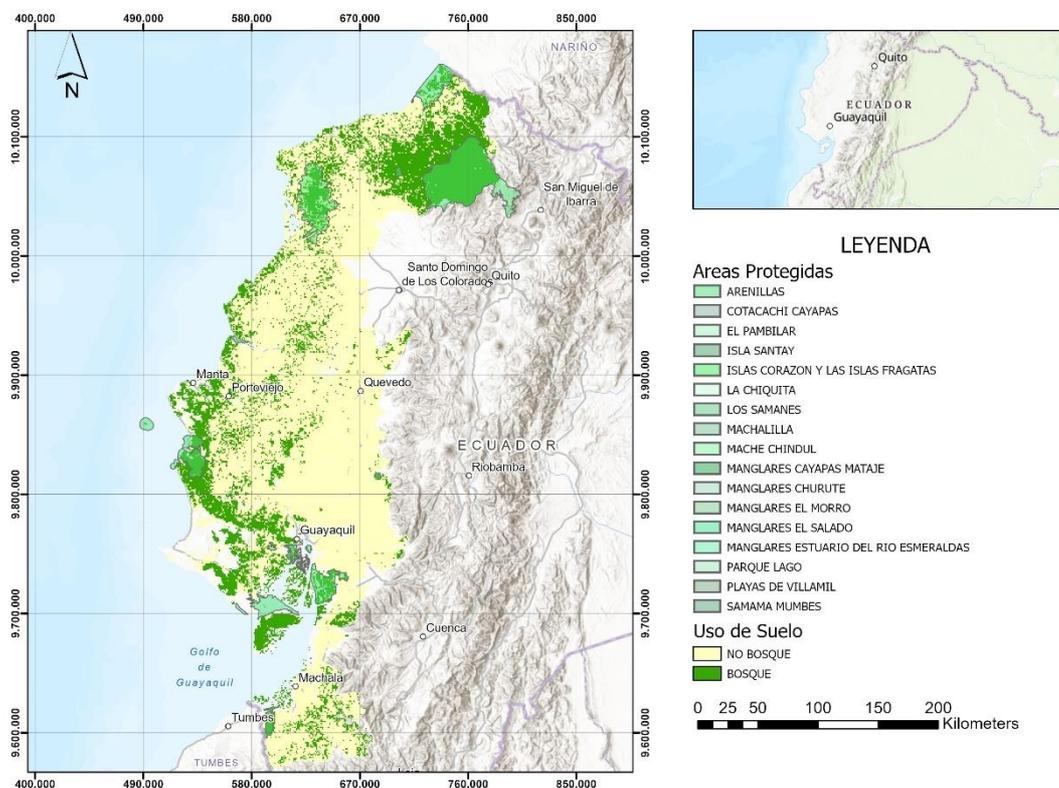


Figura 15. Uso de suelo de la costa ecuatoriana 2020, presencia de áreas protegidas
Fuente: Secretaría Técnica del Comité Nacional de Límites Internos. Elaboración propia

3. Modelos de distribución de las especies de primates de la costa ecuatoriana

En esta sección se presentan los resultados de los modelos de entropía máxima que ofrece MaxEnt (versión 3.4.4) con el método logístico, de las cuatro especies de primates en la costa ecuatoriana. *Cebus aequatorialis*, *Cebus capucinus*, *Ateles fusciceps*

y *Alouatta palliata*, los resultados obtenidos se presentan para cada una de las especies. (ver Tabla 10).

Tabla 10
Número de registros analizados

| Especie | Número de registros observaciones 2007-2021 |
|----------------------------|--|
| <i>Alouatta palliata</i> | 197 |
| <i>Ateles fusciceps</i> | 22 |
| <i>Cebus aequatorialis</i> | 20 |
| <i>Cebus capucinus</i> | 19 |
| Registros totales | 258 |

Fuente y elaboración propias

3.1. Modelo MaxEnt para *Cebus aequatorialis*

El modelo de MaxEnt para *Cebus aequatorialis* ha proporcionado resultados significativos, los valores AUC, con base en la curva de operación del receptor (ROC) identifica o no las áreas idóneas para la especie y se obtuvieron valores de 0,93 para las predicciones de entrenamiento y de 0,86 para las predicciones de prueba. Estos valores indican que el modelo es capaz de identificar las áreas idóneas para la especie con un alto grado de precisión.

Valores de AUC de 1 representa un modelo idóneo, mientras que valores de AUC de 0.5 representa un modelo deficiente. El modelo presentado parece tener un buen rendimiento tanto en los datos de entrenamiento como en los de prueba (Phillips et al. 2017), (ver Figura 16). En cuanto a las variables ambientales que más contribuyen a la predicción de MaxEnt para el modelo están: la precipitación (bio12; PC = 27%), la temperatura media del trimestre más lluvioso (bio8; PC = 25%) y Isotermalidad (BIO2/BIO7) (*100) (bio3; PC = 11%).

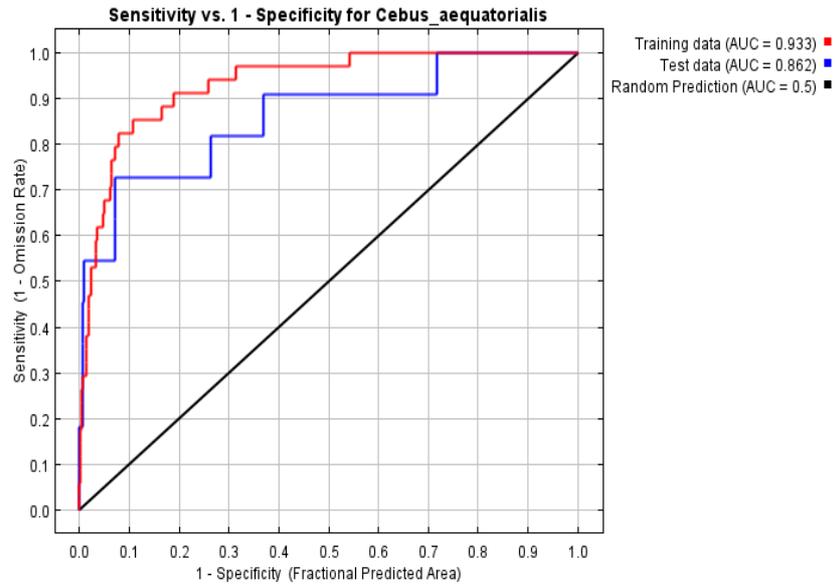


Figura 16. Distribución potencial *Cebus aequatorialis*, modelo ROC
Fuente: Base inédita Tirira (2023). Elaboración: MaxEnt versión 3.4.4

Al analizar el gráfico de Jackknife se evidencia cual es la variable más representativa, y cuya exclusión causaría la mayor disminución en el valor de AUC. En otras palabras, si al eliminar una variable específica del modelo, el valor de AUC disminuye significativamente, eso indica que esa variable es muy importante para el modelo (Phillips, Anderson, y Schapire 2006; Phillips et al. 2017), (ver Figura 17 y Tabla 11). El modelo se evalúa con los datos permutados y la caída resultante en el AUC de entrenamiento, normalizada a porcentajes.

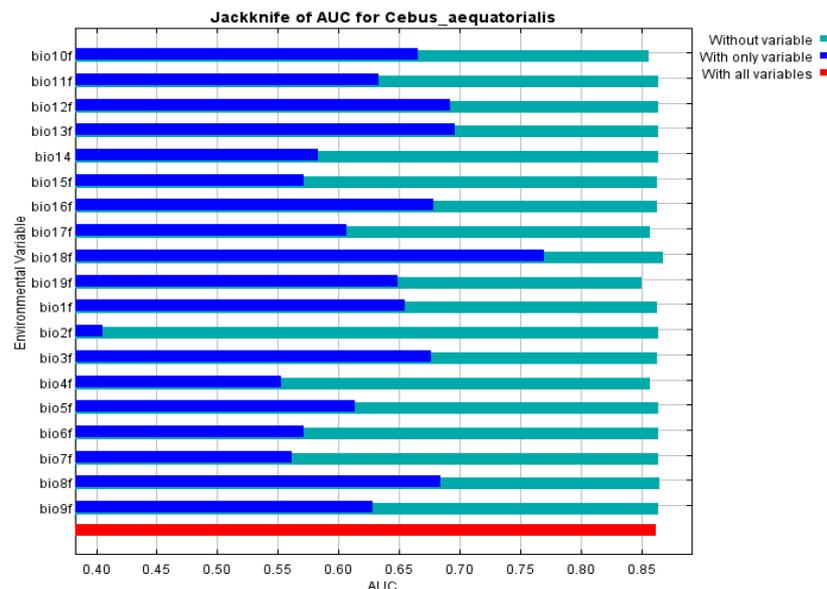


Figura 17. Prueba de Jackknife *Cebus aequatorialis*
Fuente: Base inédita Tirira (2023). Elaboración: MaxEnt versión 3.4.4

Tabla 11
Contribución de variables

| Variable | Contribución porcentual | Importancia de la permutación |
|----------|-------------------------|-------------------------------|
| bio12f | 27 | 0 |
| bio8f | 24.9 | 0 |
| bio3f | 10.7 | 5.1 |
| bio4f | 9 | 8.3 |
| bio2f | 8.1 | 7.9 |
| bio14f | 4.1 | 0 |
| bio17f | 3.2 | 36.6 |
| bio19f | 2.7 | 6.2 |
| bio1f | 2.4 | 0 |
| bio7f | 2.2 | 0 |
| bio18f | 1.7 | 9.7 |
| bio10f | 1.6 | 20.2 |
| bio16f | 1.1 | 0.1 |
| bio6f | 0.7 | 0 |
| bio15f | 0.4 | 5.7 |
| bio5f | 0.2 | 0 |
| bio13f | 0.1 | 0 |
| bio11f | 0 | 0 |
| bio9f | 0 | 0 |

Fuente: Base inédita Tirira (2023). Elaboración: MaxEnt versión 3.4.4

La representación del modelo MaxEnt para *Cebus aequatorialis* indica que las áreas con tonalidades más cálidas corresponden a las zonas con condiciones predichas más favorables para la presencia de este primate, según el modelo esta especie estaría presente idóneamente a lo largo de toda la costa ecuatoriana y hasta la costa norte de Perú.

Al juntar el modelo con la representación de bosque 2020, se observa que muchas de las zonas donde podría estar la especie idóneamente no existen zonas boscosas importantes, las únicas zonas de importancia corresponden las incluidas en las áreas protegidas, y la especie estaría presente en pequeños remanentes de bosques secundarios, la escala que presenta el modelo en las zonas más idóneas para la presencia de especie van de 0 a 0.93 los mejores valores de la escala, estaría en las provincias de Santa Elena, Guayas y Manabí y la parte sur de la provincia de Esmeraldas, en muchas de las zonas que el modelo considera que son potencialmente habitables para la especie la cobertura vegetal natural ha desaparecido (ver Figura 18).

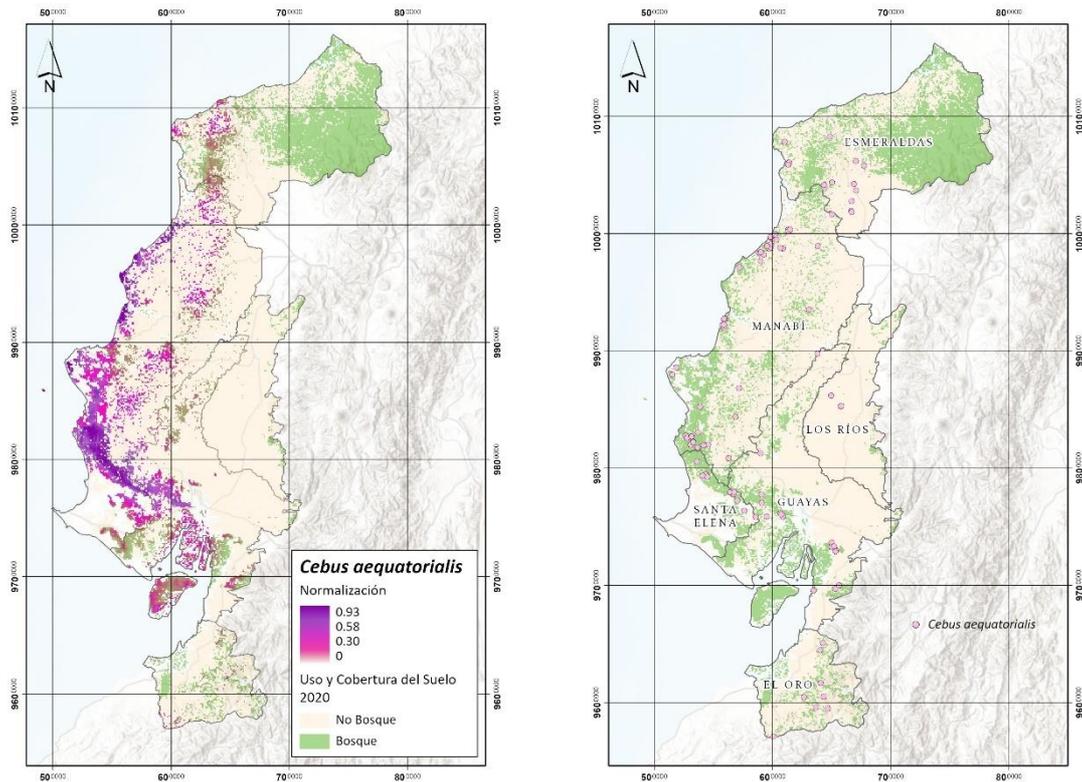


Figura 18. Izquierda: modelo sobre las variables ambientales. Derecha: distribución de la especie. Fuente: Base inédita Tirira (2023). Elaboración: MaxEnt versión 3.4.4

3.2. Modelo MaxEnt para *Cebus capucinus*

El modelo MaxEnt para *Cebus capucinus* ha proporcionado resultados significativos, los valores AUC, con base en la curva de operación del receptor (ROC) identifica o no las áreas idóneas para la especie, se obtuvieron valores de 0,99 para las predicciones de entrenamiento y de 0,98 para las predicciones de prueba. Estos valores indican que el modelo es capaz de identificar las áreas idóneas para la especie con un alto grado de precisión.

Valores de AUC de 1 representa un modelo idóneo, mientras que un AUC de 0.5 representa un modelo deficiente. El modelo presentado parece tener un buen rendimiento tanto en los datos de entrenamiento como en los de prueba (Phillips et al. 2017), (ver Figura 19). Respecto a las variables ambientales que más contribuyen a la predicción de MaxEnt, está la precipitación del mes más seco (bio14; PC = 51%), la temperatura media anual (bio1; PC = 18%) y la precipitación del trimestre más frío (bio19; PC = 16%).

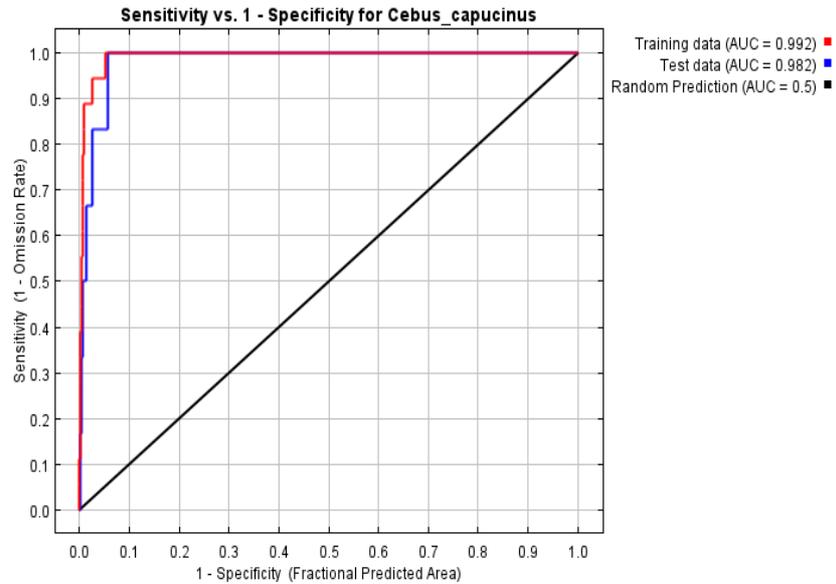


Figura 19. Distribución potencial *Cebus capucinus*, modelo ROC
Fuente: Base inédita Tirira (2023). Elaboración: MaxEnt versión 3.4.4

Al analizar el gráfico de Jackknife se evidencia cual es la variable más representativa, y cuya exclusión causaría la mayor disminución en el valor de AUC. En otras palabras, si al eliminar una variable específica del modelo, el valor de AUC disminuye significativamente, eso indica que esa variable es muy importante para el modelo (Phillips, Anderson, y Schapire 2006; Phillips et al. 2017) (ver Figura 20 y Tabla 12). El modelo se evalúa con los datos permutados y la caída resultante en el AUC de entrenamiento, normalizada a porcentajes.

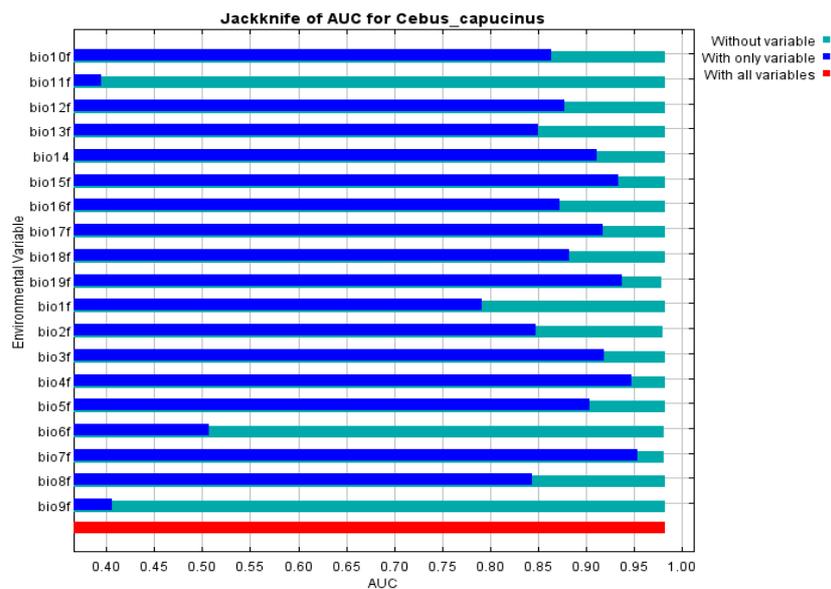


Figura 20. Prueba de Jackknife *Cebus capucinus*
Fuente: Base inédita Tirira (2023). Elaboración: MaxEnt versión 3.4.4

Tabla 12
Contribución de variables

| Variable | Contribución porcentual | Importancia de la permutación |
|----------|-------------------------|-------------------------------|
| biof14 | 50.7 | 0 |
| bio1f | 18.3 | 17.8 |
| bio19f | 16.4 | 0.8 |
| bio7f | 4.4 | 70.7 |
| bio6f | 2.5 | 4.9 |
| bio12f | 2.5 | 0 |
| bio13f | 1.3 | 0 |
| bio2f | 1 | 1.8 |
| bio17f | 0.9 | 0 |
| bio18f | 0.9 | 1 |
| bio16f | 0.4 | 0 |
| bio15f | 0.2 | 2.9 |
| bio3f | 0.2 | 0 |
| bio4f | 0.1 | 0 |
| bio8f | 0.1 | 0 |
| bio5f | 0.1 | 0 |
| bio11f | 0 | 0 |
| bio10f | 0 | 0 |
| bio9f | 0 | 0 |

Fuente: Base inédita Tirira (2023). Elaboración: MaxEnt versión 3.4.4

Cebus capucinus (capuchino de cara blanca) es la única especie de primate que se encuentra al norte del Ecuador casi restringido a la provincia de Esmeraldas, según el modelo de distribución potencial generado por MaxEnt, esta especie está restringida a áreas específicas dentro de esta provincia, la escala que alcanza el modelo va de 0 a 0.90 siendo los valores que se encuentran dentro de la Reserva Ecológica Cotacachi Cayapas, los mejor representados. El mapa de fragmentación 2020 refleja cómo la reducción del hábitat afecta a esta especie, a pesar del grado de fragmentación de las demás provincias es probablemente Esmeraldas la que mejor remanencia presenta según se observa en el mapa generado (ver Figura 21).

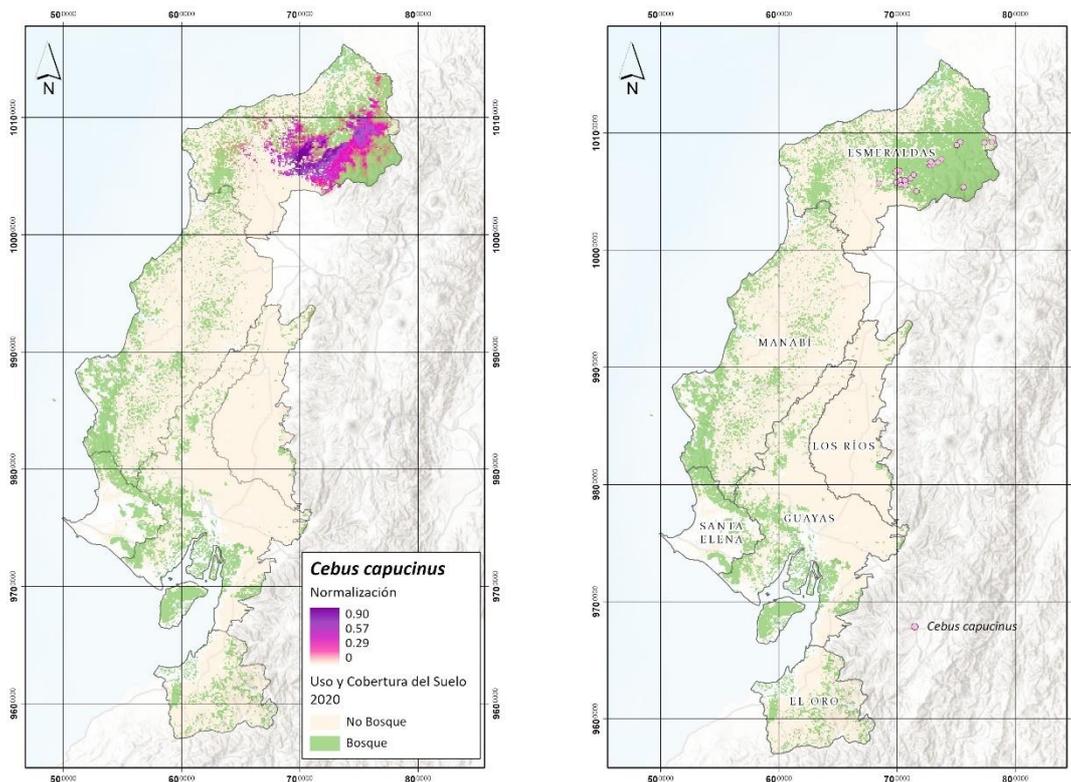


Figura 21. Izquierda: modelo sobre las variables ambientales. Derecha: distribución de la especie.

Fuente: Base inédita Tirira (2023). Elaboración: MaxEnt versión 3.4.4

3.3. Modelo MaxEnt para *Ateles fusciceps*

El modelo de MaxEnt para *Ateles fusciceps* ha proporcionado resultados significativos, los valores AUC, con base en la curva de operación del receptor (ROC) identifica o no las áreas idóneas para la especie y se obtuvieron valores de 0,98 para las predicciones de entrenamiento y de 0,95 para las predicciones de prueba. Estos valores indican que el modelo es capaz de identificar las áreas idóneas para la especie con un alto grado de precisión.

Valores de AUC de 1 representa un modelo idóneo, mientras que un AUC de 0.5 representa un modelo deficiente. El modelo presentado parece tener un buen rendimiento tanto en los datos de entrenamiento como en los de prueba (Phillips et al. 2017). (ver Figura 22). En cuanto a las variables ambientales que más contribuyen a la predicción de MaxEnt, precipitación del trimestre más frío (bio19; PC = 45%), la temperatura media anual (bio1; PC = 19%) y la precipitación del mes más seco (bio14; PC = 10%).

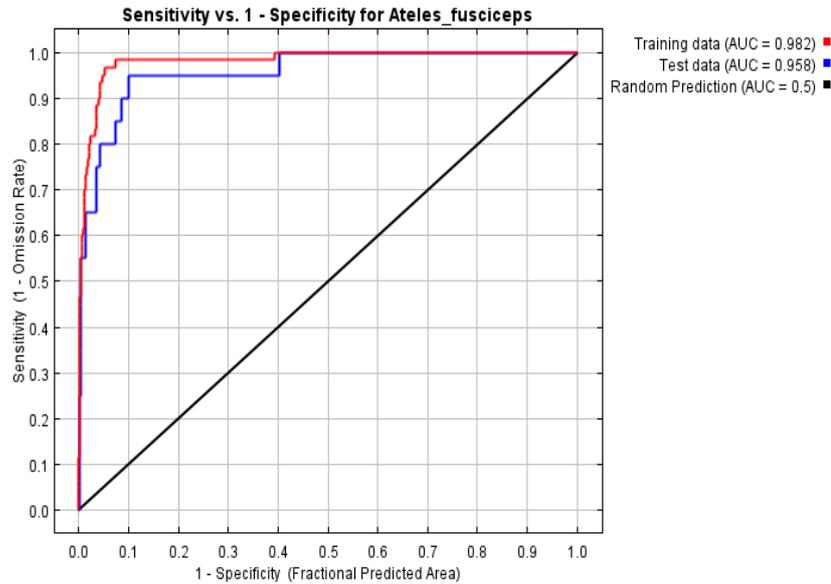


Figura 22. Distribución potencial *Ateles fusciceps*, modelo ROC
 Fuente: Base inédita Tirira (2023). Elaboración: MaxEnt versión 3.4.4

Al analizar el gráfico de Jackknife se evidencia cual es la variable más representativa, y cuya exclusión causaría la mayor disminución en el valor de AUC. En otras palabras, si al eliminar una variable específica del modelo, el valor de AUC disminuye significativamente, eso indica que esa variable es muy importante para el modelo (Phillips, Anderson, y Schapire 2006; Phillips et al. 2017) (ver Figura 23 y Tabla 13). El modelo se evalúa con los datos permutados y la caída resultante en el AUC de entrenamiento, normalizada a porcentajes.

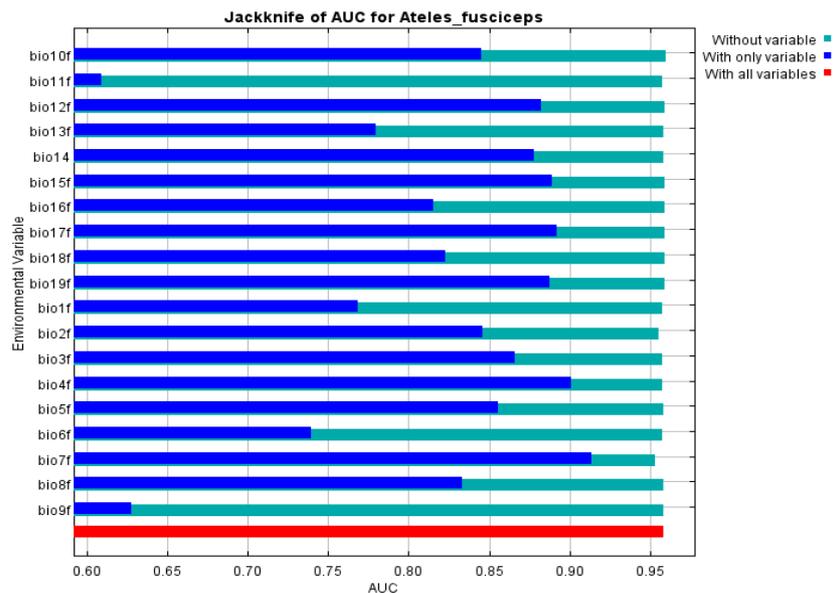


Figura 23. Prueba de Jackknife *Ateles fusciceps*
 Fuente: Base inédita Tirira (2023). Elaboración: MaxEnt versión 3.4.4.

Tabla 13
Contribución de variables

| Variable | Contribución porcentual | Importancia de la permutación |
|----------|-------------------------|-------------------------------|
| bio19f | 45.1 | 28.3 |
| bio1f | 19.1 | 0.2 |
| biof4 | 10.1 | 0.7 |
| bio12f | 8.2 | 1.8 |
| bio7f | 5.7 | 4.6 |
| bio2f | 2.8 | 5.2 |
| bio6f | 1.7 | 3.8 |
| bio15f | 1.6 | 7.8 |
| bio17f | 1.6 | 1.9 |
| bio18f | 1.5 | 1.5 |
| bio10f | 1.4 | 41.4 |
| bio5f | 0.7 | 0.1 |
| bio4f | 0.3 | 0.3 |
| bio8f | 0.1 | 1.8 |
| bio16f | 0.1 | 0.7 |
| bio3f | 0.1 | 0 |
| bio11f | 0 | 0 |
| bio13f | 0 | 0 |
| bio9f | 0 | 0 |

Fuente: Base inédita Tirira (2023). Elaboración: MaxEnt versión 3.4.4

Utilizando modelos de nicho ecológico, se ha generado áreas potenciales de distribución para *Ateles fusciceps*, basados en datos de presencia y ausencia de bosque hasta el año 2020, se ha evaluado la distribución de *A. fusciceps* en relación con la fragmentación del hábitat. Y los resultados indican que la especie enfrenta una situación crítica debido a la pérdida y fragmentación de su hábitat natural.

Las áreas protegidas desempeñan un papel fundamental en la conservación de esta especie, pero las zonas fuera de estas áreas están experimentando una disminución significativa en su idoneidad ambiental, y esto es evidente al observar que la especie tiene zonas restringidas de hábitat, el modelo de MaxEnt indica una idoneidad en las zonas de distribución que alcanzan dentro de la escala van de 0 a 0.92, los valores más altos están en la provincia de Esmeraldas, otras zonas de potencial presencia son pequeños fragmentos presentes entre las provincias de Manabí y Los Ríos pero en estas zonas la cobertura vegetal es casi ausente, por no decir que nula (ver Figura 24).

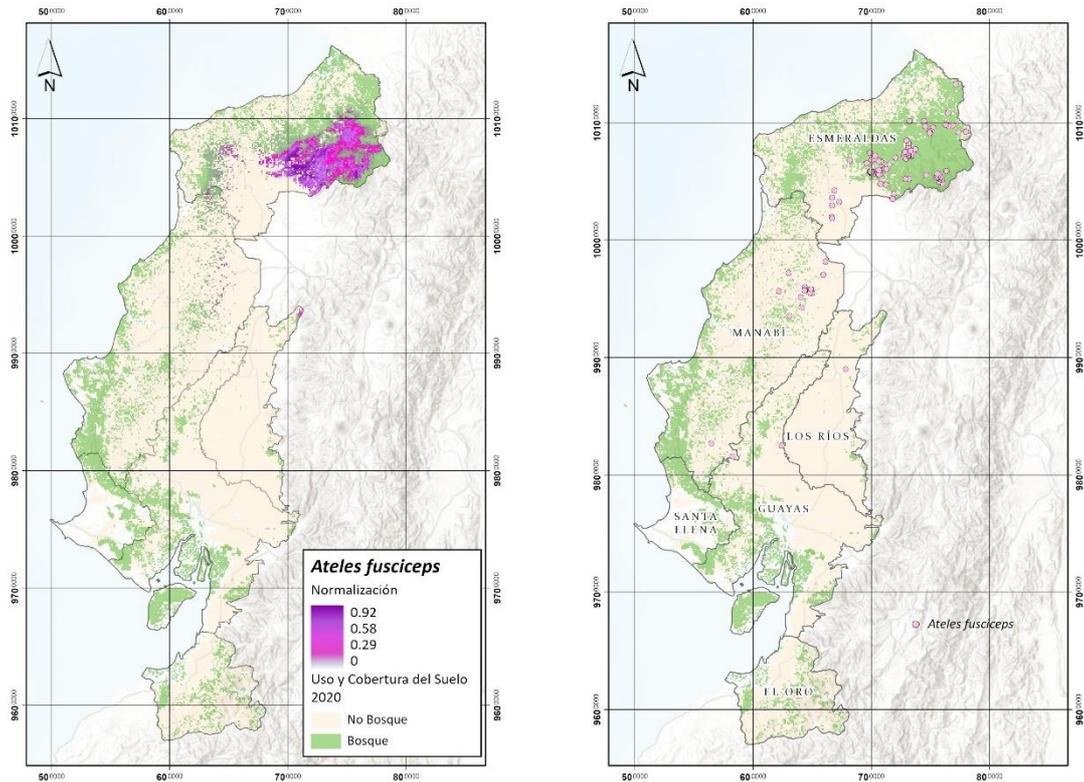


Figura 24. Izquierda: modelo sobre las variables ambientales. Derecha: distribución de la especie.

Fuente: Base inédita Tirira (2023). Elaboración: MaxEnt versión 3.4.4

3.4. Modelo MaxEnt para *Alouatta palliata*

El modelo de MaxEnt para *Alouatta palliata* ha proporcionado resultados significativos, los valores AUC, con base en la curva de operación del receptor (ROC) identifica o no las áreas idóneas para la especie y se obtuvieron valores de 0,90 para las predicciones de entrenamiento y de 0,88 para las predicciones de prueba. Estos valores indican que el modelo es capaz de identificar las áreas idóneas para la especie con un alto grado de precisión.

Valores de AUC de 1 representa un modelo idóneo, mientras que un AUC de 0,5 representa un modelo deficiente. El modelo presentado parece tener un buen rendimiento tanto en los datos de entrenamiento como en los de prueba (Phillips et al. 2017). (ver Figura 25). En cuanto a las variables ambientales que más contribuyen a la predicción de MaxEnt, está la Temperatura media del trimestre más cálido (bio10; PC = 38%), el rango de temperaturas diurnas (bio2; PC = 19%) y Precipitación del mes más lluvioso (bio13; PC = 11%).

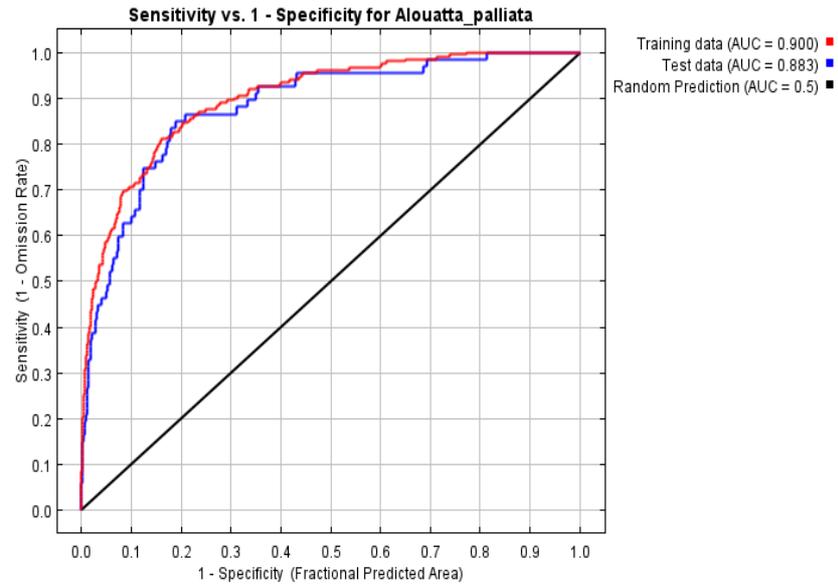


Figura 25. Distribución potencial *Alouatta palliata*, modelo ROC
 Fuente: Base inédita Tirira (2023). Elaboración: MaxEnt versión 3.4.4

Al analizar el gráfico de Jackknife se evidencia cual es la variable más representativa, y cuya exclusión causaría la mayor disminución en el valor de AUC. En otras palabras, si al eliminar una variable específica del modelo, el valor de AUC disminuye significativamente, eso indica que esa variable es muy importante para el modelo (Phillips, Anderson, y Schapire 2006; Phillips et al. 2017) (ver Figura 26 y Tabla 14). El modelo se evalúa con los datos permutados y la caída resultante en el AUC de entrenamiento, normalizada a porcentajes.

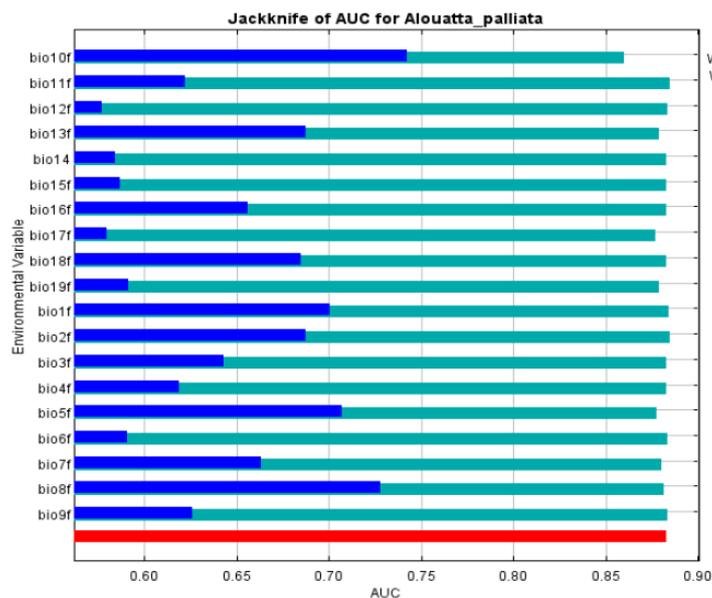


Figura 26. Prueba de Jackknife *Alouatta palliata*
 Fuente: Base inédita Tirira (2023). Elaboración: MaxEnt versión 3.4.4

Tabla 14
Contribución de variables

| Variable | Contribución porcentual | Importancia de la permutación |
|----------|-------------------------|-------------------------------|
| bio10f | 37.7 | 26.6 |
| bio2f | 18.6 | 15.4 |
| bio13f | 10.8 | 19.4 |
| biof4 | 5.7 | 1.1 |
| bio16f | 5.7 | 0 |
| bio5f | 3.9 | 1.7 |
| bio17f | 2.9 | 6 |
| bio3f | 2.5 | 2.7 |
| bio18f | 2.1 | 10.5 |
| bio4f | 2 | 0.4 |
| bio19f | 1.8 | 1.7 |
| bio1f | 1.6 | 0 |
| bio7f | 1.3 | 3.3 |
| bio6f | 1.2 | 4.1 |
| bio12f | 1 | 2.4 |
| bio15f | 0.9 | 0.6 |
| bio8f | 0.5 | 4.2 |
| bio11f | 0 | 0 |
| bio9f | 0 | 0 |

Fuente: Base inédita Tirira (2023). Elaboración: MaxEnt versión 3.4.4

Para *Allouatta palliata*, el modelo de distribución potencial arrojado por MaxEnt los resultados indican que la distribución potencial es más amplia que la de las otras especies de primates de la costa ecuatoriana, si bien la escala nos muestra el análisis va de 0 a 0.96 los valores más altos están en las zonas donde su presencia es idónea. Esta especie está presente a lo largo de toda la costa del Ecuador, pero las zonas donde el modelo es óptimo es en las provincias de Esmeraldas cercano a la Reserva Ecológica Cotacachi Cayapas y entre las provincias de Santa Elena y Guayas. Dado que se ha solapado la fragmentación del hábitat en la costa ecuatoriana hasta el año 2020 con el modelo MaxEnt, es importante ver que la fragmentación afecta la distribución potencial y real de *A. palliata* (ver Figura 27).

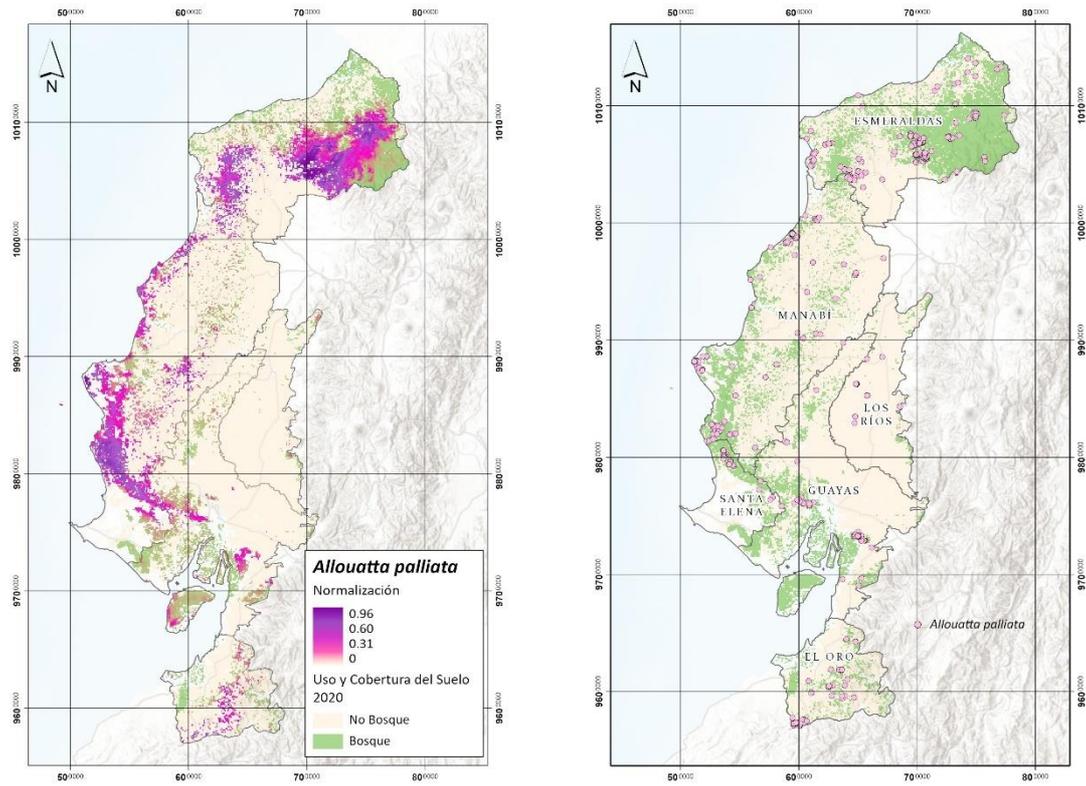


Figura 27. Izquierda: modelo sobre las variables ambientales. Derecha: distribución de la especie.

Fuente: Base inédita Tirira (2023). Elaboración: MaxEnt versión 3.4.4

Capítulo cuarto

Discusión

1. De la fragmentación

El presente estudio ha revelado cambios significativos en el uso del suelo de la costa ecuatoriana, que pueden ser evidenciados por la disminución de la cobertura forestal y el incremento de las tierras agropecuarias y zonas antrópicas en el periodo de análisis (2008, 2014 y 2020). Estos hallazgos son coherentes con los resultados de otros estudios realizados en el Ecuador, que también han observado cambios en el uso del suelo en distintos periodos de tiempo, por ejemplo, se demostró que el avance de la frontera agrícola y el crecimiento desorganizado de las áreas urbanas provoca la pérdida de tierras con potencial agrícola, transformando suelo rural en urbano (Pinos-Arévalo 2016). De manera similar, en la cuenca del río Guayllabamba se mostró que el crecimiento de las zonas urbanas ha aumentado considerablemente en la zona de estudio, reduciendo los bosques y las áreas seminaturales (Abad-Auquilla 2020).

Por otro lado y al igual que los resultados presentados por Bonilla-Bedoya et al. (2014) en su estudio de patrones y transiciones en la amazonia del Ecuador en el periodo 1990-2008, en el análisis de la fragmentación de la costa ecuatoriana del presente estudio, se observa que la categoría identificada como Bosque presentó la mayor pérdida en el periodo de análisis, mientras que la mayor ganancia la presenta la Tierra Agropecuaria.

Los resultados obtenidos evidencian la pérdida y ganancia de las distintas formaciones que se consideraron para el estudio, históricamente la costa ecuatoriana tiene un elevado índice de cambio de uso de la tierra y como Sierra (2021) señala que parte de la pérdida neta de área forestal nativa ocurre en la Costa Norte, y es casi siete veces más que lo que se debería esperar según la remanencia que presenta esta región, en este sentido los resultados obtenidos tan solo confirman estas estadísticas, y en realidad extienden la problemática no solo a la costa norte sino también en costa centro y costa sur. Los datos obtenidos evidencian que la pérdida de las remanencias naturales va creciendo y las zonas antropizadas tienden a aumentar rápidamente (Pinos-Arévalo 2016).

Por otro lado la fragmentación del hábitat, evidenciada por la disminución en el tamaño medio del parche (AREA_MN) y el aumento en el número de parches (NP), es

un fenómeno que se ha observado en el presente estudio. Este patrón es indicativo de un proceso de cambio paisajístico con fuertes repercusiones en la viabilidad de las poblaciones, la estructura de las comunidades y el funcionamiento de los ecosistemas (Santos y Tellería 2006). Este patrón es típico de paisajes que están siendo alterados por actividades humanas, como la agricultura y el desarrollo urbano (García 2011).

Este fenómeno conlleva a una pérdida de hábitats para la biodiversidad, aumentando así sus vulnerabilidades y riesgo a la extinción, y sus efectos dependen fundamentalmente de la forma del parche y de las distancias existentes con otros, y cuya forma presenta una gran proporción borde/área, aumentan considerablemente el riesgo de extinción de las especies (2011).

Estos hallazgos son consistentes con estudios previos que han demostrado que la fragmentación del hábitat es un proceso de cambio paisajístico con fuertes repercusiones en la viabilidad de las poblaciones, la estructura de las comunidades y el funcionamiento de los ecosistemas, este proceso es tan antiguo como la expansión agrícola de la humanidad, pero se ha intensificado, por lo que se considera una de las amenazas más importantes para la conservación de la biodiversidad (Santos y Tellería 2006).

La pérdida y fragmentación de los hábitats naturales, como se evidencia en el estudio producto de la disminución de la cobertura de bosques y la pérdida de cuerpos de agua, pueden tener un impacto significativo en la biodiversidad (Santos y Tellería 2006; Arasa-Gisbert, Arroyo-Rodríguez, y Andresen 2021). Este fenómeno conduce a una pérdida de hábitats para la biodiversidad, aumentando sus vulnerabilidades y riesgo a la extinción (Arasa-Gisbert, Arroyo-Rodríguez, y Andresen 2021). Además, la pérdida de hábitat tiene consecuencias devastadoras para la biodiversidad, provocando un desequilibrio en los ecosistemas. Por lo tanto, es probable que las especies que dependen de estos hábitats se vean afectadas (Sánchez Osorio, Navarro Pimiento, y Naranjo Soler 2021).

Correa et al. (2014) observaron una alta densidad y dominancia en todos los fragmentos de gran tamaño de pastizales y cultivos, este proceso crea condiciones ecológicas que obligan a las coberturas naturales a reducirse, por consiguiente la fauna nativa comienza a desaparecer de estas zonas de manera eventual y posteriormente de manera permanente. Este patrón también fue observado en la costa ecuatoriana en los tres periodos de análisis considerados. En general, los cultivos permanentes suelen ser más comunes que los cultivos transitorios en áreas con alta deforestación. La ganadería es

importante en zonas de alta y baja deforestación en la Costa Norte (Sierra, Calva, y Guevara 2021).

Los bosques siempreverdes de tierras bajas de la Costa, deciduos de tierras bajas de la Costa y siempreverdes inundables de la Costa, mantienen una remanencia inferior al 20 %, y son probablemente los más amenazados del Ecuador (Sierra, Calva, y Guevara 2021), esta realidad es analizada hasta el año 2018, los datos analizados son una confirmación de que esta realidad no ha cambiado o mejorado en la costa ecuatoriana, las pocas áreas boscosas conservadas están incluidas en las áreas protegidas y en esto en lugar de ser una solución se suma al crítico estado al que se enfrenta la conservación de esta región.

En el contexto de la fragmentación del paisaje costero del país, el presente análisis ha revelado patrones significativos relacionados con el uso del suelo, el tamaño de los fragmentos, la densidad de bordes y la conectividad. Estos resultados subrayan la importancia de las áreas protegidas en esta región. Las áreas protegidas actúan como corredores ecológicos y contribuyen significativamente a la conectividad entre parches de vegetación natural, además, estas áreas ofrecen refugio para especies amenazadas, como los primates que habitan en la región (EC Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica 2023a).

2. De los modelos de distribución

Los primates juegan un papel crucial en los ecosistemas de la costa ecuatoriana, en este estudio, se analizó su distribución utilizando MaxEnt, cada especie ha sido sometida a un análisis detallado para comprender sus patrones de presencia y ausencia, así como los factores ambientales que influyen en su distribución, además los resultados reflejan la importancia de las áreas protegidas en la preservación de estas especies.

Los resultados del modelo MaxEnt para *Cebus aequatorialis* (capuchino ecuatoriano) proporcionan información valiosa sobre la distribución potencial y las asociaciones ambientales de esta especie, esta información es esencial para establecer planes de acción de conservación efectivos (Tirira, de la Torre, y Zapata Ríos 2018). Sin embargo, también revela la necesidad urgente de establecer medidas de conservación adicionales para proteger los hábitats restantes y abordar las amenazas antropogénicas que enfrenta esta especie.

Los resultados del modelo de distribución potencial de MaxEnt sugieren que todavía existen las condiciones ambientales ideales para *Cebus aequatorialis* (capuchino ecuatoriano), se considera, que quedan 5028 km² de hábitat adecuado para la especie, aunque muchos de estos fragmentos no están protegidos y es poco probable que alberguen poblaciones actuales de la especie (Campos y Jack 2013).

A pesar de lo urgente de las amenazas que enfrenta esta especie, el entendimiento de las poblaciones del capuchino ecuatoriano aun es incompleto y su distribución actual no es bien conocida (Guerrero-Casado et al. 2020). Se ha registrado la presencia de poblaciones existentes de *Cebus aequatorialis* en las últimas dos décadas en un total de 20 localidades en el oeste de Ecuador y el norte de Perú (Albuja, Moreno, y Solórzano 2018).

Cebus capucinus (capuchino de cara blanca), es una especie con uno de los rangos de distribución más amplios de las especies de primates del Nuevo Mundo (Tirira 2017) pero en Ecuador está restringido a una pequeña parte del país, se consideran altamente adaptables y ocupan una amplia gama de hábitats, pueden estar presentes en una variedad de bosques desde húmedos, secos, primarios y secundarios, pero prefieren los bosques tropicales siempre verdes y los bosques deciduos secos (Ruiz-García et al. 2012). La principal presión que enfrenta la especie es la degradación del hábitat, la deforestación y la caza, el tamaño y la perturbación de un fragmento de bosque pueden importar menos que la composición y disponibilidad de recursos clave, como el agua o la disponibilidad de alimento y zonas de refugio (Tinsley Johnson et al. 2020).

Según datos de Global Forest Watch, se han registrado áreas de deforestación y alteración del hábitat en regiones de Esmeraldas donde *C. capucinus* se encuentra o se cree que está presente, Estas áreas pueden estar experimentando una disminución significativa en la calidad y conectividad del hábitat (GFW 2024).

Ateles fusciceps (mono araña de cabeza marrón ecuatoriano) es uno de los primates más amenazados a nivel mundial (UICN 2023). La degradación del hábitat, principalmente debido a la deforestación y la caza, ha llevado a una reducción significativa en su población, un reciente estudio muestra que la pérdida de hábitat ha dividido su área de distribución en dos grandes zonas (norte y sur), según este estudio bajo condiciones de cambio climático el área de idoneidad ambiental de la especie se reduciría entre 26 y 46 % (Gallo Viracocha et al. 2022), lo que afectaría irremediablemente a los paisajes situados fuera de las áreas protegidas en las que actualmente la especie todavía está presente.

La conservación de *Ateles fusciceps* requiere una estrategia integral que incluya la protección y conectividad de las áreas protegidas existentes, así como la restauración y conservación de los corredores ecológicos entre fragmentos de bosque (IUCN 2024a).

Para *Alouatta palliata* (mono aullador) la degradación del hábitat ha tenido un impacto significativo en las poblaciones de existentes (Tirira 2017), la fragmentación del hábitat ha llevado a una reducción en las poblaciones, los cambios en el hábitat no solo disminuyen la cantidad de espacio disponible, sino que también pueden afectar la calidad del hábitat (Arroyo-Rodríguez et al. 2007).

La presencia de *Alouatta palliata* está influenciada por varios factores relacionados con la calidad y cantidad del hábitat forestal. La especie tiene una preferencia por los bosques maduros pero la pérdida y fragmentación del hábitat son amenazas importantes para esta especie, y es probable que estas tendencias continúen afectando a las poblaciones de monos aulladores en el futuro (Cervera et al. 2015) menciona que una mayor conectividad arbórea estaría relacionada con una mayor densidad poblacional de la especie.

La fragmentación del hábitat es una de las principales amenazas a la biodiversidad a nivel global (Santos y Tellería 2006), y la costa ecuatoriana no es una excepción. Este proceso, caracterizado por la pérdida y división de hábitats naturales, impacta negativamente en las poblaciones de diversas especies (Sánchez Osorio, Navarro Pimiento, y Naranjo Soler 2021), incluyendo primates.

A lo largo de este estudio se han presentado datos que evidencian que la fragmentación del hábitat es un desafío crítico para la conservación de la biodiversidad en la costa ecuatoriana. Se analizaron datos de fragmentación correspondientes a los años 2008, 2014 y 2020, y se ha evaluado cómo esta dinámica podría afectar a cuatro especies de primates de la región: *Cebus aequatorialis*, *Cebus capucinus*, *Ateles fusciceps*, *Alouatta palliata*. Se presenta, un análisis de la dinámica de la fragmentación del hábitat en la costa ecuatoriana. Los resultados revelan una disminución significativa en la extensión de hábitat adecuado para estas especies, particularmente en zonas donde la expansión urbana, la agricultura y la infraestructura han fragmentado las zonas boscosas y lo que podrían ser corredores ecológicos.

Los modelos de distribución potencial que se generaron utilizando MaxEnt, proporcionaron la distribución potencial para cada especie, identificando áreas con alta probabilidad de presencia (Phillips y Dudík 2008). Estos modelos coinciden en que las áreas protegidas, como parques nacionales y reservas, albergan poblaciones clave de

primates. Sin embargo, estas áreas no son inmunes a la fragmentación, lo que resalta la necesidad de estrategias de conservación específicas.

En base a los resultados del estudio y basados en la correlación de los modelos y la fragmentación del hábitat, se proponen algunas áreas prioritarias para la conservación: Parque Nacional Machalilla, Reserva ecológica Cotacachi Cayapas, Reserva Ecológica Mache-Chindul, Refugio de Vida Silvestre El Pambilar: Estas áreas albergan poblaciones importantes de las cuatro especies de primates (EC Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica 2023), la creación y protección de corredores entre las áreas protegidas y fragmentos que están por fuera de las mismas son esenciales para asegurar la viabilidad de estas poblaciones. La conectividad entre estas áreas y zonas adyacentes debe ser fortalecida para facilitar el movimiento de las especies.

Conclusiones

El estudio buscó identificar zonas prioritarias de conservación para los primates de la costa ecuatoriana: *Cebus aequatorialis*, *Cebus capucinus*, *Ateles fusciceps* y *Alouatta palliata*, a partir de la revisión de información histórica de los años 2008, 2014 y 2020 analizando los efectos de la fragmentación en la conservación de estos primates.

Entre los resultados, la fragmentación del paisaje aumentó durante el período de análisis, evidenciando que las zonas boscosas y los cuerpos de agua se redujeron, mientras que el uso de suelo para beneficio antropogénico, la tierra agropecuaria y las zonas urbanas, se ampliaron. Al relacionar los modelos de distribución de las especies de primates obtenidos tras el análisis se puede concluir que la fragmentación del paisaje tiene un impacto en la reducción de las áreas de vida de las cuatro especies de primates.

El análisis de los cambios en la cobertura vegetal, el uso del suelo y la fragmentación en la costa ecuatoriana entre los años 2008, 2014 y 2020 revela que la tierra agropecuaria ha aumentado su presencia, mientras que el bosque natural, secundario y otros tipos de vegetación han disminuido. La tendencia es que esta reducción continúe. Estos cambios tienen implicaciones significativas para las especies de primates de la costa, que dependen de los bosques para su supervivencia. La fragmentación del hábitat afecta negativamente a las especies de primates al dificultar su dispersión, acceso a recursos y reproducción. Además, la alteración de la cobertura vegetal, como la pérdida de áreas naturales y el aumento de bosques secundarios en lugar de bosques primarios, puede modificar las condiciones ambientales del hábitat, lo que complica aún más la supervivencia de estas especies.

El análisis demuestra que la pérdida de cobertura de bosques naturales reduce el área de distribución potencial de las cuatro especies de primates. La fragmentación del hábitat dificulta el movimiento de las especies y su acceso a los recursos, lo que concuerda con estudios previos sobre la ecología de estas especies. Además, el análisis del modelo de nicho ecológico para los tres años de estudio (2008, 2014 y 2020) reveló una disminución en el tamaño de las áreas con aptitud bioclimática para las cuatro especies. Esta reducción general se debe a la fragmentación del hábitat, que disminuye la conectividad entre las áreas de hábitat favorable, como resultado, la dispersión de las

especies y su acceso a recursos se dificultan, lo que aumenta la vulnerabilidad frente a la extinción.

Para enfrentar la fragmentación a futuro, es necesario tomar medidas para proteger los bosques naturales y secundarios. También es necesario promover la conectividad entre las áreas de hábitat favorable que pueden ser las áreas protegidas tanto privadas como las incluidas en el SNAP. Estas medidas pueden ayudar a las especies de primates a adaptarse a los cambios y evitar variabilidad genética y su extinción a largo plazo. La información proporcionada por este estudio puede utilizarse para desarrollar estrategias de conservación que ayuden a reducir el impacto de la deforestación y la fragmentación del hábitat sobre estas especies.

Las áreas protegidas, aunque importantes, no son inmunes a la fragmentación. La restauración y creación de corredores ecológicos entre fragmentos pueden mejorar la conectividad y la viabilidad de las poblaciones. La fragmentación del hábitat debe ser considerada cuidadosamente al aplicar modelos de distribución potencial. La conservación efectiva requiere acciones específicas para mitigar la fragmentación y garantizar la supervivencia de las especies en paisajes cada vez más fragmentados.

Según lo observado en la presente investigación y estudios similares, la fragmentación del hábitat tiene un efecto directo en los modelos de distribución potencial generados por MaxEnt, a medida que se fragmenta el hábitat, las áreas adecuadas para las especies se reducen y se desconectan, mientras que los modelos de MaxEnt podrían sobreestimar la idoneidad del hábitat en zonas con fragmentación y esto se debe a que las variables ambientales utilizadas en los modelos no reflejan la realidad de la fragmentación y sus consecuencias en las zonas de análisis.

La fragmentación puede reducir el fin con el que se crearon las áreas protegidas, al aislar poblaciones, disminuir el flujo de genes y aumentar el riesgo de extinción, para contrarrestar este efecto, se recomienda que los planificadores de la conservación consideren la fragmentación al seleccionar áreas prioritarias, tomando medidas para mitigar sus efectos. Esto podría incluir la restauración de la conectividad y la creación de corredores entre las áreas protegidas y las zonas más alteradas. Se debe considerar que la preservación de estos espacios es crucial para garantizar la diversidad biológica, la resiliencia ecológica y la sostenibilidad a largo plazo. Es esencial que las políticas de conservación y manejo se basen en evidencia científica y consideren la ubicación de estas áreas protegidas en relación con los corredores de dispersión de especies y los hábitats críticos.

Para proteger a los primates en esta región, es necesario implementar medidas como la conservación de los bosques naturales, la reducción de la deforestación, la protección de los cuerpos de agua y la promoción del uso sostenible de los recursos naturales, estas serían consideraciones importantes para la conservación de los primates en la costa ecuatoriana y los pocos remanentes boscosos que aún se encuentran en esta región.

Durante la investigación sobre la fragmentación de los bosques de la costa ecuatoriana y sus efectos sobre la conservación de los primates, se identificaron ventajas y limitaciones tanto en el uso de métricas de fragmentación como la eficiencia de los modelos de nicho ecológico. En primera instancia las métricas brindan una forma cuantitativa de medir la fragmentación, permitiendo comparar áreas y evaluar cambios a lo largo del tiempo. Sin embargo, algunas métricas son sensibles a la escala y al tamaño de la celda de la cuadrícula, lo que puede afectar los resultados. Por otro lado los modelos de nicho ecológico, aunque útiles, presentan algunas limitaciones, estas incluyen la incertidumbre en los datos utilizados para construir los modelos, la simplificación de procesos ecológicos y la necesidad de validar las predicciones con observaciones de campo.

Por último, en base a estas observaciones para futuras investigaciones, se sugiere explorar otras alternativas como ajustar las métricas utilizadas. Además, la calidad y precisión de los datos de entrada que influyen en las estimaciones, así como y abordar sesgos estadísticos es esencial. Es necesario también considerar enfoques alternativos, como métricas basadas en la conectividad funcional del hábitat, podría enriquecer nuevos análisis. Profundizar en cómo la escala espacial afecta nuestras conclusiones proporcionará una visión más completa. Al abordar estas limitaciones, podría ayudar al desarrollo de políticas de conservación basadas en evidencia y a una comprensión más profunda de la fragmentación de los bosques de la costa ecuatoriana como de la ecología de los primates en la región.

Lista de referencias

- Abad-Auquilla, Adriana. 2020. “El cambio de uso de suelo y la utilidad del paisaje periurbano de la cuenca del río Guayllabamba en Ecuador”. *Revista de Ciencias Ambientales* 54 (2): 68–91. doi:10.15359/rca.54-2.4.
- AEM. 2021. “GEPE - Asociación Ecuatoriana de Mastozoología”. *AEM*. <https://aem.mamiferosdeecuador.com/proyectos-y-congresos/gepe.html#Q>.
- Aguilera, Francisco Benavente. 2010. “Aplicación de métricas de ecología del paisaje para el análisis de patrones de ocupación urbana en el Área Metropolitana de Granada” 30 (2): 9–29.
- Albuja, Luis, Pablo Moreno, y María Fernanda Solórzano. 2018. “Aspectos taxonómicos y ecológicos del capuchino ecuatoriano *Cebus albifrons aequatorialis* (Primates: Cebidae) en Ecuador.” *La primatología en Latinoamérica* 2 2 (julio): 411–26.
- Alfonso-Cortes, Felipe, María Isabel Estévez-Noboa, Natalia Fuentes, M. Gavilanez-Endara, W. Pozo-Rivera, E. Rivera Román, Stella de la Torre, y Diego G. Tirira. 2022. “Libro Rojo de Mamíferos”. *Mamíferos del Ecuador*. julio 31. <https://bioweb.bio/faunaweb/mamiferoslibrorojo/FichaEspecie/Cebus%20capucinus/%5BToda%20la%20poblaci%C3%B3n%20del%20Ecuador%5D>.
- Alfonso-Cortes, Felipe, Nathalia Fuentes, Stella de la Torre, María Isabel Estévez-Noboa, y Diego G. Tirira. 2018. “Capuchino de cara blanca *Cebus capucinus* (Linnaeus, 1758)”. En *Estado de Conservación de los Primates del Ecuador*, editado por Diego G. Tirira, Stella de la Torre, y Galo Zapata Ríos. Quito: Murciélago Blanco.
- Arasa-Gisbert, Ricard, Víctor Arroyo-Rodríguez, y Ellen Andresen. 2021. “El debate sobre los efectos de la fragmentación del hábitat: causas y consecuencias”. *Ecosistemas* 30 (3): 2156. doi:10.7818/ECOS.2156.
- Armenteras, Dolors, Tania Marisol Gonzáles, Javier Renata, y Josep María Espelta. 2016. *Síntesis conceptual, metodologías de evaluación y casos de estudio nacionales*.
- Armenteras, Dolors, y Orlando Vargas. 2016. “Patrones del paisaje y escenarios de restauración: acercando escalas Landscape Patterns and Restoration Scenarios: Bridging Scales”. *Acta Biológica Colombiana* 21 (1): 229–39. doi:<https://dx.doi.org/10.15446/abc.v21n1sup.50848>.

- Arroyo-Rodríguez, Víctor, y Pedro Américo D. Dias. 2010. "Effects of Habitat Fragmentation and Disturbance on Howler Monkeys: A Review". *American Journal of Primatology* 72 (1): 1–16. doi:10.1002/ajp.20753.
- Arroyo-Rodríguez, Víctor, Salvador Mandujano, Julieta Benítez-Malvido, y Carla Cuende-Fanton. 2007. "The Influence of Large Tree Density on Howler Monkey (*Alouatta palliata mexicana*) Presence in Very Small Rain Forest Fragments". *Biotropica* 39 (6). [Association for Tropical Biology and Conservation, Wiley]: 760–66.
- Bimrah, Kanika, Rajarshi Dasgupta, Shizuka Hashimoto, Izuru Saizen, y Shalini Dhyani. 2022. "Ecosystem Services of Mangroves: A Systematic Review and Synthesis of Contemporary Scientific Literature". *Sustainability* 14 (19): 12051. doi:10.3390/su141912051.
- Bonilla-Bedoya, Santiago, Juan R. Molina, José E. Macedo-Pezzopane, y Miguel A. Herrera-Machuca. 2014. "Fragmentation Patterns and Systematic Transitions of the Forested Landscape in the Upper Amazon Region, Ecuador 1990–2008". *Journal of Forestry Research* 25 (2): 301–9. doi:10.1007/s11676-013-0419-9.
- Campos, Fernando A., y Katharine M. Jack. 2013. "A Potential Distribution Model and Conservation Plan for the Critically Endangered Ecuadorian Capuchin, *Cebus Albifrons Aequatorialis*". *International Journal of Primatology* 34 (5): 899–916. doi:10.1007/s10764-013-9704-x.
- Castillo Poveda, Manuel Alejandro. 2016. "Contextualización histórica del concepto de paisaje, sus implicaciones filosóficas y científicas". *Revista de Filosofía de la Universidad de Costa Rica* 55 (143): 11–24. <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/filosofia/article/view/28302>.
- Cervera, Laura, María Fernanda Solórzano, Felipe Alfonso-Cortes, Stella de la Torre, Nathalia Fuentes, y Diego G. Tirira. 2018. "Capuchino Ecuatoriano *Cebus aequatorialis* J. A. Allen, 1914". En *Estado de Conservación de los Primates del Ecuador*, editado por Diego G. Tirira, Stella de la Torre, y Galo Zapata-Ríos, 55–63. Quito: Murciélago Blanco.
- Correa Ayram, Camilo Andrés, Manuel E. Mendoza, y Erna López Granados. 2014. "Análisis del cambio en la conectividad estructural del paisaje (1975-2008) de la cuenca del lago Cuitzeo, Michoacán, México". *Revista de geografía Norte Grande*, n° 59 (diciembre): 7–23. doi:10.4067/S0718-34022014000300002.

- Cuji Guerra, Karen Alejandra. 2022. “Análisis espacial de la distribución del género *Caenolestes* y sus interacciones con paisajes andino-tropicales”. Tesis de pregrado, Universidad Tecnológica Indoamérica, Quito. <https://repositorio.uti.edu.ec/handle/123456789/4769>.
- Dramstad, Wenche, James D. Olson, y Richard T. T. Forman. 2013. *Landscape Ecology Principles in Landscape Architecture and Land-Use Planning*. Island Press.
- Ene, Eduard, y Kevin McGarigal. 2023. “Limitations in the Use and Interpretation of Metrics”. *Fragstats*. <https://fragstats.org/index.php/background/limitations-in-the-use-and-interpretation-of-metrics>.
- Escandón Calderón, Jorge, José Antonio Benjamín Ordóñez Díaz, María Cecilia del Carmen Nieto de Pascual Pola, y María de Jesús Ordóñez Díaz. 2018. “Cambio en la cobertura vegetal y uso del suelo del 2000 al 2009 en Morelos, México”. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 9 (46): 28–53. doi:10.29298/rmcf.v9i46.135.
- Espinosa, José, Julio Moreno, y Gustavo Bernal. 2022. *Suelos Ecuador: clasificación, uso y manejo*. Quito: IGM. <https://www.geoportaligm.gob.ec/portal/index.php/estudios-geograficos/>.
- ESRI. 2021. “Esri Releases New 2020 Global Land Cover Map”. *Esri*. 24 de junio. <https://www.esri.com/about/newsroom/announcements/esri-releases-new-2020-global-land-cover-map/>.
- . 2024. “Formatos de archivos ráster—ArcGIS Pro | Documentación”. *ESRI*. <https://pro.arcgis.com/es/pro-app/latest/help/data/imagery/supported-raster-dataset-file-formats.htm>.
- FAO y GTIS. 2016. *Estado Mundial del Recurso Suelo*. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura / Grupo Técnico Intergubernamental del Suelo.
- FAO y PNUMA. 2020. *El estado de los bosques del mundo 2020: Los bosques la diversidad y las personas*. Roma: FAO / UNEP. doi:10.4060/ca8642es.
- Frazier, Amy E., y Peter Kedron. 2017. “Landscape Metrics: Past Progress and Future Directions”. *Current Landscape Ecology Reports* 2 (3): 63–72. doi:10.1007/s40823-017-0026-0.
- Galeas, Raúl, y Juan E. Guevara. 2012. *Metodología para la Representación Cartográfica de los Ecosistemas del Ecuador Continental*. Quito: Ministerio del Ambiente del Ecuador. <https://www.ambiente.gob.ec/wp->

content/uploads/downloads/2013/03/Documento_Metodologi%CC%81a_28_05_2012_v2_1.pdf.

- Gallo Viracocha, Freddy, Carlos Urgilés-Verdugo, Nathalia Fuentes, Felipe Alfonso-Cortes, Leo Zurita-Arthos, Tamia Camila Torres, y Diego G. Tirira. 2022. “Distribution, conservation, and vulnerability to climate change of the Ecuadorian Brown-headed Spider Monkey (Primates: Atelidae): Distribución, conservación y vulnerabilidad al cambio climático del mono araña de cabeza marrón ecuatoriano (Primates: Atelidae)”. *Mammalia aequatorialis* 4 (diciembre): 39–52. doi:10.59763/mam.aeq.v4i.50.
- García, D. 2011. “Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema”. *Ecosistemas* 20 (2–3): 1–10.
- GFW. 2024. “Esmeraldas, Ecuador Deforestation Rates & Statistics | GFW”. *Global Forest Watch*.
<https://www.globalforestwatch.org/dashboards/country/ECU/8?category=undefined>.
- Guerrero-Casado, José, Ramón I. Cedeño, Jon C. Johnston, y Micaela Szykman Gunther. 2020. “New Records of the Critically Endangered Ecuadorian White-Fronted Capuchin (*Cebus Aequatorialis*) Detected by Remote Cameras”. *Primates; Journal of Primatology* 61 (2): 175–79. doi:10.1007/s10329-019-00787-0.
- Guevara S., Sergio, Javier Labonde D, y Graciela Sanchez-Ríos. 2013. “La Fragmentación”. <https://www.yumpu.com/es/document/read/14168415/la-fragmentacion-inecol/9>.
- Hyde, William F, Gregory S Amacher, y William Magrath. 2001. “Deforestación y aprovechamiento forestal: teoría, evidencia e implicaciones de política”. *Gaceta Ecológica*, nº 59: 36.
- IUCN. 2024a. “IUCN Red List of Threatened Species: *Ateles fusciceps*”. *IUCN Red List of Threatened Species*.
<https://www.iucnredlist.org/search?query=Ateles%20fusciceps&searchType=species>.
- . 2024b. “IUCN Red List of Threatened Species: *Cebus aequatorialis*”. *IUCN Red List of Threatened Species*.
<https://www.iucnredlist.org/search/grid?query=Cebus%20aequatorialis&searchType=species>.

- Jack, Katharine M., y Fernando A. Campos. 2012. "Distribution, Abundance, and Spatial Ecology of the Critically Endangered Ecuadorian Capuchin (*Cebus Albifrons Aequatorialis*)". *Tropical Conservation Science* 5 (2): 173–91. doi:10.1177/194008291200500207.
- Kupfer, John A. 2012. "Landscape Ecology and Biogeography: Rethinking Landscape Metrics in a Post-FRAGSTATS Landscape". *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 36 (3): 400–420. doi:10.1177/0309133312439594.
- Lende, Sebastián Gómez. 2018. "Native Forests' Destruction and Illegal Logging: The Argentinean Case during the 1998-2016 Period". *Papeles de Geografía*, n° 64: 154–80. doi:10.6018/geografia/2018/349551.
- Martínez Jiménez, Luis Diego, y Isabel Herrera-Juárez. 2023. *Manual paso a paso para el uso de FRAGSTATS: un programa de análisis de patrones espaciales*. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ecología. doi:10.22201/ie.9786073085069e.2023.
- Mateo, Rubén G., Ángel M. Felicísimo, y Jesús Muñoz. 2011. "Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética". *Revista chilena de historia natural* 84 (2): 217–40. doi:10.4067/S0716-078X2011000200008.
- Matteucci, Silvia D. 2006. "Ecología de paisajes: ¿Qué es hoy en día?" *Fronteras*, n° 5 (octubre).
<https://publicacionescientificas.fadu.uba.ar/index.php/fronteras/issue/view/31>.
- McGarigal, Kevin. 1995. *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- McGarigal, Kevin, Samuel Cushman, y Maile Neel. 2015. "FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps". *ResearchGate*.
<https://www.researchgate.net/publication/259011515>.
- Merow, Cory, Matthew J. Smith, y John A. Silander Jr. 2013. "A Practical Guide to MaxEnt for Modeling Species' Distributions: What It Does, and Why Inputs and Settings Matter". *Ecography* 36 (10): 1058–69. doi:10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x.
- Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica. 2023. "Sistema Nacional de Áreas Protegidas". *Sistema Nacional de Áreas Protegidas*.
<https://www.ambiente.gob.ec/sistema-nacional-de-areas-protegidas/>.

- . 2023a. “Áreas Protegidas”. *Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica*. Accedido octubre 19. <https://www.ambiente.gob.ec/areas-protegidas-3/>.
- . 2023b. “Mapa interactivo”. *Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica*. Accedido noviembre 8. <http://ide.ambiente.gob.ec:8080/mapainteractivo/>.
- Mittermeier, Russell A, Kim E. Reuter, Anthony B. Rylands, Leandro Jerusalinsky, Christoph Schwitzer, Karen B. Strier, Jonah Ratsimbazafy, y Tatyana Humle, eds. 2022. *PRIMATES IN PERIL - The World's 25 Most Endangered Primates 2022–2023*. Washington, DC: IUCN SSC Primate Specialist Group (PSG) International Primatological Society (IPS), Re:wild.
- Morelos-Juárez, C., F. Alfonso-Cortes, M. Canticus, T. Couver, I. Duch-Latorre, N. Fuentes, J. Guerra, et al. 2022. “Libro Rojo de Mamíferos del Ecuador”. *Mamíferos del Ecuador*. julio 31. <https://bioweb.bio/faunaweb/mamiferoslibrorojo/FichaEspecie/Ateles%20fusciceps/%5BToda%20la%20poblaci%C3%B3n%20del%20Ecuador%5D>.
- Morelos-Juárez, Citlalli, Paola Moscoso R, Felipe Alfonso-Cortes, Laura Cervera, Stella de la Torre, María Isabel Estévez-Noboa, Nathalia Fuentes, Mika R. Peck, Andrea Tapia, y Diego G. Tirira. 2018. “Mono araña de cabeza marrón *Ateles fusciceps* Gray, 1866”. En *Estado de conservación de los primates del Ecuador*, editado por Diego G. Tirira, Stella de la Torre, y Galo Zapata-Ríos, Publicación especial sobre los mamíferos del Ecuador 12. Quito: Murciélago Blanco.
- Muñoz Marcillo, Jose Luis, Marcelo Andrade Mesía, y Betty González Osorio. 2016. “Cambio multitemporal de la cobertura vegetal y fragmentación en la Reserva Ecológica ‘Mache- Chindul’ Ecuador”. *European Scientific Journal, ESJ* 12 (30): 152–152. doi:10.19044/esj.2016.v12n30p152.
- Muñoz Ortega, Karla Milena. 2023. “Modelando para la distribución espacial de *Akodon mollis* en los andes ecuatorianos bajo escenarios de cambio climático”. Tesis de pregrado, Universidad Tecnológica Indoamérica. <https://repositorio.uti.edu.ec/handle/123456789/5500>.
- Narváez, Vivivana, y Galo Zapata Ríos. 2023. “Resultados de la implementación del protocolo de colección de datos para el muestreo de primates y guacamayo Verde Mayor en la costa ecuatoriana”. *Ministerio del Ambiente, Agua y Transición*

- Ecológica*. 14 de junio.
<https://patrimonio.ambiente.gob.ec/iptmae/resource?r=paisajes-primates>.
- Naveh, Zeev, y Arthur S. Lieberman. 1994. *Landscape Ecology: Theory and Application*. Springer-Verlag.
- Phillips, Steven J., Robert P. Anderson, Miroslav Dudík, Robert E. Schapire, y Mary E. Blair. 2017. “Opening the Black Box: An Open-source Release of Maxent”. *Ecography* 40 (7): 887–93. doi:10.1111/ecog.03049.
- Phillips, Steven J., Robert P. Anderson, y Robert E. Schapire. 2006. “Maximum Entropy Modeling of Species Geographic Distributions”. *Ecological Modelling* 190 (3–4): 231–59. doi:10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026.
- Phillips, Steven J., y Miroslav Dudík. 2008. “Modeling of Species Distributions with Maxent: New Extensions and a Comprehensive Evaluation”. *Ecography* 31 (2): 161–75. doi:10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x.
- Pinos-Arévalo, Nancy. 2016. “Prospective land use and vegetation cover on land management: Case canton Cuenca”. *Estoa* 5 (9): 7–19. doi:10.18537/est.v005.n009.02.
- Portilla Farfán, Fredi. 2018. *Agroclimatología del Ecuador*. Quito: Abya-Yala. doi:10.7476/9789978104927.
- Rivas, Carlos A., José Guerrero-Casado, y Rafael M. Navarro-Cerillo. 2021. “Deforestation and Fragmentation Trends of Seasonal Dry Tropical Forest in Ecuador: Impact on Conservation”. *Forest Ecosystems* 8 (1): 46. doi:10.1186/s40663-021-00329-5.
- Roca, Rodrigo de la 2021. “Cálculo de métricas de fragmentación utilizando Fragstats (Estrategia ‘No Sampling’)”. <https://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.
- Ruiz-García, Manuel, Maria Ignacia Castillo, Andrea Ledezma, Norberto Leguizamon, Ronald Sánchez, Misael Chinchilla, y Gustavo A. Gutierrez-Espeleta. 2012. “Molecular Systematics and Phylogeography of *Cebus Capucinus* (Cebidae, Primates) in Colombia and Costa Rica by Means of the Mitochondrial COII Gene”. *American Journal of Primatology* 74 (4): 366–80. doi:10.1002/ajp.20940.
- Sánchez Osorio, Nelson Mauricio, Diana Camila Navarro Pimiento, y Angélica Johana Naranjo Soler. 2021. “Pérdida de biodiversidad y vulnerabilidad humana frente a enfermedades infecciosas zoonóticas: humanos, relatos y ambiente”. *Revista Colombiana de Bioética* 16 (2). doi:10.18270/rcb.v16i2.3861.

- Santos, T., y J. L. Tellería. 2006. “Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies”.
- Sierra, Rodrigo. 1999. *Propuesta Preliminar de un Sistema de Clasificación de Vegetación para el Ecuador Continental*. Quito, Ecuador: Rimana. doi:10.13140/2.1.4520.9287.
- Sierra, Rodrigo, Oscar Calva, y A. Guevara. 2021. *La deforestación en el Ecuador, 1990-2018. Factores promotores y tendencias recientes*.
- Solórzano, M. F., y D. G. Tirira. 2022. “Capuchino blanco ecuatoriano, *Cebus aequatorialis*”. *Mamíferos del Ecuador*. julio 31. <https://bioweb.bio/faunaweb/mamiferoslibrorojo/FichaEspecie/Cebus%20aequatorialis/%5BToda%20la%20poblaci%C3%B3n%20del%20Ecuador%5D>.
- Tinsley Johnson, Elizabeth, Marcela E. Benítez, Alexander Fuentes, Celia R. McLean, Ariek B. Norford, Juan Carlos Ordoñez, Jacinta C. Beehner, y Thore J. Bergman. 2020. “High Density of White-Faced Capuchins (*Cebus Capucinus*) and Habitat Quality in the Taboga Forest of Costa Rica”. *American Journal of Primatology* 82 (2): e23096. doi:10.1002/ajp.23096.
- Tirira, Diego G. 2021a. “Libro Rojo de Mamíferos del Ecuador”. *Bioweb*. <https://bioweb.bio/faunaweb/mamiferoslibrorojo/catalogo/>.
- Tirira, Diego G. 2021b. “Primates del Ecuador: aportes al conocimiento de su diversidad, distribución y conservación”. Salamanca, España: Universidad de Salamanca.
- Tirira, Diego G., y Freddy Gallo-Viracocha. 2021. “Áreas prioritarias para la conservación y vulnerabilidad al cambio climático de *Alouatta palliata aequatorialis* (Atelidae) y *Cebus aequatorialis* (Cebidae) en la provincia de Azuay, Ecuador: Priority areas for conservation and vulnerability to climate change of *Alouatta palliata aequatorialis* (Atelidae) and *Cebus aequatorialis* (Cebidae) in the province of Azuay, Ecuador”. *Mammalia aequatorialis* 3 (diciembre). doi:10.59763/mam.aeq.v3i.8.
- Tirira, Diego G., Stella de la Torre, y Galo Zapata Ríos. 2018. “Plan de acción para la conservación de los primates del Ecuador”.
- UICN. 2023. “The IUCN Red List of Threatened Species”. *IUCN Red List of Threatened Species*. <https://www.iucnredlist.org/en>.
- Varela, Sara, Levi Carina Terribile, Guilherme De Oliveira, José Alexandre F. Diniz-Filho, Javier González-Hernández, y Matheus S. Lima-Ribeiro. 2015. “ecoClimate, a new open-access repository with variables for the past, present and

future climatic scenarios”. *Ecosistemas* 24 (3): 88–92.
doi:10.7818/ECOS.2015.24-3.11.

- Vila, Josep Subirós, Diego Varga Linde, Albert Llausàs Pascual, y Anna Ribas Palom. 2006. “Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology): Una interpretación desde la geografía”.
- Villarreal, Jhonatan Wladimir Enríquez, y Miguel Andrés Espinosa Quinde. 2018. “Análisis tectono-estratigráfico de la cordillera costera entre las poblaciones de Jipijapa y la Rinconada”.
- WorldClim. 2024. “WorldClim”. *WorldClim*. <https://www.worldclim.org/>.
- Wolf, Teodoro. 1892. *Geografía y Geología del Ecuador publicada por orden del supremo Gobierno de la República*. Leipzig, Alemania: Tipografía de F. A. Brockhaus. <http://repositorio.flacsoandes.edu.ec/handle/10469/8820>.
- Wu, Jianguo. 2013. “Landscape Ecology”. *ResearchGate*, enero 1. doi:10.1007/978-1-4614-5755-8_11.