

<https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v72i1.58788>

Propuesta de corredores ecológicos para la protección del jaguar en el occidente de Ecuador

Cristian Barros-Díaz^{1, 2*};  <https://orcid.org/0000-0003-0727-7996>

Julián Pérez-Correa^{1, 3};  <https://orcid.org/0000-0002-9205-5396>

1. Fundación para la Conservación e Investigación JaPu, Francisco de Marcos 330 entre Chile y Chimborazo, Guayaquil, Ecuador; c.barros@japufundación.org, diaz.cri@hotmail.com (*Correspondencia)
2. Facultad de Ciencias Naturales, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Av. 12 de Octubre y Vicente Ramón Roca, Quito, Ecuador; cbarros@puce.edu.ec
3. Laboratorio de Zoología, Facultad de Ciencias de la Vida, Escuela Superior Politécnica del Litoral, ESPOL, Campus Gustavo Galindo, Km. 30.5 Vía Perimetral, Guayaquil, 090902, Ecuador; julian_perez86@hotmail.com

Recibido 16-II-2024. Corregido 14-VII-2024. Aceptado 14-XI-2024.

ABSTRACT

Proposal for ecological corridors for the protection of the jaguar in Western Ecuador

Introduction: Biodiversity conservation and ecosystem preservation have become a challenge today due to increasing habitat loss and forest fragmentation.

Objective: To propose an ecological corridor for the recolonization of the jaguar (*Panthera onca*) and its prey.

Methods: Western tree cover was calculated using Hansen Global Forest Watch data in Google Earth Engine, then Wallace was used to make potential distribution models with data on the presence of four species of jaguar prey (*Cuniculus paca*, *Dicotyles tajacu*, *Mazama gualea* and *Odocoileus virginianus*) and then mapped in Qgis.

Results: The tree cover of Western Ecuador has experienced a loss of 406 145 hectares in the last 21 years. Of the 80 models generated in 2022, the Quadratic 3.0 model was chosen as the best. Overlaying the model in QGIS and using the shapes of the protected areas of Western Ecuador, the proposal of the corridor was plotted. The study proposes an ecological corridor focused on areas with high habitat quality and ecological connectivity, considering the results obtained in tree cover and the modeling of jaguar dams will serve as a guide for organizations and national authorities and as a proposal to generate ecological corridors closer to the reality of habitat availability in other countries.

Conclusion: This ecological corridor is necessary to facilitate the movement and dispersal of species that could benefit from its existence, both between different habitats and protected areas, which would be expected to favor the recolonization of the jaguar and contribute to the maintenance of the genetic diversity of the populations.

Key words: conservation; governance; reforestation and restoration.

RESUMEN

Introducción: La conservación de la biodiversidad y la preservación de los ecosistemas se han convertido en un desafío en la actualidad, debido a la creciente pérdida de hábitats y la fragmentación de los bosques.

Objetivo: Proponer un corredor ecológico para la recolonización del jaguar (*Panthera onca*) y sus presas.

Métodos: Se calculó la cobertura arbórea del occidente usando los datos de Hansen Global Forest Watch en Google Earth Engine, luego se usó Wallace para realizar los modelos de distribución potencial con los datos de presencia de cuatro especies de presas del jaguar (*Cuniculus paca*, *Dicotyles tajacu*, *Mazama gualea* y *Odocoileus virginianus*) y posteriormente se mapeó en Qgis.



Resultados: se obtuvo que la cobertura arbórea del occidente de Ecuador ha experimentado una pérdida de 406 145 hectáreas en los últimos 21 años. En el 2022, de los 80 modelos generados se escogió el modelo Cuadrático 3.0 como el mejor. Sobreponiendo el modelo en QGIS y usando los archivos *shape* de las zonas protegidas del occidente de Ecuador se graficó la propuesta del corredor. El estudio propone un corredor ecológico enfocado en zonas con alta calidad de hábitat y conectividad ecológica. Por lo tanto, se consideró la cobertura arbórea y el modelamiento de las presas del jaguar, lo que servirá como guía para las organizaciones, autoridades nacionales y vecinas y como una propuesta para generar corredores ecológicos más aproximados a la realidad de la disponibilidad de hábitat en otros países.

Conclusión: Este corredor ecológico es necesario para facilitar el movimiento y la dispersión especies que pudieran beneficiarse de su existencia, tanto entre los distintos hábitats como en las áreas protegidas, lo que a su vez se esperaría favorezca la recolonización del jaguar y contribuya con el mantenimiento de la diversidad genética de las poblaciones.

Palabras clave: conservación; gobierno; reforestación y restauración.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas forestales constituyen un componente esencial de la biodiversidad, destacándose por su riqueza y singularidad en comparación con otros ecosistemas del planeta (Organización de Naciones Unidas & Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente [FAO & PNUMA], 2020; Kumar, 2021). La transformación de la cubierta forestal de estos ecosistemas afecta la provisión de los servicios ecosistémicos que ofrecen, tales como la biodiversidad, la regulación del clima, el almacenamiento de carbono y el abastecimiento de agua (Foley et al., 2005). Los efectos de estas pérdidas constituyen problemas ambientales críticos (Vásquez-Grandón, 2018); sin embargo, hasta hace poco, la información respecto a la pérdida forestal era limitada y poco estandarizada (Kleemann et al., 2022). Para contrarrestar ese vacío, un grupo de investigadores ha desarrollado un conjunto de datos que incluyen: a) la cobertura arbórea para el año 2000, b) la pérdida de cobertura arbórea desde 2001 hasta 2012, y c) la ganancia anual de cobertura arbórea entre 2000 y 2012 a escala global y con una resolución de 30 m (Hansen et al., 2013). Desde entonces, estos datos han sido actualizados anualmente hasta 2021 (Hansen et al., 2013), lo que permite mapear áreas boscosas fuertemente alteradas y aisladas (Tyukavina et al., 2017).

Los corredores ecológicos son áreas de hábitat que permiten el movimiento y la

migración de especies entre distintos paisajes, contribuyendo a la biodiversidad y la salud de los ecosistemas a través del mantenimiento del flujo genético y la adaptación a los cambios ambientales (Gilbert-Norton et al., 2010). A su vez, son estrategias clave implementadas para garantizar la preservación y conectividad de los ecosistemas (Leija & Mendoza, 2021). Uno de los principales desafíos actuales para la preservación y la restauración de los ecosistemas es la restauración de la conectividad entre los bosques mediante la formación de corredores que los comuniquen (Ersoy et al., 2018). Los corredores tienen los siguientes objetivos (Freile et al., 2022): 1) contrarrestar y prevenir la fragmentación de los bosques, 2) permitir que los ecosistemas soporten el cambio climático, 3) establecer un ordenamiento territorial que promueva el aprovechamiento sostenible de los servicios ecosistémicos, 4) impulsar la economía circular, y verde, y 5) mantener el flujo genético entre poblaciones de fauna y flora.

Los mamíferos son un grupo clave para la creación de corredores ecológicos dado que son considerados como uno de los grupos más importantes para estudiar y conservar debido a su participación en numerosos procesos ecológicos en los ecosistemas que habitan (Lacher et al., 2019). La presencia de ciertas especies es un indicador de la calidad del hábitat (González-Christen, 2011). Sin embargo, la fauna de mamíferos en Ecuador se encuentra amenazada por la pérdida y la fragmentación de hábitats,

la introducción de especies exóticas y la caza indiscriminada, factores que causan la reducción de las poblaciones de mamíferos silvestres (Tirira, 2021).

Las especies paraguas son aquellas cuya distribución y ecología las convierten en prioritarias para la conservación, lo que a su vez confiere protección a numerosas especies simpátricas (Caro, 2003). El jaguar (*Panthera onca*) es un ejemplo emblemático de especie paraguas (Thornton et al., 2016), pues se trata del depredador terrestre más grande en los bosques neotropicales (Redford & Robinson, 2002) y su presencia influye directamente en el equilibrio de los ecosistemas que ocupa, especialmente en las poblaciones de sus presas (Ripple et al., 2014). Las poblaciones de depredadores y sus presas suelen aumentar y disminuir en sincronía, lo que demuestra la estrecha relación de causa/efecto entre el tamaño poblacional del depredador y el de sus presas (Gilg, 2003). No obstante, factores ambientales o antropogénicos, como la disponibilidad de alimento y hábitat, pueden influir negativamente en estas poblaciones (Cavalcanti & Gesse, 2009).

El monitoreo a largo plazo de las poblaciones de jaguares y sus presas es esencial para evaluar la efectividad de las estrategias de conservación y manejo, así como para detectar cambios en las tendencias de la población y distribución que puedan requerir una intervención o ajuste en las acciones de conservación (Karanth et al., 2010). Para esto, es necesario utilizar métodos de monitoreo rigurosos y estandarizados que permitan la comparación de datos a lo largo del tiempo y entre diferentes áreas geográficas (Sollmann et al., 2013).

Algunos de los métodos más comunes para monitorear jaguares y sus presas incluyen cámaras trampa, conteos de rastros y signos, muestreos de ADN ambiental y modelos de ocupación y abundancia basados en datos de detección no invasiva (De la Torre et al., 2017; Tobler et al., 2008). Estos métodos pueden proporcionar información valiosa sobre la presencia, abundancia, distribución y demografía de los jaguares y sus presas, así como sobre los patrones de movimiento y uso del hábitat, y

pueden ser utilizados para evaluar los factores que afectan la supervivencia y el éxito reproductivo de estas especies (Karanth et al., 2010).

El occidente de Ecuador presenta amenazas notables para la conservación de sus ecosistemas, como la deforestación acelerada, el cambio de uso del suelo para la agricultura y la urbanización, así como la caza ilegal de fauna silvestre (FAO y PNUMA, 2020). Esta región es especialmente crítica ya que alberga altos índices de biodiversidad, con un número importante de especies endémicas o en peligro de extinción, como el mono aullador de manto dorado (*Alouatta palliata*) (Tirira, 2021). Además, se ha identificado que las poblaciones de jaguar en el occidente de Ecuador están desapareciendo a un ritmo acelerado (Espinosa et al., 2011), y de continuar esta tendencia, podrían desencadenarse impactos ecológicos a gran escala para la región (Zapata-Ríos & Araguillin, 2013). La propuesta del corredor ecológico en el occidente de Ecuador no solo busca mitigar la pérdida de biodiversidad, sino también restaurar la conectividad entre los hábitats fragmentados, facilitando el movimiento y la dispersión de especies clave como el jaguar y sus presas. Esta conectividad es crucial para mantener el flujo genético y la salud de las poblaciones de fauna, permitiendo la adaptación a los cambios ambientales y mejorando la resiliencia del ecosistema (Gilbert-Norton et al., 2010).

El enfoque en esta región se justifica además por la presencia de bosques protegidos que pueden integrarse de manera efectiva en el corredor propuesto, optimizando los esfuerzos de conservación y maximizando el impacto positivo en la biodiversidad local (Kleemann et al., 2022). Al conectar estas áreas protegidas a través de corredores ecológicos, se crean “puentes” de hábitat que permiten a las especies moverse libremente, reducir la endogamia y aumentar sus oportunidades de supervivencia y reproducción (Hilty et al., 2021).

Es importante mencionar que ya existen propuestas previas de corredores biológicos para el jaguar en Ecuador. Por ejemplo, el Plan Jaguar 2030 de la WWF incluye la creación de un corredor en el occidente de Ecuador, que se

extiende desde la frontera con Colombia hasta la zona centro y las estribaciones occidentales (The World Wide Fund for Nature [WWF], 2020). Además, la propuesta del corredor ecológico en esta región se distingue por su enfoque específico y detallado en la conectividad de hábitats, utilizando datos de alta resolución y modelos de distribución de presas, lo que permite una planificación y ejecución más precisas y adaptadas a las condiciones locales (Espinosa et al., 2011; WWF, 2020). Este trabajo busca contribuir a la conservación de la biodiversidad en el occidente de Ecuador enfocándose en la propuesta de corredores ecológicos que beneficien tanto al jaguar como a otras especies. La información proporcionada en este estudio permitirá a los tomadores de decisiones y a los organismos encargados de la conservación tomar medidas informadas y basadas en evidencia para proteger y restaurar los ecosistemas forestales y las especies que en ellos habitan.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: El área de estudio abarca el occidente de Ecuador, entre los 0 y 2 000 m de altitud (Fig. 1). La región se extiende desde la línea costera hasta altitudes de 2 000 m al oeste de la cordillera Occidental de los Andes (Varela & Ron, 2018). Geográficamente, esta área abarca llanuras bajas, cuencas sedimentarias, zonas de piedemonte y múltiples cordilleras costaneras de baja altitud, como se ha documentado en estudios previos (Barros & Troncoso, 2010; Lynch & Duellman, 1980). En lo que respecta al clima, la región presenta una variabilidad notoria. Al sudoeste, se caracteriza por un clima tropical árido, mientras que en dirección al centro-sur, se observa un cambio gradual de condiciones secas a húmedas. Hacia el norte, en la zona del Chocó, predomina un clima tropical muy húmedo, con transiciones hacia condiciones muy húmedas en áreas cercanas a la costa.

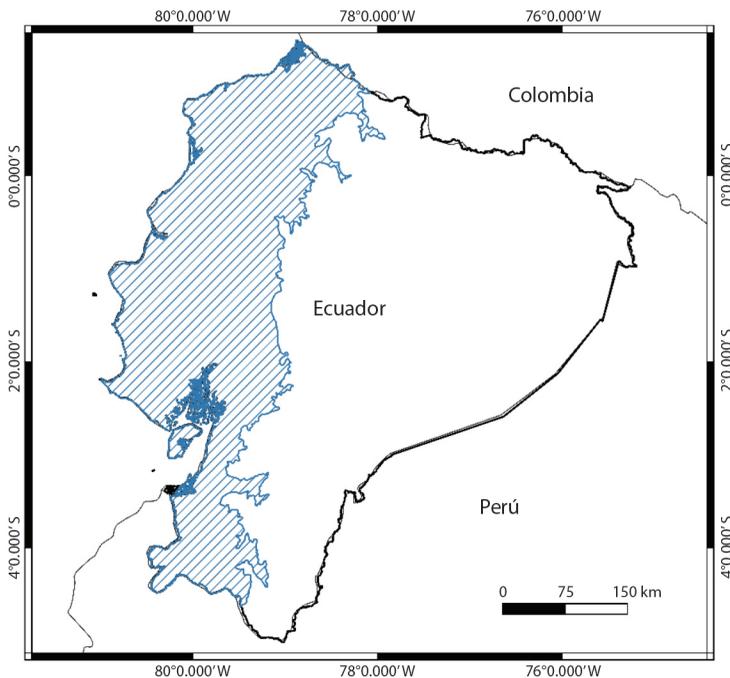


Fig. 1. Área de estudio, occidente de Ecuador, entre los 0 y 2 000 m de altitud. / **Fig. 1.** Study area, Western Ecuador, between 0 and 2 000 m altitude.

Este patrón climático se refleja en una estación húmeda, marcada por altas temperaturas y precipitaciones abundantes, que se registra entre diciembre y abril-mayo. Este fenómeno climático se debe a la influencia de la corriente cálida de El Niño y la Zona de Convergencia Intertropical (Varela & Ron, 2018). Los niveles de precipitación anual varían considerablemente en la región, oscilando desde menos de 60 mm en la península de Santa Elena hasta más de 2 000 mm (Chocó), estas diferencias están relacionadas con la posición geográfica con respecto a la zona de influencia de la corriente de Humboldt (Cedeño & Donoso, 2010; Pourrut, 1983).

Tipos de ecosistemas: Se realizó un corte con el software QGis3.28.3 sobre el *shape* de regiones naturales (Ron, 2020) para determinar los ecosistemas presentes en el occidente. En total se encontraron 6 ecosistemas:

1. Matorral interandino o arbusto andino: Esta región natural tiene una elevación que varía entre 1 400 y 3 000 m y tiene un área de 11 266 km²; se encuentra en los valles interandinos entre las cordilleras Occidental y Oriental y como resultado del efecto de sombra pluviométrica de ambas cordilleras, el Matorral Interandino tiene una precipitación relativamente baja.
2. Bosque Húmedo Tropical del Chocó o Chocó selva tropical: abarca aproximadamente 31 732 km² y es la segunda más grande, esta área se caracteriza por su clima cálido y húmedo y su elevación que varía de 0 a 300 metros y su vegetación consiste principalmente en bosques de dosel denso con árboles que pueden crecer hasta 30 m de altura, y un sotobosque poblado por helechos y plantas de la familia Araceae (Ron, 2020).
3. Bosque deciduo de la costa o bosque caducifolio: Esta región natural se extiende desde los 50 hasta los 300 metros de elevación, y de 100 a 400 metros en el sur de Ecuador, ocupando un total de 25 673 km², lo que representa el 10.3 % del territorio ecuatoriano y las condiciones climáticas

son más secas y la densidad de árboles es menor en comparación con los bosques perennifolios (Ron, 2020). Los árboles suelen tener una altura inferior a 20 m, y el sotobosque puede ser denso, con una gran abundancia de plantas herbáceas (Ron, 2020).

4. Matorral seco de la costa o arbusto seco: Esta región se distingue por su clima cálido y extremadamente seco, donde la precipitación anual media puede no exceder los 60 mm, como se observa en la localidad más occidental, Salinas, en la Provincia del Guayas. El Matorral Seco de la Costa, que se extiende por un área de 8 033 km², se encuentra limitado a la franja costera en la zona central de Ecuador (Ron, 2020).
5. Bosque piemontano occidental o estribaciones occidentales: abarca 15 305 km² en las laderas occidentales de los Andes, se sitúa a una altitud que varía entre 300 y 1 300 m, aunque hacia el sur de Ecuador la altitud fluctúa entre 400 y 1 000 m y el clima es húmedo y moderadamente cálido (Ron, 2020). El dosel del bosque puede llegar a 30 m o más y los árboles se hallan cubiertos de musgos, orquídeas, bromelias y helechos y el endemismo vegetal es elevado, especialmente entre 0 y 3 grados de latitud sur (Ron, 2020).
6. Bosque montano occidental o montañas occidentales: cubre una extensión de 21 576 km², y se encuentra a una altitud que oscila entre 1 300 y 3 400 m, aunque en el sur de Ecuador, esta varía de 1 000 a 3 000 m, el clima es templado, el dosel del bosque normalmente no supera los 25 m y hay una notable presencia de plantas epífitas como musgos, helechos, orquídeas y bromelias (Ron, 2020). En las altitudes intermedias, los bosques suelen cubrirse de niebla por las tardes, recibiendo precipitación horizontal de las nubes bajas (Ron, 2020).

Zonas con algún tipo de protección: Con el *shape* del occidente se cortó en QGis3.28.3 sobre los *shapes* de áreas protegidas,



bosques-vegetación protectores y los bosques protegidos por el programa Socio-Bosque.

Delimitación de la distribución altitudinal del jaguar: Se descargó un ráster de elevación (DEM) para Ecuador del dataset GTOPO30, posteriormente, el ráster fue cargado en QGIS 3.28.3 y se transformó en un *shape* de curvas de nivel; los intervalos de nivel fueron de 100 m. Luego, se creó un *shape* poligonal y se dibujó la línea de los 2 000 m de altitud (Fig. 1), que es la altitud máxima reportada para el jaguar (Sunquist & Sunquist, 2009). El *shape* fue usado para cortar y crear las curvas de nivel, ráster y otros *shape* usados para los posteriores análisis espaciales y para el modelo.

Cobertura arbórea: Se procesó y mapeó en Google Earth Engine y QGIS3.28.3, respectivamente, la información contenida en el *dataset* Hansen Global Forest Watch (Hansen et al., 2013), actualizado en 2022, donde los autores analizaron y ensamblaron las imágenes satelitales con observaciones claras de la superficie terrestre para identificar la cobertura arbórea (CA) de 2000, y su pérdida y ganancia de cobertura arbórea desde 2001 a 2021, creando un ráster para cada análisis, con una resolución de 30 m cada pixel; el ráster de cobertura arbórea muestra por pixel el porcentaje de la calidad de la cobertura arbórea que va desde 1 al 100 %. Las bandas usadas del *dataset* en este estudio fueron: El “treecover2000” que representa el porcentaje de cobertura de dosel arbóreo para el año 2000, definido como el cierre del dosel para toda la vegetación con una altura superior a 5 m. “Loss” se refiere a la pérdida de bosques durante el período de estudio, definida como una perturbación que reemplaza un bosque por un estado no forestal. Y “Gain” se refiere al aumento de la cobertura forestal durante el período de 2000 a 2012, definido como el inverso de la pérdida (un cambio de no bosque a bosque que ocurre completamente dentro del período de estudio).

El análisis de la cobertura arbórea se definió como toda la vegetación de más de cinco metros de altura y puede tomar la forma de

bosques naturales (Hansen et al., 2013); la pérdida de la cubierta arbórea se definió como la “perturbación por reemplazo de rodales”, o la eliminación completa del dosel de la cubierta arbórea en la escala de píxeles de Landsat (Hansen et al., 2013). Con QGIS se cuantificó las hectáreas de bosque aún existentes para 2000 y 2022 y el porcentaje de cobertura arbórea por intervalo 10 puntos (ejemplo: 1 a 10 %, 11 a 20 %). El algoritmo que se utilizó para calcular la pérdida de cobertura arbórea desde el primero de enero de 2001 al 31 de diciembre de 2021 se menciona en SMT1.

Presas seleccionadas: El jaguar (*Panthera onca*) es un superdepredador con una dieta diversa que varía en función del ecosistema y las especies disponibles (Cavalcanti & Gese, 2009). El venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), el pecarí de collar blanco (*Dicotyles tajacu*), la corzuela roja de Guala (*Mazama gualea*) y la paca (*Cuniculus paca*) son componentes importantes de la dieta del jaguar (Hoogesteijn et al., 2006; Núñez et al., 2000; Rosas-Rosas et al., 2008), estas especies son presas comunes debido a su tamaño mediano y su abundancia en los hábitats de los jaguares (Emmons, 1987). La presencia y la abundancia de estas especies pueden tener un impacto significativo en la distribución y los movimientos de los jaguares en el paisaje (Cavalcanti & Gese, 2009), las cuales fueron seleccionadas para el presente estudio.

Selección del modelo: El modelado de la distribución de las presas del jaguar es una herramienta valiosa para comprender la ecología y los movimientos de este felino en el paisaje, así como para identificar áreas prioritarias para la conservación y la restauración de hábitats; para el efecto, se usó Wallace, que sirve para modelar nichos ecológicos que permiten estimar la distribución potencial de especies basada en variables ambientales y datos de presencia (Kass et al., 2018). Wallace es una aplicación GUI (Interfaz gráfica de usuario) basada en R y que usa paquetes para Maxent. La aplicación GUI creó el script del modelo

en R a medida que se trabajaba en la interfaz en la página web (SMT2). Wallace, junto con el paquete de Maxent, emplea la técnica de presencia-fondo. Los puntos de fondo comparan los valores de las variables predictoras en los puntos seleccionados con los de los puntos de ocurrencia (a diferencia de las técnicas de presencia-ausencia, que requieren datos de ausencia estricta).

Procesamiento: Usando Wallace se descargó y filtró los registros de ocurrencias que se encontraban en las bases de Global Biodiversity Information Facility (GBIF), VERNET y posterior se agregó los datos publicados en revistas indexadas y registros de la Fundación para la Conservación e Investigación JaPu (Barros-Díaz et al., 2023), obteniendo más de 600 registros. Posteriormente, se eliminaron los siguientes puntos de presencia: a) los duplicados, b) registros que no fue posible validar su veracidad, tanto en la búsqueda de los artículos a los que hacía referencia o base de datos en plataformas con iNaturalist, c) los puntos que estaban fuera de la cobertura arbórea actual y d) registros que estuvieran a menos de 2 km entre sí, buscando evitar el sobreajuste de los modelos; consiguiendo una base final de 82 ocurrencias para cuatro especies seleccionadas para el jaguar: venado de cola blanca (27 registros), pecarí de collar (23 registros), corzuela roja de Guala (15 registros) y paca de tierras bajas (17 registros).

Obtención de datos ambientales: Se llevó a cabo un análisis PCA con el paquete `ade4`: Analysis of Ecological Data: Exploratory and Euclidean Methods in Environmental Sciences en R, para evaluar las variables ambientales más influyentes en el modelo (Dray & Dufour, 2007; Fick & Hijmans, 2017); obteniendo que nueve variables eran las más influyentes: 'bio01', 'bio02', 'bio03', 'bio04', 'bio05', 'bio07', 'bio12', 'bio13', 'bio14', 'bio15'. La resolución del ráster escogida para las variables ambientales para la fabricación de los modelos fue de 2.5 arcsec (5 km).

Procesado de datos ambientales: El término "fondo" en el modelamiento de especies se refiere al área de estudio de la que se extraen datos ambientales, estos datos representan las posibles condiciones bajo las cuales una especie podría existir (Barve et al., 2011; Phillips et al., 2006). En este estudio, se definió la extensión del "fondo" utilizando un shapefile del occidente del Ecuador, es decir, un archivo de datos que contiene la geometría y los atributos geográficos del área de estudio. Dentro de este "fondo" o área de estudio, se generó puntos aleatorios, llamados "puntos de fondo", que representan una muestra del rango total de las condiciones ambientales disponibles en la región. Estos puntos se usaron para contrastar las condiciones en los lugares donde sabemos que las presas del jaguar están presentes frente a las condiciones en lugares donde podrían estar, dadas las condiciones ambientales. Y seleccionamos un total de 1 000 puntos de fondo.

Ocurrencias de partición: Se particionó el espacio usando el método validación cruzada k-fold (Stone, 1974), dividiendo el conjunto de datos en cuatro bloques, para construir iterativamente un modelo utilizando todos los bloques menos uno y probar el modelo en el grupo excluido, conduciendo a la creación de un modelo "completo" que incluye todos los datos.

Modelamiento de las presas del jaguar: Se usó el paquete Maxent para calcular modelos de idoneidad de presas. Para esto, se integraron todas las ocurrencias de las especies seleccionadas (*Odocoileus virginianus*, *Dicotyles tajacu*, *Mazama gualea*, *Cuniculus paca*) para generar un modelo de presas sin discriminación por especies, bajo el supuesto de que el Jaguar estará presente en los sitios donde existan disponibilidad de cualquiera de las cuatro posibles presas. Usos similares de MaxEnt calculando modelos de disponibilidad de presas para mamíferos se encuentran en Pendleton et al. (2020). Se eligió MaxEnt ya que tiene un aprendizaje automático que le permite ajustar los datos. Donde se seleccionaron las siguientes clases de modelos: lineal



(L), lineal-cuadrática (LQ), bisagra (H) y lineal-cuadrática-bisagra (LQH). Con multiplicadores de regularización de 0.5 a 10. Manteniendo la opción de sujeción en TRUE para fijar las predicciones de los modelos, para obtener un total de 80 modelos.

Validación del modelo: Para evaluar la precisión de los modelos generados, se utilizaron dos métricas: el Área bajo la curva (AUC) y el Ratio de oportunidad (OR). El AUC es una medida de la capacidad del modelo para distinguir entre presencia y ausencia de la especie, donde un valor de 1 indica una predicción perfecta y un valor de 0.5 indica una predicción no mejor que el azar (Fawcett, 2006; Phillips et al., 2006). El OR, por otro lado, evalúa la tasa de éxito de las predicciones del modelo, con un valor cercano a 1 indicando baja precisión en la predicción de presencia en las áreas seleccionadas (Pearce & Ferrier, 2000).

Visualización: De los modelos generados se escogió uno, y el criterio se basó en tener un AUC mayor a 0.6 y un OR menor a 0.20, lo que indica una buena capacidad predictiva y una tasa de éxito razonable para las predicciones de presencia. Estos umbrales son comúnmente utilizados en estudios de modelamiento de nicho ecológico para asegurar la fiabilidad de los modelos (Fielding & Bell, 1997; Peterson et al., 2007; Swets, 1988). Posteriormente se descargó como archivo TIF y mapeó en QGis, para un posterior filtro con el ráster de cobertura arbórea del 2022, donde se eliminó las zonas de alta idoneidad que estuvieran fuera de un porcentaje de cobertura arbórea de menos del 70 %, buscando eliminar este sesgo donde pudiera haber zonas que el modelo prediga como buenas, pero donde ya no hay zonas de bosque en buen estado de conservación.

Propuesta del corredor ecológico: La selección de las ubicaciones para los corredores ecológicos se realizó sobreponiendo las áreas de mayor idoneidad según el modelo escogido, con aquellas zonas con algún tipo de protección. Este procedimiento permitió identificar

las áreas más adecuadas para la creación de corredores ecológicos, optimizando los recursos y las oportunidades de éxito de la reforestación y conservación (Peters et al., 2021). De esta manera, se buscó minimizar el esfuerzo de identificación no solo de zonas idóneas para crear corredores ecológicos, sino, de zonas potenciales para iniciar procesos de restauración ecológica.

RESULTADOS

Cobertura arbórea: Se estimó que en el 2000 existían 6 736 904 ha de cobertura arbórea en el occidente de Ecuador, superficie que en 21 años perdió 406 145 ha; aunque, ganó 60 907 hasta 2012, aumento que en buena medida se atribuye a especies comerciales sembradas. Además, se determinó que existía hasta 2022, un aproximado de 2 876 906 ha de cobertura arbórea con un porcentaje de cobertura superior al 90 %, representando el 45 % de la cobertura arbórea total del occidente de Ecuador (Tabla 1), y los años que hubo mayor pérdida fueron 2007, 2009 y 2012.

La tabla 1 muestra la pérdida de cobertura arbórea en los diferentes rangos de calidad de cobertura arbórea y por año. Siendo los rangos con mayor pérdida en términos absolutos los que tenían una cobertura inicial del 91-100 %, con una pérdida de 215 963 ha. Este rango representó más del 53 % de la pérdida total. En la Fig. 2 se puede observar cómo cambia ligeramente la cobertura arbórea del occidente del Ecuador en 21 años, y cuáles fueron las zonas con pérdida de cobertura arbórea.

Modelo de distribución de presas: De los 80 modelos generados en Wallace, el modelo Cuadrático 3.0 al tener un AUC de 0.64 y un OR de 0.14 fue el más idóneo (Fig. 3). Este modelo posteriormente fue seleccionado en Wallace y se mapeó en QGis (Fig. 3), y posteriormente se filtró las zonas con una cobertura arbórea menor del 70 %.

El modelado de la distribución de estas presas permitió identificar áreas donde podría haber alta concentración de recursos tróficos

Tabla 1

 Porcentaje de la cobertura arbórea entre 2000 y 2022. / **Table 1.** Percentage of tree cover between 2000 and 2022.

Porcentaje de cobertura arbórea (%)	Año 2000	Pérdida en 21 años	Porcentaje de pérdida	Año 2022	Porcentaje de cobertura arbórea 2022
1 – 10	243 531	602	0.15	242 929	3.84
11 – 20	243 040	523	0.13	242 517	3.83
21 – 30	206 744	416	0.10	206 328	3.26
31 – 40	232 382	454	0.11	231 928	3.66
41 – 50	442 913	1 068	0.26	441 845	6.98
51 – 60	538 114	12 128	2.99	525 986	8.31
61 – 70	349 088	3 986	0.98	345 102	5.45
71 - 80	535 872	68 459	16.86	467 413	7.38
81 - 90	852 351	102 546	25.25	749 805	11.84
91 - 100	3 092 869	215 963	53.17	2 876 906	45.44
	6 736 904	406 145	100.00	6 330 759	

para el jaguar. Por ejemplo, el modelado mostró una concentración potencial de presas en áreas protegidas públicas, privadas y comunales (Fig. 3D), esto indicaría que estas áreas son importantes para la supervivencia y la conservación del jaguar en la región.

Propuesta del corredor ecológico: Al sobreponer el modelo de la distribución de las presas de jaguar y las áreas con algún tipo de protección legal, se obtuvo que las zonas con mayor idoneidad para la presencia de las presas del jaguar seleccionadas fueron la cordillera Chongón Colonche, el Chocó y las estribaciones occidentales (Fig. 4).

DISCUSIÓN

El presente estudio proporciona información detallada sobre el estado de la cobertura arbórea en el occidente de Ecuador e identificando áreas de alta idoneidad para la presencia de las presas del jaguar y proponiendo un corredor ecológico. Sin embargo, la viabilidad del corredor enfrenta desafíos significativos debido a la presión humana y el cambio climático. La implementación exitosa del corredor requerirá medidas de conservación estrictas, programas de restauración ecológica y la participación activa de las comunidades locales para

garantizar su sostenibilidad a largo plazo (Kleemann et al., 2022; Zimmermann et al., 2005). Estudios de casos globales, como los corredores de Yellowstone a Yukon, han demostrado que la participación comunitaria y la restauración ecológica pueden aumentar significativamente la viabilidad de estos proyectos (Hilty et al., 2020). En el occidente de Ecuador, las características únicas del paisaje, como la alta variabilidad topográfica y la biodiversidad endémica, presentan tanto desafíos como oportunidades para la implementación del corredor.

La presión humana, que incluye la deforestación, la expansión agrícola y la urbanización, ha fragmentado significativamente los hábitats críticos del jaguar y sus presas (Venter et al., 2017). La pérdida de hábitat reduce la disponibilidad de recursos y aumenta la vulnerabilidad de las especies a la extinción local. El cambio climático también presenta desafíos adicionales, como alteraciones en la distribución de las especies y la disponibilidad de agua, exacerbando la vulnerabilidad del corredor (Oliver & Morecroft, 2014). La implementación de estrategias adaptativas que incluyan la restauración de hábitats y la creación de conexiones entre fragmentos de hábitat es fundamental para mejorar la resiliencia del ecosistema (Pimm et al., 2014).

El presente estudio es el primer análisis de cobertura arbórea tan detallado y a

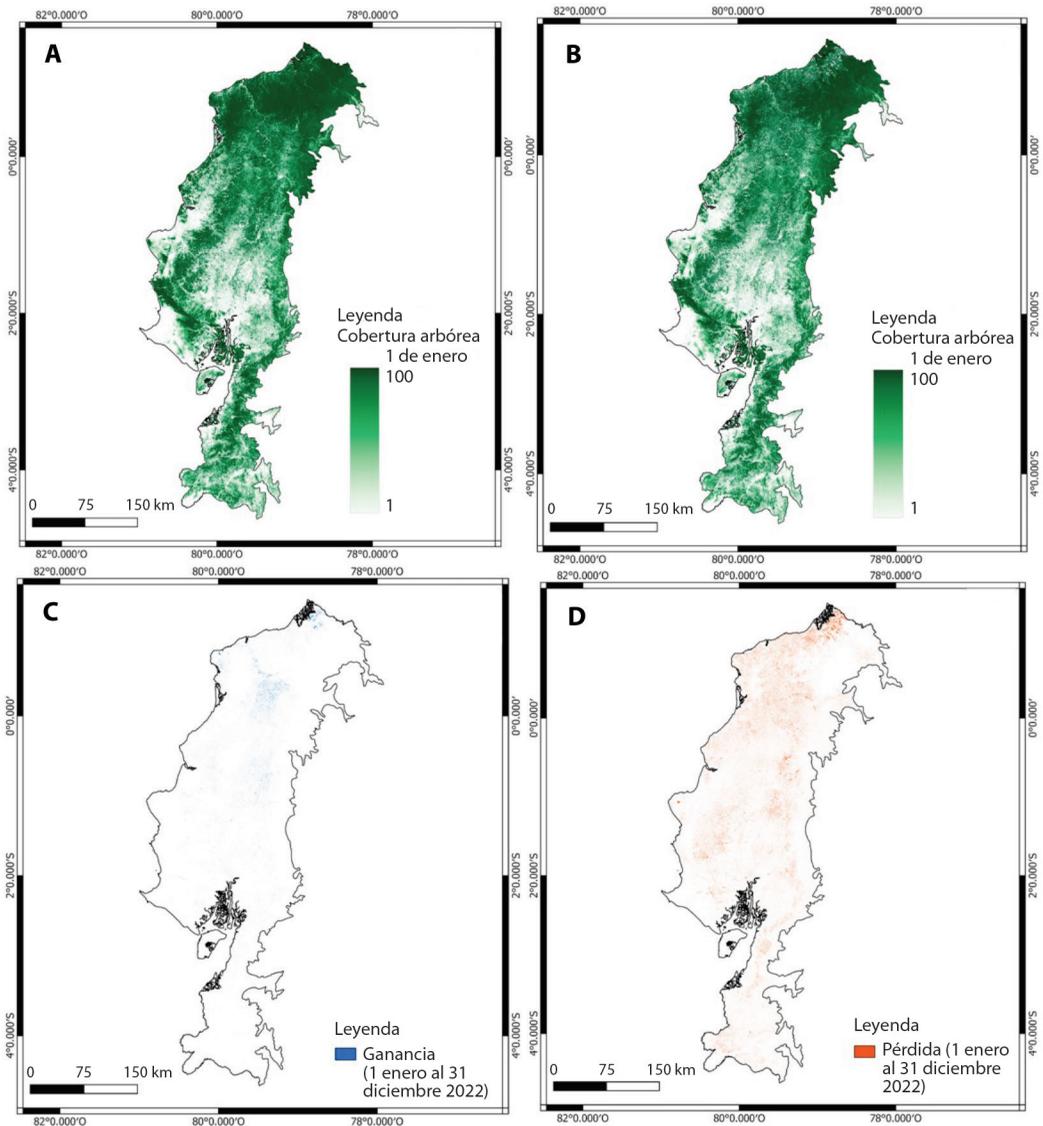


Fig. 2. A. Cobertura arbórea del occidente de Ecuador. B. Cobertura para 2000. C. Cobertura para inicios de 2022. D. Ganancia y Pérdida de cobertura. / **Fig. 2.** A. Tree cover of Western Ecuador. B. Cover for 2000. C. Cover for early 2022. D. Gain and loss of cover.

alta resolución (30 metros por píxel) enfocado en el occidente de Ecuador. Encontramos que en el año 2000 existían aproximadamente 6 736 904 ha de cobertura arbórea, pero en 21 años se perdieron 406 145 ha. Aunque se ganó 60 907 ha hasta 2012, este aumento podría deberse a especies comerciales sembradas. Este patrón de pérdida de cobertura arbórea se

asocia principalmente con actividades humanas, como la deforestación, la expansión agrícola y la construcción de infraestructura (Venter et al., 2017). Estas actividades contribuyen al declive de poblaciones de fauna silvestre, incluyendo el jaguar, una especie clave en los ecosistemas tropicales que representa un indicador de la salud de los bosques (Ceballos et al.,

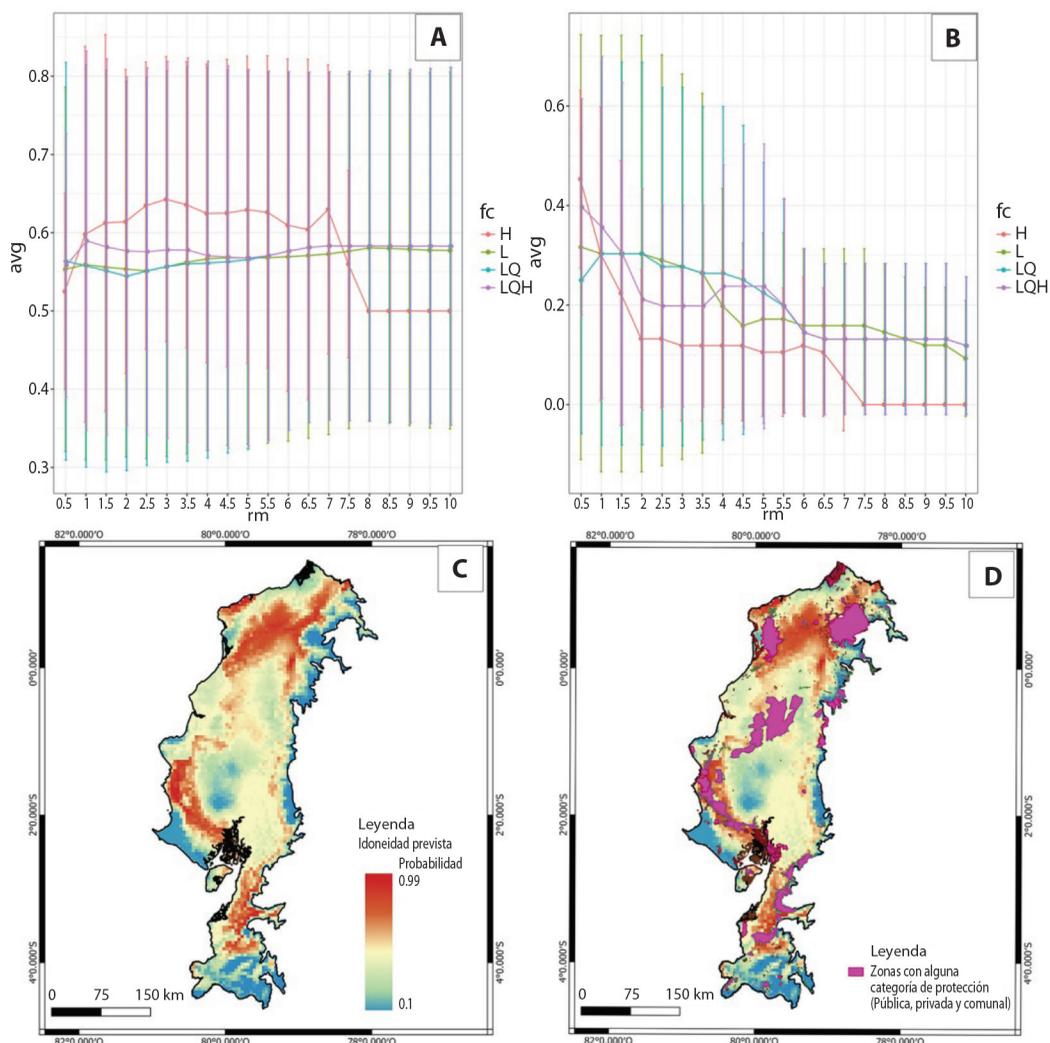


Fig. 3. Evaluación de modelos. **A.** AUC. **B.** OR al 10 %. **C.** Modelo de la distribución potencial de las presas del jaguar Cuadrático 3.0. Rojo: alta idoneidad, amarilla: idoneidad media y Azul: baja idoneidad. **D.** Mismo modelo, pero con los shapes de las zonas protegidas con alguna categoría de protección. / **Fig. 3.** Model evaluation. **A.** AUC. **B.** OR at 10 %. **C.** Model of the potential distribution of jaguar prey Quadratic 3.0, Red: high suitability, yellow: medium suitability and Blue: low suitability. **D.** Same model but with the shapes of the protected areas with some category of protection.

2018). Su presencia en el occidente de Ecuador ha sido fuertemente mermada (Tirira, 2011).

Las áreas con mayor pérdida son las que tenían una cobertura inicial del 91-100 %, con una pérdida total de 215 963 ha, representando más del 53 % de la pérdida total. Esto indica que las áreas de mayor cobertura arbórea han sido las más afectadas en 21 años. Estos datos subrayan la importancia de tomar acciones

de conservación más eficaces en la zona, ya que estas áreas son de mayor valor ecológico y esenciales para la sostenibilidad de las áreas protegidas y el corredor propuesto. Los datos de pérdida anual muestran que la deforestación no ha sido constante, con años de pérdidas particularmente altas como 2007, 2009 y 2012. Estos resultados enfatizan la necesidad de implementar medidas de conservación y restauración

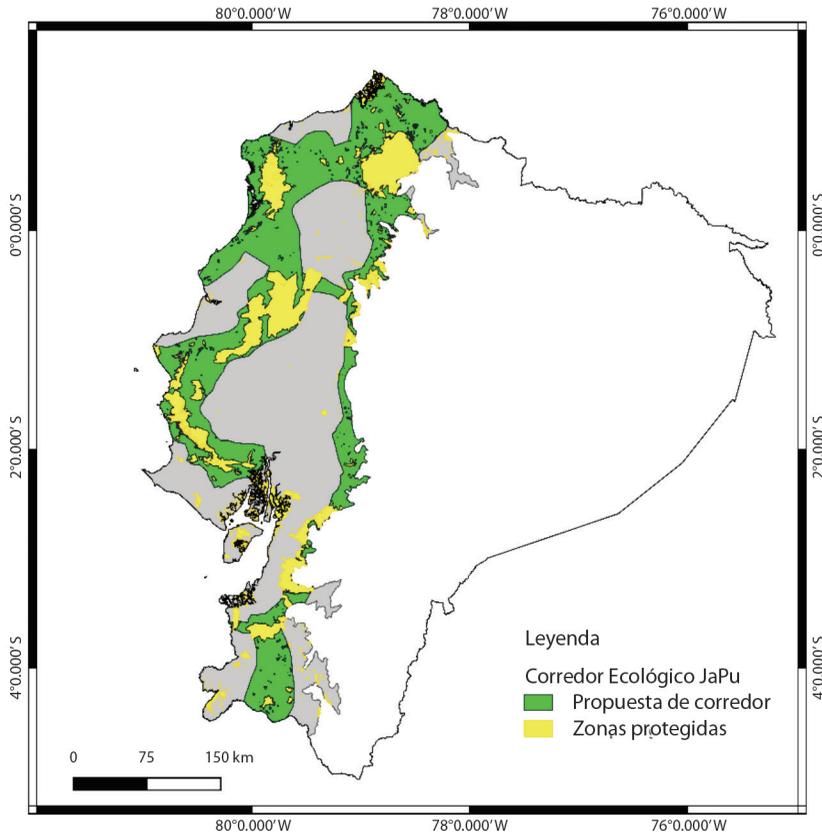


Fig. 4. Propuesta de corredor ecológico para el occidente de Ecuador como resultados de los modelos estimados. / **Fig. 4.** Proposed ecological corridor for Western Ecuador resulting from estimated models.

participativas y efectivas en el occidente de Ecuador. El estudio de Barros-Díaz (2024a) destaca que la deforestación en el occidente de Ecuador ha sido impulsada por actividades agrícolas y la expansión urbana, lo cual coincide con los años de mayor pérdida identificados en este estudio. Además, Barros-Díaz (2024b) enfatiza la importancia de la restauración ecológica y la participación comunitaria para mitigar estos impactos. Sus resultados sugieren que las acciones de conservación deben incluir estrategias de reforestación en áreas degradadas y la implementación de corredores biológicos para restaurar la conectividad de los hábitats fragmentados e integrar estos enfoques en la gestión de las áreas afectadas podría mejorar la eficacia de los esfuerzos de conservación y

restauración en la región, asegurando la viabilidad a largo plazo del corredor ecológico propuesto para el jaguar.

Asimismo, la idoneidad del hábitat de las presas del jaguar es fundamental para mantener la salud y condición física de los jaguares, lo que influye directamente en su éxito reproductivo y viabilidad poblacional (Cavalcanti & Gese, 2009). El modelado de la distribución de las presas del jaguar usando Wallace 2.0 fue una herramienta valiosa para comprender su ecología y movimientos en los bosques del occidente y posiblemente del jaguar a futuro. Y permitiéndonos identificar las zonas de mayor idoneidad para la presencia de las presas del jaguar seleccionadas, y estas zonas fueron el hotspot de diversidad Choco-Colonche y las

estribaciones occidentales. Por consiguiente, la zona centro-sur de Manabí tiene alta prioridad para la restauración y e inicio para la creación del corredor ecológico, promoviendo la restauración y reconectividad entre Colonche con el Chocó, convirtiéndolas en áreas son cruciales para la supervivencia y conservación del jaguar en el occidente de Ecuador.

Comparado con propuestas previas, como el Plan Jaguar 2030 de la WWF (WWF, 2020), que no considera a la cordillera Chongón Colonche como un área de alta idoneidad para la presencia del jaguar, nuestro estudio determinó que esta cordillera es un punto caliente tanto para la presencia del jaguar como de las presas seleccionadas para el modelo; especialmente que Barros-Díaz et al. (2023) reportó su presencia en la cordillera. Este resultado puede deberse a que nuestro estudio se enfocó en evaluar la calidad de la cobertura arbórea utilizando datos de alta resolución y en modelar la distribución de cuatro de sus presas potenciales, en lugar de modelar directamente al jaguar. Esto nos permitió ofrecer una solución más precisa y adaptada a las condiciones locales. Esta estrategia podría servir como una guía efectiva para futuras iniciativas de conservación en la región; y el enfoque en datos actualizados y específicos permite una mejor planificación y ejecución de estrategias de conservación, maximizando el impacto positivo en la biodiversidad local. Estos datos de cobertura arbórea de alta resolución mejoran la precisión de la propuesta del corredor en comparación con propuestas anteriores, lo que demuestra la innovación metodológica del estudio; y la validación cruzada ya implementada en el modelado de la distribución de especies podría complementarse con validación independiente para disminuir el sesgo y mejorar la precisión del modelo (Lee-Yaw et al., 2016). La evaluación de la robustez del modelo a través de pequeñas perturbaciones en los datos de entrada o condiciones del modelo también puede aumentar la confianza en su estabilidad y fiabilidad (Lim et al., 2002). Este proceso adicional proporcionará mayor confianza en la precisión y utilidad del modelo,

garantizando que el corredor sea afinado y viable en el futuro.

En cuanto a la viabilidad del corredor y la recolonización del jaguar dependerá de la disponibilidad de presas adecuadas y las acciones de conservación de peso que sean tomadas. Por ejemplo, la restauración de poblaciones de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en otras regiones ha demostrado ser crucial para el éxito reproductivo del jaguar (Cavalcanti & Gese, 2009). La recolonización del jaguar no solo aumentará la biodiversidad, sino que también fortalecerá las cadenas tróficas, reduciendo la proliferación de herbívoros que pueden desequilibrar el ecosistema (Ripple et al., 2014). La propuesta del corredor ecológico en el occidente de Ecuador también debe considerar estrategias de restauración y conservación en áreas con menor porcentaje de cobertura arbórea. Fomentar la recuperación de ecosistemas degradados y la creación de conexiones entre fragmentos de hábitat es fundamental (Hilty et al., 2021). Involucrar a actores locales, como comunidades, en el proceso de planificación y manejo del corredor ecológico, asegurando que sus necesidades socioeconómicas y culturales sean tomadas en cuenta, es crucial para el éxito a largo plazo.

Sin embargo, el conflicto entre ganado y jaguar es uno de los principales problemas que enfrentan las comunidades locales. Los jaguares suelen atacar el ganado en ausencia de presas naturales, lo que genera pérdidas económicas para los propietarios y puede provocar actitudes negativas hacia la conservación del jaguar (Soto-Shoender & Main, 2013). En respuesta, los ganaderos a menudo recurren a la caza o envenenamiento de jaguares, representando una amenaza para la supervivencia de estos felinos (Polisar et al., 2003). Abordar estos conflictos mediante la promoción de prácticas de manejo sostenibles y la creación de incentivos para la conservación de los jaguares y sus presas es crucial (Cavalcanti et al., 2018). Esto puede incluir programas de compensación y mitigación de conflictos, desarrollo de prácticas de manejo del ganado que reduzcan la vulnerabilidad a los ataques de jaguares, e



implementación de programas de educación ambiental sobre la importancia de la conservación del jaguar y sus presas para la salud de los ecosistemas y las comunidades locales (Zimmermann et al., 2005).

Como se mencionó anteriormente, la educación ambiental es fundamental para promover actitudes y comportamientos positivos en las comunidades locales. Involucrar a las comunidades en la toma de decisiones y la implementación de estrategias de conservación de jaguares, como la creación de corredores ecológicos, garantiza la sostenibilidad a largo plazo de estas iniciativas (Rabinowitz & Zeller, 2010). Ejemplos exitosos en África y Asia han demostrado que programas de compensación y mitigación de conflictos pueden reducir significativamente la caza furtiva (Zimmermann et al., 2005). Además, el ecoturismo enfocado en la observación del jaguar podría proporcionar ingresos sustanciales y crear incentivos económicos para la conservación (López-González & Miller, 2002). Los proyectos de conservación bien ejecutados pueden proporcionar beneficios económicos y sociales a las comunidades locales a través del turismo de vida silvestre y la mejora del ecosistema, como la provisión de servicios ecosistémicos y la mejora de la calidad del agua. Estos beneficios fomentan la aceptación y apoyo de las comunidades locales para la conservación del jaguar y la creación de corredores ecológicos en el occidente de Ecuador.

Y para lograrlo, es necesario implementar estrategias de investigación y monitoreo que aborden los principales factores de amenaza y desafíos para la conservación del jaguar y sus presas, así como las interacciones entre estas especies y las comunidades humanas locales. La Fundación JaPu, junto con otros colaboradores, ha realizado un monitoreo en la región utilizando cámaras trampa, proporcionando datos valiosos para el presente estudio. Estos datos han demostrado ser cruciales para identificar áreas críticas para la conservación y han proporcionado una base sólida para la propuesta de creación de corredores ecológicos, especialmente en la zona de hotspot Chocó-Colonche. Además de monitorear las poblaciones de

jaguares y sus presas, es esencial la creación y expansión de áreas protegidas, la implementación de corredores ecológicos que faciliten el movimiento de los jaguares y sus presas a través del paisaje, y la restauración y conservación de hábitats clave para estas especies (Rabinowitz & Zeller, 2010).

Consecuentemente, la implementación de estas estrategias de monitoreo y conservación a largo plazo serán cruciales para garantizar la supervivencia y recuperación de las poblaciones de jaguares y sus presas en el occidente de Ecuador. La presente propuesta de corredor ecológico es solo el primer paso, sirviendo como guía para estudios de campo que ayudarán a delimitar el corredor de acuerdo con la realidad social, económica y ecológica. Se recomienda realizar estudios sociales y económicos para establecer bases sólidas, identificando actores clave para generar alianzas que optimicen el trabajo de campo, como líderes locales, ONGs, el MAATE, empresas privadas, administradores de áreas protegidas, propietarios de reservas privadas, representantes del gobierno local y universidades. La cooperación interdisciplinaria y el compromiso continuo de todas las partes interesadas son esenciales para el éxito a largo plazo del corredor y la conservación del jaguar y sus presas en la región.

Finalmente, es importante comparar nuestra propuesta con otros corredores ecológicos exitosos, como el Corredor Biológico Mesoamericano (CBM) y el proyecto Yellowstone to Yukon (Y2Y). El CBM ha sido fundamental para conectar hábitats en América Central, facilitando el movimiento de especies y la conservación de biodiversidad a través de fronteras internacionales (Miller et al., 2001). Por otro lado, el proyecto Y2Y ha demostrado ser efectivo en la conservación de grandes carnívoros y en la promoción de la conectividad de hábitats en América del Norte (Hilty et al., 2020). Estas comparaciones permiten identificar mejores prácticas y adaptar estrategias exitosas a las condiciones locales de Ecuador (Rabinowitz & Zeller, 2010). La implementación de corredores en estas regiones ha demostrado ser efectiva en la conservación de grandes carnívoros y en

la promoción de la conectividad de hábitats, y debería ser el siguiente paso a dar para las autoridades ambientales para mejorar las acciones de conservación del jaguar en la región.

La propuesta del corredor ecológico en el occidente de Ecuador representa una estrategia integral y basada en datos para la conservación del jaguar y sus presas. A pesar de los desafíos significativos, la implementación de medidas de conservación estrictas, la restauración ecológica y la participación comunitaria son fundamentales para garantizar la viabilidad y sostenibilidad del corredor. Este enfoque no solo beneficiará a las poblaciones de jaguar y sus presas, sino que también contribuirá a la salud general del ecosistema y a la resiliencia frente al cambio climático. La propuesta también destaca la importancia de la educación ambiental y la participación comunitaria para fomentar un entorno de apoyo y colaboración para la conservación a largo plazo.

Declaración de ética: los autores declaran que todos están de acuerdo con esta publicación y que han hecho aportes que justifican su autoría; que no hay conflicto de interés de ningún tipo; y que han cumplido con todos los requisitos y procedimientos éticos y legales pertinentes. Todas las fuentes de financiamiento se detallan plena y claramente en la sección de agradecimientos. El respectivo documento legal firmado se encuentra en los archivos de la revista.

Ver material suplementario
a60v72n1-suppl1

AGRADECIMIENTOS

Gracias a Diego Tirira y César Yumiseba por ayudar con sus observaciones para mejorar el trabajo. Gracias a los revisores ciegos de la revista por su tiempo y ayuda para enriquecer el manuscrito.

REFERENCIAS

- Barros, J. G., & Troncoso, A. Y. (2010). *Atlas climatológico del Ecuador* [Tesis de Bachiller, Escuela Politécnica Nacional]. Quito, Ecuador.
- Barros-Díaz, C. (2024a). Cordillera Chongón-Colonche: Evaluando la pérdida forestal y la necesidad de un nuevo estatus de conservación. *INVESTIGATIO*, 1(21), 1–22. <https://doi.org/10.31095/investigatio.2024.21.2>
- Barros-Díaz, C. (2024b). Estado actual de la cobertura arbórea de Ecuador y sus regiones naturales. Oportunidades para mejorar los programas de conservación. *INVESTIGATIO*, 1(21), 48–82. <https://doi.org/10.31095/investigatio.2024.21.5>
- Barros-Díaz, C., Gallo-Pérez, A., Chiquito, M., León, P., Vela, S., Pérez-Correa, J., & Hurtado, C. M. (2023). Cordillera Chongón Colonche: un punto caliente de diversidad para la conservación de mamíferos en el occidente de Ecuador. *Mammalia Aequatorialis*, 5, 9–29. <https://doi.org/10.59763/mam.aeq.v5i.62>
- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S. P., Peterson, A. T., Soberon, J., & Villalobos, F. (2011). The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, 222(11), 1810–1819. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.02.011>
- Caro, T. (2003). Umbrella species: critique and lessons from East Africa. *Animal Conservation*, 6(2), 171–181. <http://dx.doi.org/10.1017/S1367943003003214>
- Cavalcanti, S. M. C., & Gese, E. M. (2009). Spatial ecology and social interactions of jaguars (*Panthera onca*) in the Southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy*, 90(4), 935–945. <https://doi.org/10.1644/08-mamm-a-188.1>
- Cavalcanti, S. M., Marchini, S., Zimmermann, A., Gese, E. M., & Macdonald, D. W. (2018). Jaguars, livestock, and people in Brazil: realities and perceptions behind the conflict. En D. Macdonald & A. Loveridge (Eds.), *The biology and conservation of wild felids* (pp. 383–402). Oxford University Press.
- Ceballos, F. C., Joshi, P. K., Clark, D. W., Ramsay, M., & Wilson, J. F. (2018). Runs of homozygosity: windows into population history and trait architecture. *Nature Reviews Genetics*, 19(4), 220–234. <https://doi.org/10.1038/nrg.2017.109>
- Cedeño, J., & Donoso, M. C. (2010). *Atlas Pluviométrico del Ecuador*. UNESCO.
- De la Torre, J. A., González-Maya, J. F., Zarza, H., Ceballos, G., & Medellín, R. A. (2017). The jaguar's



- spots are darker than they appear: assessing the global conservation status of the jaguar *Panthera onca*. *Oryx*, 52(2), 300–315. <https://doi.org/10.1017/S0030605316001046>
- Dray, S., & Dufour, A. B. (2007). The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software*, 22(4), 1–20. <https://doi.org/10.18637/jss.v022.i04>
- Emmons, L. H. (1987). Comparative feeding ecology of felids in the Neotropical Rainforest. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 20(4), 271–283. <https://doi.org/10.1007/BF00292180>
- Ersoy, E., Jorgensen, A., & Warren, P. H. (2018). Identifying multispecies connectivity corridors and the spatial pattern of the landscape. *Urban Forestry & Urban Greening*, 40, 308–322. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.08.001>
- Espinosa, S., Zapata-Ríos, G., Saavedra, M. A., Alava, J. J., & Tirira, D. G. (2011). Jaguar de la costa (*Panthera onca centralis*). En D. G. Tirira (Ed.), *Libro Rojo de los mamíferos del Ecuador* (2a Ed., pp. 94–95). Fundación Mamíferos y Conservación, Pontificia Universidad Católica del Ecuador y Ministerio del Ambiente del Ecuador.
- Organización de Naciones Unidas y Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (2020). *El estado de los bosques del mundo 2020. Los bosques, la biodiversidad y las personas*. Roma. <https://doi.org/10.4060/ca8642es>
- Fawcett, T. (2006). An introduction to ROC analysis. *Pattern Recognition Letters*, 27(8), 861–874. <https://doi.org/10.1016/j.patrec.2005.10.010>
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302–4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Fielding, A. H., & Bell, J. F. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24(1), 38–49. <https://doi.org/10.1017/S0376892997000088>
- Foley, J. A., Defries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, S. F., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309(5734), 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Freile, J. F., Ron, K., Paredes, T., Onofa, A., Pardo-González, A., & Ordóñez-Delgado, L. (2022). *Guía para conocer e implementar corredores de conectividad en Ecuador*. ProAmazonía, Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica, Universidad Técnica Particular de Loja. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.23733.86248>
- Gilbert-Norton, L., Wilson, R., Stevens, J. R., & Beard, K. H. (2010). A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation Biology*, 24(3), 660–668. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01450.x>
- Gilg, O. (2003). Cyclic dynamics in a simple vertebrate predator-prey community. *Science*, 302(5646), 866–868. <https://doi.org/10.1126/science.1087509>
- González-Christen, A. (2011). Los mamíferos de Veracruz: distribución, endemismo y estado de conservación. En A. Cruz-Aragón (Ed.), *Biodiversidad de Veracruz: ecosistemas terrestres* (pp. 579–592). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S. J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. O., & Townshend, J. R. G. (2013). UMD Hansen global forest change v1.11 [Set de datos, gráfica]. Google Earth Engine
- Hilty, J. A., Keely, A. T., Lidicker, W. Z., & Merenlender, A. M. (2020). *Corridor Ecology: Linking Landscapes for Biodiversity Conservation and Climate Adaptation*. Island Press.
- Hilty, J., Muller, B., Pantin, F., & Leuzinger, S. (2021). Plant growth: the what, the how, and the why. *New Phytologist*, 232(1), 25–41. <https://doi.org/10.1111/nph.17610>
- Hoogsteijn, R., Boede, E., & Mondolfi, E. (2006). Observaciones de la depredación de bovinos por jaguares en Venezuela y los programas gubernamentales de control. En R. Medellín, A. Equihua, C. Chatkiewicz, A. Rabinowitz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K. Redford, J. Robinson, E. Sanderson, & A. Taber (Eds.), *El jaguar en el nuevo milenio* (pp. 183–197). Fondo de Cultura Económica.
- Karanth, K. K., Nichols, J. D., Karanth, K. U., Hines, J. E., & Christensen, N. L. (2010). The shrinking ark: patterns of large mammal extinctions in India. *Proceedings Biological Sciences*, 277(1690), 1971–1979. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.0171>
- Kass, J. M., Vilela, B., Aiello-Lammens, M. E., Muscarella, R., Merow, C., & Anderson, R. P. (2018). Wallace: A flexible platform for reproducible modeling of species niches and distributions built for community expansion. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(4), 1151–1156. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12945>
- Kleemann, J., Zamora, C., Villalica-Chiluisa, A., Cuenca, P., Koo, H., Noh, J., Fürst, C., & Thiel, M. (2022). Deforestation in continental Ecuador with a focus on protected areas. *Land*, 11(2), 268. <https://doi.org/10.3390/land11020268>
- Kumar, M., Pala, N. A., & Bhat, J. A. (Eds.). (2021). *Diversity and dynamics in forest ecosystems*. Apple Academic Press. <https://doi.org/10.1201/9781003145318>

- Lacher, T. E., Davidson, A. D., Fleming, T. H., Gómez-Ruiz, E. P., McCracken, G. F., Owen-Smith, N., Peres, C. A., & Vander Wall, S. B. (2019). The functional roles of mammals in ecosystems. *Journal of Mammalogy*, *100*(3), 942–964. <https://www.jstor.org/stable/27018171>
- Lee-Yaw, J. A., Kharouba, H. M., Bontrager, M., Mahony, C., Csörgő, A. M., Noreen, A. M., Li, Q., Schuster, R., & Angert, A. L. (2016). A synthesis of transplant experiments and ecological niche models suggests that range limits are often niche limits. *Ecology Letters*, *16*(6), 710–722. <https://doi.org/10.1111/ele.12604>
- Leija, E. G., & Mendoza, M. E. (2021). Estudios de conectividad del paisaje en América Latina: retos de investigación. *Madera y Bosques*, *27*(1), e2712032. <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2712032>
- Lim, B. K., Peterson, A. T., & Engstrom, M. D. (2002). Robustness of ecological niche modeling algorithms for mammals in Guyana. *Biodiversity and Conservation*, *11*, 1237–1246. <https://doi.org/10.1023/A:1016038501986>
- López-González, C. A., & Miller, B. J. (2002). Do jaguars (*Panthera onca*) depend on large prey? *Western North American Naturalist*, *62*(2), 218–222. <https://scholar.archive.byu.edu/wnan/vol62/iss2/10>
- Lynch, J. D., & Duellman, W. E. (1980). *The Eleutherodactylus of the Amazonian slopes of the ecuadorian Andes* (Anura: Leptodactylidae). Lawrence, The University of Kansas. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.16222>
- Miller, K., Chang, E., & Johnson, N. (Eds.). (2001). *Defining common ground for the Mesoamerican Biological Corridor*. World Resources Institute.
- Núñez, R., Miller, B., & Lindzey, F. (2000). Food habits of jaguar and pumas in Jalisco, México. *Journal of Zoology*, *252*(3), 373–379. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-7998.2000.tb00632.x>
- Oliver, T. H., & Morecroft, M. D. (2014). Interactions between climate change and land use change on biodiversity: attribution problems, risks, and opportunities. *WIREs Climate Change*, *5*(3), 317–335. <https://doi.org/10.1002/wcc.271>
- Pearce, J., & Ferrier, S. (2000). Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling*, *133*(3), 225–245. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00322-7](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00322-7)
- Pendleton, D. E., Holmes, E. E., Redfern, J., & Zhang, J. (2020). Using modelled prey to predict the distribution of a highly mobile marine mammal. *Diversity and Distributions*, *26*(11), 1612–1626. <https://doi.org/10.1111/ddi.13149>
- Peters, M. D. J., Marnie, C., Colquhoun, H., Garritty, C. M., Hempel, S., Horsley, T., Etienne V. L., Lillie, E., O'Brien, K. K., Tunçalp, Ö., Wilson, M. G., Zarin, W., & Tricco, A. C. (2021). Scoping reviews: reinforcing and advancing the methodology and application. *Systematic Reviews*, *10*, 263. <https://doi.org/10.1186/s13643-021-01821-3>
- Peterson, A. T., Papeş, M., & Soberón, J. (2007). Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecological Modelling*, *213*(1), 63–72. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.11.008>
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, *190*(3–4), 231–259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Abell, R., Brooks, T. M., Gittleman, J. L., Joppa, L. N., Raven, P. H., Roberts, C. M., & Sexton, J. O. (2014). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, *344*(6187), 1246752. <https://doi.org/10.1126/science.1246752>
- Polisar, J., Maxit, I., Scognamillo, D., Farrell, L., Sunquist, M. E., & Eisenberg, J. F. (2003). Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation*, *109*(2), 297–310. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00157-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00157-X)
- Pourrut, P. (1983). *Los Climas del Ecuador-Fundamentos explicativos*. Orstom.
- Rabinowitz, A., & Zeller, K. A. (2010). A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*. *Biological Conservation*, *143*(4), 939–945. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.01.002>
- Redford, K. H., & Robinson, J. G. (1987). The game of choice: patterns of Indian and Colonist hunting in the neotropics. *American Anthropologist*, *89*(3), 650–667. <https://doi.org/10.1525/aa.1987.89.3.02a00070>
- Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., & Wirsing, A. J. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, *343*(6167), 1241484. <https://doi.org/10.1126/science.1241484>
- Ron, S. R. (24 de diciembre de 2020). Regiones naturales del Ecuador. BIOWEB. Pontificia Universidad Católica del Ecuador. <https://bioweb.bio/faunaweb/amphibiaweb/RegionesNaturales>.
- Rosas-Rosas, O. C., Bender, L. C., & Valdez, R. (2008). Jaguar and puma predation on cattle calves in northeastern Sonora, Mexico. *Ecology and Management*, *61*(5), 554–560. <https://doi.org/10.2111/08-038.1>
- Sollmann, R., Gardner, B., & Belant, J. L. (2013). How does spatial study design influence density estimates from spatial capture-recapture models? *PLoS*



- ONE, 7(4), e34575. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0034575>
- Soto-Shoender, J. R., & Main, M. B. (2013). Differences in stakeholder perceptions of the jaguar *Panthera onca* and puma *Puma concolor* in the tropical lowlands of Guatemala-ERRATUM. *Oryx*, 47(2), 309. <https://doi.org/10.1017/s0030605313000318>
- Stone, M. (1974). Cross-validators choice and assessment of statistical predictions. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*, 36(2), 111–147. <http://www.jstor.org/stable/2984809>
- Sunquist, M. E. & Sunquist, F. C. (2009). Family Felidae (Cats). In: D. E. Wilson, R. A. Mittermeier (Eds.), *Handbook of the Mammals of the World. Vol. 1. Carnivores* (pp. 54–169). Lynx Ediciones.
- Swets, J. A. (1988). Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*, 240(4857), 1285–1293. <https://doi.org/10.1126/science.3287615>
- Thornton, D., Zeller, K., Rondinini, C., Boitani, L., Crooks, K., Burdeh, C., Rabinowitz, A., & Quigley, H. (2016). Assessing the umbrella value of a range-wide conservation network for jaguars (*Panthera onca*). *Ecological Applications*, 26(4), 1112–1124. <https://doi.org/10.1890/15-0602>
- Tirira, D. G. (ed.). (2011). *Libro Rojo de los mamíferos del Ecuador* (2a Ed.). Fundación Mamíferos y Conservación, Pontificia Universidad Católica del Ecuador y Ministerio del Ambiente del Ecuador.
- Tirira, D. G. (ed.). (2021). *Lista Roja de los mamíferos del Ecuador*. Asociación Ecuatoriana de Mastozoología, Fundación Mamíferos y Conservación, Pontificia Universidad Católica del Ecuador y Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica del Ecuador.
- Tobler, M. W., Carrillo-Perceguei, S. E., Leite-Pitman, R., Mares, R., & Powell, E. (2008). An evaluation of camera traps for inventorying large and medium sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, 11(3), 169–178. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x>
- Tyukavina, A., Hansen, M. C., Potapov, P. V., Stehman, S. V., Smith-Rodriguez, K., Okpa, C., & Aguilar, R. (2017). Types and rates of forest disturbance in Brazilian Legal Amazon, 2000–2013. *Science Advances*, 3(4), e1601047. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1601047>
- Varela, L. A., & Ron, S. R. (2018). *Geografía y clima del Ecuador*. BIOWEB. Pontificia Universidad Católica del Ecuador. <https://bioweb.bio/fungiweb/GeografiaClima>.
- Vásquez-Grandón, A., Donoso, P., & Gerding, V. (2018). Forest degradation: when is a forest degraded? *Forests*, 9(11), 726. <https://doi.org/10.3390/f9110726>
- Venter, C., Brown, T., Meyer, R., Walsh, J., Shah, N., Nowak-Węgrzyn, A., Chen, T. X., Fleischer, D. M., Heine, R. G., Levin, M., Vieira, M. C., & Fox, A. T. (2017). Better recognition, diagnosis and management of non-IgE-mediated cow's milk allergy in infancy: iMAP-an international interpretation of the MAP (Milk Allergy in Primary Care) guideline. *Clinical and Translational Allergy*, 7(26), 1–9. <https://doi.org/10.1186/s13601-017-0162-y>
- The World Wide Fund for Nature. (2020). WWF Jaguar Strategy 2020–2030. WWF https://wwflac.awsassets.panda.org/downloads/estrategia_jaguar_2020_2030_wwf.pdf
- Zapata-Ríos, G., & Araguillín, E. (2013). Estado de conservación del jaguar y el pecarí de labio blanco en el Ecuador occidental. *Biodiversidad Neotropical*, 3(1), 21–29. <http://dx.doi.org/10.18636/bioneotropical.v3i1.117>
- Zimmermann, A., Walpole, M. J., & Leader-Williams, N. (2005). Cattle ranchers' attitudes to conflicts with jaguar *Panthera onca* in the Pantanal of Brazil. *Oryx*, 39(4), 406–412. <https://doi.org/10.1017/S0030605305000992>