

Explorando el Futuro Sostenible de la Balsa (*Ochroma pyramidale*) en la Amazonía Ecuatoriana: Modelado del Nicho Ecológico para la Rehabilitación de Áreas Degradadas

Exploring the sustainable future of the balsa tree (*Ochroma pyramidale*) in the Ecuadorian Amazon: Ecological niche modelling for restoration of degraded areas

Explorando o Futuro Sustentável da Balsa (*Ochroma pyramidale*) na Amazônia Equatoriana: Modelação do Nicho Ecológico para a Reabilitação de Áreas Degradadas

Robinson J. Herrera-Feijoo¹

rherreraf2@uteq.edu.ec

Universidad Técnica Estatal de Quevedo (UTEQ).

Como citar:

Herrera, R.. (2023). *Explorando el Futuro Sostenible de la Balsa (*Ochroma pyramidale*) en la Amazonía Ecuatoriana: Modelado del Nicho Ecológico para la Rehabilitación de Áreas Degradadas*. *Código Científico Revista de Investigación*, 4(1), 825-845.

Recibido: 22/04/2023

Aceptado: 28/05/2023

Publicado: 30/06/2023

¹ Master en Tecnologías de la Información Geográfica; Sig y Teledetección. Estudiante de Doctorado en Biología en la Universidad autónoma de Madrid. Docente ocasional a tiempo completo en la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales y Unidad de Posgrado en la Universidad Técnica Estatal de Quevedo. <https://orcid.org/0000-0003-3205-2350>.

Resumen

Este estudio investiga el potencial de la balsa (*Ochroma pyramidale*) como una herramienta sostenible para la restauración de áreas degradadas en la Amazonía Ecuatoriana. A través del modelado del nicho ecológico utilizando Maxent y la metodología Kuenm, identificamos aproximadamente 7423 km² de áreas climáticamente adecuadas para el cultivo y restauración con *O. pyramidale* en la región. La importancia radica en su papel para conservar la biodiversidad, mitigar el cambio climático y fomentar el desarrollo económico. Los resultados resaltan la viabilidad de esta especie nativa en la restauración, destacando su potencial para promover la biodiversidad y captura de carbono, superando a especies exóticas. Estas conclusiones tienen implicaciones para la conservación y la restauración, y respaldan la necesidad de futuras investigaciones que evalúen su impacto en la flora y fauna local. La balsa emerge como una alternativa valiosa para enfrentar los desafíos ambientales y socioeconómicos en la Amazonía Ecuatoriana, con el respaldo de colaboraciones interdisciplinarias y la orientación de tomadores de decisiones para implementar programas de restauración basados en la información climática proporcionada por este estudio.

Palabras claves: Restauración forestal, Nicho ecológico, Biodiversidad tropical, Cambio climático, Desarrollo sostenible

Abstract

This study investigates the potential of balsa (*Ochroma pyramidale*) as a sustainable tool for the restoration of degraded areas in the Ecuadorian Amazon. Through ecological niche modelling using Maxent and Kuenm methods, we identified approximately 7423 km² of climatically suitable areas for cultivation and restoration with *O. pyramidale* in the region. The importance lies in its role in biodiversity conservation, climate change mitigation and economic development. The results demonstrate the viability of this native species in restoration, highlighting its potential to promote biodiversity and carbon sequestration, outperforming exotic species. These findings have implications for conservation and restoration, and support the need for future research to assess its impact on local flora and fauna. Balsa is emerging as a valuable alternative to address environmental and socio-economic challenges in the Ecuadorian Amazon, supported by interdisciplinary collaborations and guidance for decision makers to implement restoration programmes based on the climate information provided by this study.

Keywords: Forest restoration, ecological niche, tropical biodiversity, climate change, sustainable development

Resumo

Este estudo investiga o potencial da balsa (*Ochroma pyramidale*) como uma ferramenta sustentável para a restauração de áreas degradadas na Amazônia equatoriana. Através da modelagem de nicho ecológico utilizando a metodologia Maxent e Kuenm, identificamos aproximadamente 7423 km² de áreas climaticamente adequadas para o cultivo e restauração com *O. pyramidale* na região. A importância reside no seu papel na conservação da biodiversidade, na mitigação das alterações climáticas e na promoção do desenvolvimento econômico. Os resultados evidenciam a viabilidade desta espécie nativa na restauração, destacando o seu potencial para promover a biodiversidade e o sequestro de carbono, superando as espécies exóticas. Estes resultados têm implicações para a conservação e restauração, e

apoiam a necessidade de investigação futura para avaliar o seu impacto na flora e fauna locais. A balsa surge como uma alternativa valiosa para enfrentar os desafios ambientais e socioeconómicos na Amazônia equatoriana, apoiada por colaborações interdisciplinares e pela orientação dos decisores para a implementação de programas de restauração baseados na informação climática fornecida por este estudo.

Palavras-chave: Recuperação florestal, Nicho ecológico, Biodiversidade tropical, Alterações climáticas, Desenvolvimento sustentável

1. Introducción

Ochroma pyramidale Cav. ex Lam. Urb. (Balsa) es una especie arbórea del neotrópico. Específicamente, la balsa es autóctona de América Central y el noroeste de América del Sur, lo que implica que se distribuya en Ecuador, Perú, Colombia, Venezuela, Costa Rica, Nicaragua, Guatemala, Panamá, Honduras, México, y Puerto Rico (Betancourt, 1987). Esta especie se caracteriza por su baja densidad oscila entre 0,06 y 0,38 g cm⁻³ y su excelente resistencia mecánica, lo que permitido ser de gran demanda en el mercado mundial para la construcción de turbinas eólicas, barcas, aeronaves y diversos instrumentos deportivos (Borrega y Gibson, 2015). En las últimas décadas la demanda mundial de balsa se encuentra principalmente en enfocada hacia los mercados de China, Estados unidos y Europa (Parra, 2015).

En Ecuador, la producción de balsa presenta una gran favorabilidad debido a que las condiciones ambientales permiten su desarrollo óptimo y rápido crecimiento siendo aprovechada entre 3 a 5 años (Cañadas-López et al., 2019; López et al., 2016). Esto es sustentado, debido a que Ecuador en el 2008, fue líder en la venta de balsa en el mercado internacional con el 89% de la producción total. Esto se sustenta, ya que históricamente Ecuador en el 2008 fue líder en la venta de balsa en el mercado internacional con el 89% de la producción total (Midgley et al., 2010; Parra, 2015). En la actualidad, las estadísticas presentadas por la Asociación Ecuatoriana de Industriales de la Madera (AIMA) y el Banco

Central del Ecuador (BCE) para el 2020, calculan ganancias netas por exportaciones de balsa de \$500 millones y \$202 millones respectivamente; siendo sus potenciales mercados Asia, Europa y América el Norte (Doumet-Párraga et al., 2021). Esta producción con fines de exportación en Ecuador se centra en la provincias de Esmeraldas, Cotopaxi, Guayas, Los Ríos, Manabí, Pichincha y Santo Domingo de los Tsachilas (Cañadas-López et al., 2019). Se estima que Ecuador dispone de aproximadamente 3,6 millones de hectáreas de tierras adecuadas para el aprovechamiento de balsa. El uso de estas tierras podría tendrá un impacto en la economía local, ya que se calcula que la actualidad existen 235 mil familias vinculadas directamente y 100 mil de forma indirecta a las actividades de explotación de balsa (Parra, 2015).

Esta especie además de presentar un alto rendimiento con fines comerciales, también es ampliamente utilizada en programas de reforestación y sistemas mixtos con plantaciones en áreas degradadas por actividades agrícolas y ganaderas (Cañadas-López et al., 2019; De Sedas et al., 2020; Douterlungne et al., 2013; Vleut et al., 2013); esto debido a que presenta excelentes tasas de supervivencia, apta para sistemas agroforestales y presenta un crecimiento acelerado. En la actualidad, el enfoque de rehabilitación de las tierras degradadas por el sector agrícola y ganadero es de creciente interés a nivel mundial, debido a que se estima que estas actividades son responsables de la producción del 37% de emisiones de gases de efecto invernadero a nivel mundial (Crippa et al., 2021; Rosenzweig et al., 2020); además de ser las principales propulsoras del cambio de uso de suelo y pérdida de la biodiversidad (Daskalova et al., 2020; Winkler et al., 2021).

Situación similar a la de Ecuador, donde los principales impulsores de la pérdida de biodiversidad y cambio de uso de suelo están relacionados a las actividades agrícolas y pastos (Torres et al., 2023), representando en la actualidad alrededor de 47% de la cobertura nacional (González et al., 2017). Esta situación es preocupante debido a que se conoce que existe una fuerte relación entre los servicios que brindan la biodiversidad y los medios de vida

las poblaciones rurales (Torres et al., 2018; Torres et al., 2023). Estos impactos se evidencian de mayor manera en la región amazónica ecuatoriana (RAE) donde los bosques y sistemas productivos tienen un enorme potencial para sus habitantes, ofreciendo una miríada de oportunidades vinculadas a servicios ecosistémicos esenciales (García-Cox et al., 2023; Tapia et al., 2023; Torres et al., 2018, 2022). Una de estas oportunidades son las iniciativas orientadas a incentivar la captura de carbono (Torres et al., 2021; Torres et al., 2023), junto con programas existentes como el Programa Socio Bosque (Granda y Yáñez, 2017). Sin embargo, estos bosques vienen sufriendo fuertes procesos de deforestación causados principalmente por el cambio de uso del suelo (Bilsborrow et al., 2004; Sierra, 2013; Sierra et al., 2021) y la conversión de tierras para fines agrícolas (Fischer et al., 2021; Kleemann et al., 2022; Noh et al., 2022).

Ante la situación presentada recientemente, surge la necesidad de buscar estrategias que permitan recuperar estas áreas e intentar que esto tenga un impacto positivo en la economía local y la conservación de la biodiversidad. Es por ello que en estudio, usamos de modelos de nicho ecológico (Guisan et al., 2017; Peterson et al., 2011) para determinar las áreas potencialmente adecuadas para el aprovechamiento sostenible de balsa en el Ecuador continental, como una alternativa para la recuperación de zonas degradadas por actividades agrícolas y ganaderas. Específicamente, este estudio tuvo los siguientes objetivos: 1) Identificar áreas climáticamente adecuadas para el aprovechamiento sostenible de Balsa en la RAE; 2) Identificar áreas adecuadas para la recuperación de zonas agrícolas y ganaderas con el uso de Balsa en la RAE; 3) Determinar las preferencias ambientales disponibles para Balsa en las áreas climáticamente adecuadas en la RAE.

2. Metodología

2.1 Área de estudio

El área de estudio se centró en la Región Amazónica Ecuatoriana (RAE), que abarca aproximadamente el 46,85% del Ecuador continental y ocupa una extensa superficie de 116.687 km². Esta región está compuesta por seis provincias, siendo Sucumbíos, Orellana, Napo, Pastaza, Morona Santiago y Zamora Chinchipe. Se caracteriza por una precipitación media anual que fluctúa entre 2.000 y 5.000 mm, una temperatura media anual de 24 °C, lo que la convierte en una región con clima cálido-húmedo (Fick y Hijmans, 2017)

2.2 Modelo de nicho ecológico

2.2.1 Registros de presencia

Los registros de presencia para *O. pyramidale* se obtuvieron de la Infraestructura Mundial de Información en Biodiversidad (GBIF; <https://www.gbif.org/>), usando la función `gbif` del paquete `dismo` (Hijmans et al., 2017). Además, se descargaron de forma manual registros de la Base de datos de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN; www.iucnredlist.org). Posteriormente, con el objetivo de mitigar el sesgo potencial de muestreo asociado a los datos de presencia (Gábor et al., 2020; Zizka et al., 2021) y siguiendo los estándares sugeridos para la elaboración de modelos ecológicos (Araújo et al., 2019; Zurell et al., 2020); se llevó a cabo un protocolo de limpieza de datos (Cobos et al., 2018; Simoes et al., 2020). El protocolo consistió en lo siguiente: 1) Eliminar registros reportados fuera del rango nativo de distribución de *O. pyramidale*; 2) Conservar registros reportados desde 1900 hasta la actualidad y se encuentren en categoría de espécimen preservado; 3) Eliminar registros duplicados y con valores nulos en sus coordenadas; 4) reducir densidad de registros asociada al esfuerzo de colecta (Lobo, 2015), usando una distancia mínima de reducción de 5km. El proceso de reducción de la agregación espacial se ejecutó usando el paquete `spThin` (Aiello-

Lammens et al., 2015). Luego de realizar este proceso, se obtuvo una muestra balanceada que conformó el conjunto final de registros de presencia de *O. pyramidale*. Finalmente, los datos fueron divididos en dos grupos: 70% para entrenamiento y 30% para evaluar las predicciones del modelo. La división de datos se realizó mediante la función `split_data` del paquete `ellipsem` (Cobos et al., 2021).

2.2.2 Variables climáticas

Para caracterizar las condiciones ambientales presentes en el área de estudio, se obtuvo 19 variables bioclimáticas a una resolución de $\sim 1 \text{ km}^2$ de la base de datos climáticos Worldclim versión 2.1 (www.worldclim.org). Estas variables son el resultado de un proceso de interpolación espacial de datos de precipitación y temperaturas mensuales promedio obtenidas de estaciones meteorológicas a nivel mundial (Fick y Hijmans, 2017). Dado que existe evidencia de posibles sesgos ambientales en las variables bioclimáticas, se eliminó 4 variables (Bio8, Bio9, Bio8 y Bio19) que son consideradas artefactos espaciales debido a la combinación de información de temperatura y precipitación (Herrera-Feijoo et al., 2023). Un proceso importante en la selección de variables es reducir la dimensionalidad del conjunto de datos ambientales y mitigar la autocorrelación potencial existente entre las mismas, debido a los posibles sobreajustes en las predicciones (Mota-Vargas et al., 2019; Simoes et al., 2020). Por ello, se calculó los coeficientes de correlación de Pearson (r) entre las variables bioclimáticas, excluyendo aquellas que presentan los valores más altos de correlación ($|r| > 0,75$); esto se ejecutó usando el paquete `ntbox` en su versión GUI (Osorio-Olvera et al., 2020).

2.2.3 Generación del modelo

La construcción del modelo para *O. pyramidale* se desarrolló mediante el algoritmo de máxima entropía (MaxEnt) (Phillips et al., 2006) usando el paquete `kuenm` (Cobos et al., 2019). La evaluación del desempeño y rendimiento de los modelos, se llevó a cabo en el siguiente orden: significación estadística (ROC parcial;(Peterson et al., 2008)), capacidad predictiva

(Tasa de omisión, $E = 5\%$; (Anderson et al., 2003)) y complejidad (Criterio de información de Akaike corregido para tamaños de muestra pequeños, AICc (Warren y Seifert, 2011)). Es importante enfatizar que todo el proceso de modelado de nicho ecológico para *O. pyramidale* será ejecutado usando software libre como es el caso de Rstudio.

2.2.4 Validación del modelo

La evaluación del desempeño y rendimiento de los modelos, se llevará a cabo en el siguiente orden: significación estadística (ROC parcial; (Peterson et al., 2008)), capacidad predictiva (Tasa de omisión, $E = 5\%$; (Anderson et al., 2003)) y complejidad (Criterio de información de Akaike corregido para tamaños de muestra pequeños, AICc (Warren & Seifert, 2011)). En este estudio, se utilizará AICc como métrica de evaluación porque se ha demostrado que es un buen indicador de la complejidad de los modelos (Warren y Seifert, 2011).

2.3 Áreas adecuadas para restauración forestal

Finalmente, para identificar las áreas adecuadas para ser recuperadas usando *O. pyramidale* se utilizó las áreas predichas por el modelo generado y la capa de uso de suelo del Ministerio de Ambiente y Transición Ecológica de Ecuador (MAATE, 2023). Ambas capas serán solapadas para identificar las áreas donde el modelo concuerda con áreas agrícolas y ganaderas.

2.4 Preferencias ambientales

Para estimar las condiciones ambientales vinculadas a las áreas predichas por el modelo de nicho de *O. pyramidale*, se utilizaron todos los píxeles como máscara para extraer los valores de tres variables: temperatura media anual (bio1), precipitación anual (bio12), y altitud. Las variables climáticas utilizadas en este análisis se obtuvieron de Worldclim versión 2 a una resolución de $\sim 1 \text{ km}^2$ (Fick & Hijmans, 2017). Para la altitud variable se utilizó el modelo digital del terreno (DTM) con una resolución de 250 m, derivado de la Radar Shuttle Topographic Mission (RSTM) (Rodríguez et al., 2006). Finalmente, los valores ambientales obtenidos se representaron individualmente mediante un diagrama de frecuencias con su

respectivo valor de moda con el fin de identificar las preferencias ambientales donde *O. pyramidale* tiene mayor representatividad en sus áreas predichas en la RAE.

3. Resultados

3.1 Rendimiento estadístico del modelo

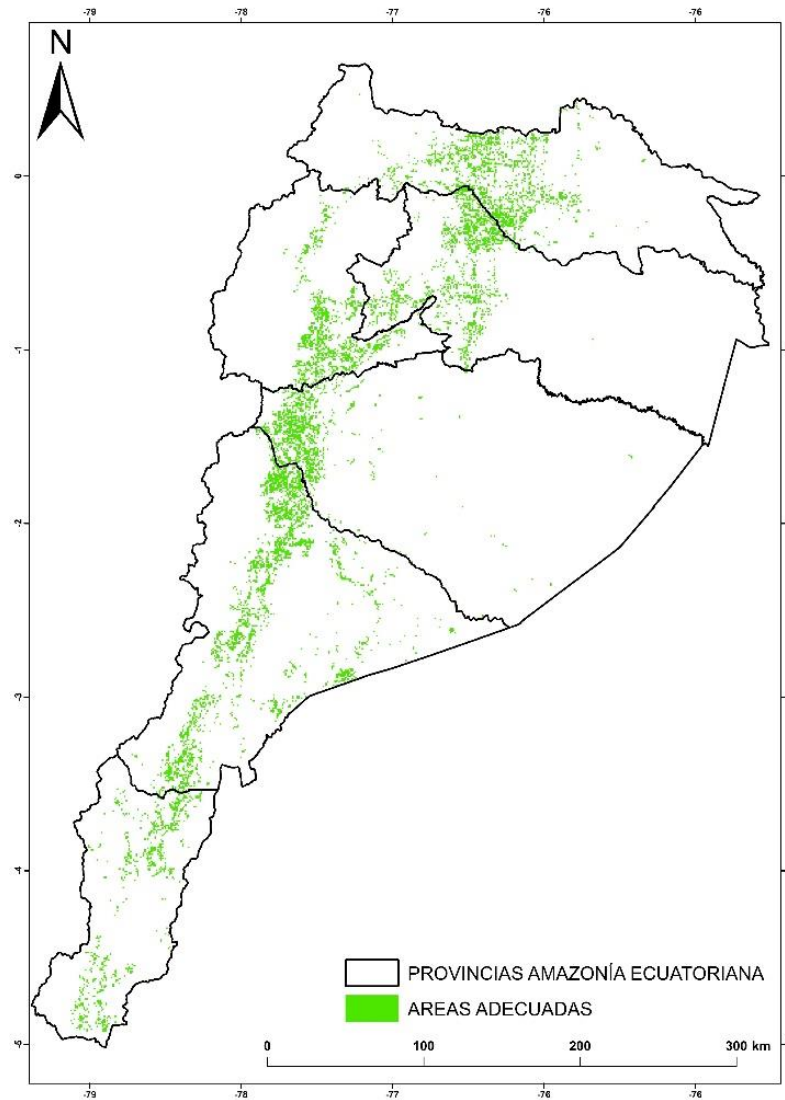
Se construyeron y evaluaron un total de 377 modelos candidatos para *O. pyramidale*, todos los cuales fueron estadísticamente significativos, es decir, obtuvieron predicciones mejores que al azar. El mejor modelo candidato fue un modelo construido con un único conjunto de variables (bio3, bio5, bio6, bio17, bio18, bio19), un valor de parámetro de regularización de 2, feature classes (FC) (QPT; Cuadrático (Q), Producto (P), Threshold (T)), ratio AUC (N=1,07), tasa de omisión (OR) 5% (N= 0,032), criterio de información de Akaike para muestras pequeñas (AICc) (N= 6663,86), Delta AICc (N=0). Los valores reportados para la capacidad de predicción del modelo fueron aceptables y altos en todas las métricas de evaluación, lo que sugiere que el modelo tiene un buen desempeño y poder de predicción para estimar áreas adecuadas para *O. pyramidale*.

3.2 Áreas adecuadas para la restauración forestal

En condiciones climáticas actuales, las predicciones del modelo mostraron áreas climáticamente adecuadas para *O. pyramidale* de aproximadamente 7423 km² en el área de estudio (Figura 1).

Figura 1.

Áreas adecuadas para la restauración forestal con *O. pyramidale* en la amazonía ecuatoriana.



Se evidencio que las áreas predichas se encuentran distribuidas en la zona centro de la provincia de la provincia de Sucumbíos; zona oeste de la provincia de Orellana; zona centro, este y sur de la Provincia de Napo; zona oeste de la Provincia de Pastaza; zona centro, este de la provincia de Morona santiago; y en la zona centro, este de la Provincia de Zamora Chinchipe. Particularmente, nuestros resultados sugieren que la mayor proporción de áreas adecuadas que podrían ser utilizadas en iniciativas de restauración forestal, se encontrarían en las Provincias de Morona santiago (2196 km²), Sucumbíos (1339 km²), Orellana (1198 km²) (Tabla 1).

Tabla 1. Áreas adecuadas reportadas por el modelo para la restauración forestal con *O. pyramidale* en las provincias de la amazonía ecuatoriana

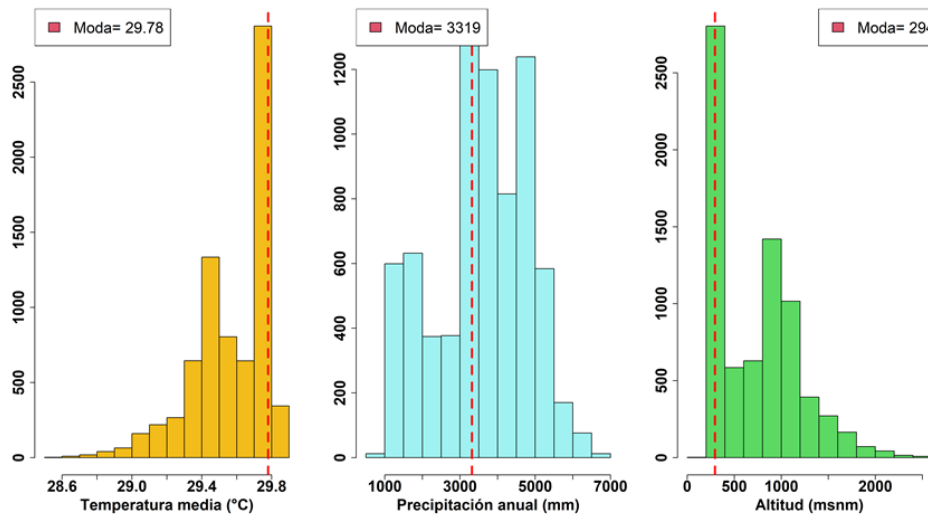
Provincias	Area (km ²)
Morona Santiago	2196
Sucumbios	1339
Orellana	1198
Napo	993
Pastaza	979
Zamora Chinchipe	718

3.3 Preferencias ambientales

A partir de la estimación de las preferencias ambientales basadas en los píxeles predichos por el modelo y los datos ambientales, se espera que *O. pyramidale* ocupe un amplio rango de condiciones ambientales disponibles en las áreas adecuadas aptas para la restauración forestal. Por ejemplo, se estima que la especie podría encontrarse en áreas caracterizadas por rangos altitudinales de 189 a 2483 msnm, con una moda de 294 msnm. Los valores observados para la temperatura media se sitúan entre 28.55 a 29.85 °C, con un valor de moda igual a 29.78 °C. La precipitación anual observada en las zonas previstas osciló entre 937 a 6553 mm, con un valor de moda igual a 3319 mm (Figura 3). Los valores obtenidos para la moda de cada variable indicaron que la especie podría tener una mayor preferencia ambiental en las provincias de Morona santiago, Sucumbíos y Orellana. Estos hallazgos sugieren que en estas provincias sería adecuado la implementación de programas de restauración forestal que incluyan a *O. pyramidale*.

Figura 2.

Preferencias ambientales de *O. pyramidale* disponibles en zonas adecuadas predichas por el modelo

**4. Discusión****4.1 Desempeño del modelo**

En las últimas décadas se han formulado múltiples recomendaciones para mejorar la calidad de los modelos de nicho, mejorando consigo su fiabilidad, replicabilidad y uso en diferentes iniciativas de restauración forestal (Gastón et al., 2014). En este estudio, se realizó un proceso de modelado de nicho ecológico basado en los estándares globales sugeridos por la aplicación de estas técnicas de conservación (Araújo et al., 2019; Zurell et al., 2020), lo que nos permitió mitigar las posibles problemáticas: 1) errores asociados con el sesgo de muestreo y la agregación espacial (Dubos et al., 2021; Töpel et al., 2017); 2) efectos relacionados a la multicolinealidad (De Marco y Nóbrega, 2018; Feng et al., 2019); posibles pseudo-estimaciones de áreas predichas (Mendes et al., 2020; Muscatello et al., 2021); complejidad interpretativa de los modelos (Brun et al., 2020; Helmstetter et al., 2021). Se ha demostrado

que existe una amplia variabilidad en las predicciones resultantes de los modelos al utilizar un algoritmo de modelización ecológica con sus parámetros por defecto, esto debido a que son susceptibles a las configuraciones y parametrizaciones utilizadas (Hallgren et al., 2019; Qiao et al., 2019).

Para esta investigación se decidió utilizar Maxent como algoritmo para estimar las áreas adecuadas que podrían aptas para la aplicación de iniciativas enfocadas en la restauración de áreas degradadas. Esta selección se dio considerando que Maxent es el algoritmo de mayor uso en las últimas décadas en América Latina y además es el más estudiado en la literatura actual (Mota-Vargas et al., 2019; Urbina-Cardona et al., 2019). Por este motivo, se utilizó el algoritmo de Maxent por medio del uso de una nueva metodología innovadora implementada en el paquete Kuenm (Cobos et al., 2019). Kuenm permitió la incorporación de una amplia selección de parámetros y configuraciones para minimizar la complejidad del modelo (Brun et al., 2020), y el uso de múltiples criterios estadísticos durante el proceso de evaluación (Cobos et al., 2019). En este contexto, los modelos obtenidos tras el proceso de selección fueron altamente significativos ($p < 0,001$), tuvieron bajas tasas de omisión ($OR = 0,032$) y fueron menos complejos ($AICc = 6663,86$, $\Delta AICc = 0$). Estas estadísticas sugieren que el modelo resultante es fiable y dispone de un poder predictivo adecuado para ser considerado para su uso en diferentes estrategias de restauración forestal.

4.2 Áreas adecuadas para la restauración forestal y preferencias ambientales

Gran parte de las iniciativas de restauración forestal actualmente tienen como práctica habitual, el uso de especies forestales exóticas, convirtiendo grandes extensiones de tierras en monocultivo forestal (Brancalion et al., 2020; Weidlich et al., 2020). Dichas prácticas en un contexto de cambio climático son poco sugerirles, debido a que se ha podido evidenciar por medio de diferentes estudios, que la captura de carbono de estos sistemas de cultivo forestal son más bajas en comparación a parcelas forestal en bosques nativos (Lewis et al., 2019). Por

otra, parte existe evidencia suficiente que demuestra que las especies exóticas tienden a convertirse en invasoras, generando consigo problemas como la pérdida de la biodiversidad nativa (Pyšek et al., 2020; Seebens et al., 2021). Este escenario, es grave considerando que la biodiversidad de especies nativas podría reducirse y además, la erradicación de invasiones trae consigo gastos económicos considerables para la economía local (Cuthbert et al., 2022). Considerando este contexto, en este estudio utilizamos por primera vez modelos de nicho ecológico (Guisan et al., 2017) para identificación de áreas donde las condiciones ambientales sean óptimas para la implementación de planes de restauración forestal (Di Sacco et al., 2021) en la RAE.

Nuestros resultados mostraron áreas climáticamente adecuadas con potencial para restauración forestal de aproximadamente 7423 km². Estas áreas se encontrarían distribuidas en las 6 provincias de la región amazónica de Ecuador, aunque se evidenció que la mayor proporción de ellas estaría en las provincias de Morona Santiago, Sucumbíos y Orellana. Todas las áreas predichas coinciden con zonas previamente descritas que se estima son favorables para el cultivo de balsa en Ecuador, con mayor preferencia en la región amazónica (Cedeño Valero, 2021; González et al., 2018). Por otra parte, en relación a las preferencias ambientales disponibles para la especie en las áreas predichas, nuestros modelos sugieren que las condiciones climáticas óptimas para la aplicación de estas iniciativas de restauración forestal posean un rango de 189 a 2483 msnm, temperatura media de 28.55 a 29.85 °C, precipitación anual entre 937 a 6553 mm. No existen estudios previos que describan los rangos climáticos accesibles para balsa en la RAE teniendo en cuenta los variables utilizadas en nuestro estudio. Por este motivo, nuestros hallazgos son de gran relevancia para ser utilizados en diferentes planes de restauración forestal y conservación en la RAE, particularmente con un enfoque de rehabilitación de áreas degradadas por actividades antrópicas.

En la actualidad, el enfoque de rehabilitación de las tierras degradadas por el sector agrícola y ganadero es de creciente interés a nivel mundial, debido a que se estima que estas actividades son responsables de la producción del 37% de emisiones de gases de efecto invernadero a nivel mundial (Crippa et al., 2021; Rosenzweig et al., 2020); además de ser las principales propulsoras del cambio de uso de suelo y pérdida de la biodiversidad (Daskalova et al., 2020; Winkler et al., 2021). Particularmente, en la RAE las principales amenazas vigentes a la conservación de la biodiversidad destacan la minería (Mestanza-Ramón et al., 2022), expansión urbana (Huera-Lucero et al., 2020), agricultura y ganadería (Kleemann et al., 2022; Noh et al., 2022). Por esta razón, existe una creciente preocupación por la restauración forestal en zonas tropicales como la RAE (Hua et al., 2022; Koch & Kaplan, 2022; Londe et al., 2022), como una iniciativa global para mitigar los impactos inducidos por las actividades humanas y contribuir en un aumento de los beneficios generados por los servicios ecosistémicos en el bienestar humano (Fedele et al., 2021; Koch & Kaplan, 2022).

En este contexto, consideramos que las áreas predichas por nuestros modelos para balsa, podrían ser consideradas en futuros planes de restauración forestal en combinación con diferentes especies nativas de la RAE. Esto es crucial debido a que los estándares internacionales para la restauración ecológica (Di Sacco et al., 2021), sugieren dar mayor énfasis al uso de especies nativas (Gann et al., 2019; Horák et al., 2019). Este factor contribuiría a la transición hacia formaciones forestales mixtas más diversas y con capacidad de adaptación frente al cambio climático (Felton et al., 2010). Además, es importante destacar que la balsa, presenta excelentes tasas de supervivencia, apta para sistemas agroforestales y presenta un crecimiento acelerado siendo aprovechada entre 3 a 5 años (Cañadas-López et al., 2019; López et al., 2016).

5. Conclusión

En esta investigación, hemos explorado el futuro sostenible de la balsa (*O. pyramidale*) en la Amazonía Ecuatoriana a través del modelado del nicho ecológico para la rehabilitación de áreas degradadas. Estos resultados tienen un impacto significativo en términos de conservación, mitigación del cambio climático y desarrollo económico en la Amazonía Ecuatoriana.

Mirando hacia el futuro, instamos a investigaciones adicionales que evalúen los beneficios socioeconómicos y las implicaciones a largo plazo de la restauración con esta especie. Además, se requieren esfuerzos colaborativos entre científicos, conservacionistas, agrónomos y expertos en desarrollo sostenible para garantizar el éxito de las iniciativas de restauración. Los resultados pueden guiar la planificación y ejecución de programas de restauración forestal, priorizando áreas climáticamente adecuadas para *O. pyramidale* y maximizando la eficacia de estas iniciativas.

En resumen, este estudio demuestra que la balsa puede ser una herramienta efectiva para la restauración de áreas degradadas en la Amazonía Ecuatoriana. A través de un enfoque integral que combina la conservación de la biodiversidad, la captura de carbono y el desarrollo económico local, *O. pyramidale* se presenta como una opción valiosa para abordar los desafíos ambientales y socioeconómicos en esta región única y vital.

Referencias bibliográficas

- Aiello-Lammens, M. E., Boria, R. A., Radosavljevic, A., Vilela, B., & Anderson, R. P. (2015). spThin: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. *Ecography*, 38(5), 541–545.
- Anderson, R. P., Lew, D., & Peterson, A. T. (2003). Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, 162(3), 211–232.
- Araújo, M. B., Anderson, R. P., Barbosa, A. M., Beale, C. M., Dormann, C. F., Early, R., García, R. A., Guisan, A., Maiorano, L., & Naimi, B. (2019). Standards for distribution

- models in biodiversity assessments. *Science Advances*, 5(1), eaat4858.
- Betancourt Barroso, A. (1987). *Silvicultura especial de árboles maderables tropicales*. Editorial Científico-Técnica.
- Bilsborrow, R. E., Barbieri, A. F., & Pan, W. (2004). Changes in population and land use over time in the Ecuadorian Amazon. *Acta Amazonica*, 34, 635–647.
- Borrega, M., & Gibson, L. J. (2015). Mechanics of balsa (*Ochroma pyramidale*) wood. *Mechanics of Materials*, 84, 75–90.
- Brancalion, P. H. S., Amazonas, N. T., Chazdon, R. L., van Melis, J., Rodrigues, R. R., Silva, C. C., Sorrini, T. B., & Holl, K. D. (2020). Exotic eucalypts: From demonized trees to allies of tropical forest restoration? *Journal of Applied Ecology*, 57(1), 55–66.
- Brun, P., Thuiller, W., Chauvier, Y., Pellissier, L., Wüest, R. O., Wang, Z., & Zimmermann, N. E. (2020). Model complexity affects species distribution projections under climate change. *Journal of Biogeography*, 47(1), 130–142.
- Cañadas-López, Á., Rade-Loor, D., Siegmund-Schultze, M., Moreira-Muñoz, G., Vargas-Hernández, J. J., & Wehenkel, C. (2019). Growth and yield models for balsa wood plantations in the coastal lowlands of Ecuador. *Forests*, 10(9), 733.
- Cedeño Valero, D. D. (2021). *Manejo agronómico del cultivo de balsa (Ochroma pyramidale) en el Ecuador*. BABAHOYO: UTB, 2021.
- Cobos, M. E., Jiménez, L., Nuñez-Penichet, C., Romero-Alvarez, D., & Simões, M. (2018). Sample data and training modules for cleaning biodiversity information. *Biodiversity Informatics*, 13, 49–50.
- Cobos, M. E., Osorio-Olvera, L., Soberón, J., Peterson, A. T., Barve, V., & Barve, N. (2021). *ellipsenm: An R package for ecological niche's characterization using ellipsoids*.
- Cobos, M. E., Peterson, A. T., Barve, N., & Osorio-Olvera, L. (2019). kuenm: an R package for detailed development of ecological niche models using Maxent. *PeerJ*, 7, e6281.
- Crippa, M., Solazzo, E., Guizzardi, D., Monforti-Ferrario, F., Tubiello, F. N., & Leip, A. (2021). Food systems are responsible for a third of global anthropogenic GHG emissions. *Nature Food*, 2(3), 198–209.
- Cuthbert, R. N., Diagne, C., Hudgins, E. J., Turbelin, A., Ahmed, D. A., Albert, C., Bodey, T. W., Briski, E., Essl, F., & Haubrock, P. J. (2022). Biological invasion costs reveal insufficient proactive management worldwide. *Science of the Total Environment*, 819, 153404.
- Daskalova, G. N., Myers-Smith, I. H., Bjorkman, A. D., Blowes, S. A., Supp, S. R., Magurran, A. E., & Dornelas, M. (2020). Landscape-scale forest loss as a catalyst of population and biodiversity change. *Science*, 368(6497), 1341–1347.
- De Marco, P., & Nóbrega, C. C. (2018). Evaluating collinearity effects on species distribution models: An approach based on virtual species simulation. *PloS One*, 13(9), e0202403.
- De Sedas, A., Turner, B. L., Winter, K., & Lopez, O. R. (2020). Salinity responses of inland and coastal neotropical trees species. *Plant Ecology*, 221, 695–708.
- Di Sacco, A., Hardwick, K. A., Blakesley, D., Brancalion, P. H. S., Breman, E., Cecilio Rebola, L., Chomba, S., Dixon, K., Elliott, S., & Ruyonga, G. (2021). Ten golden rules for reforestation to optimize carbon sequestration, biodiversity recovery and livelihood benefits. *Global Change Biology*, 27(7), 1328–1348.
- Doumet-Párraga, A. S., Ruiz-Cedeño, A. B., & Sánchez-Briones, A. (2021). Cadena de valor del cultivo del árbol de balsa. *Dominio de Las Ciencias*, 7(3), 539–551.
- Douterlungne, D., Herrera-Gorocica, A. M., Ferguson, B. G., Siddique, I., & Soto-Pinto, L. (2013). Ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono de cuatro especies leñosas neotropicales con potencial para la restauración. *Agrociencia*, 47(4), 385–397.
- Dubos, N., Préau, C., Lenormand, M., Papuga, G., Montsarrat, S., Denelle, P., Louarn, M. Le, Heremans, S., Roel, M., & Roche, P. (2021). Assessing the effect of sample bias

- correction in species distribution models. *ArXiv Preprint ArXiv:2103.07107*.
- Fedele, G., Donatti, C. I., Bornacelly, I., & Hole, D. G. (2021). Nature-dependent people: Mapping human direct use of nature for basic needs across the tropics. *Global Environmental Change, 71*, 102368.
- Felton, A., Lindbladh, M., Brunet, J., & Fritz, Ö. (2010). Replacing coniferous monocultures with mixed-species production stands: an assessment of the potential benefits for forest biodiversity in northern Europe. *Forest Ecology and Management, 260*(6), 939–947.
- Feng, X., Park, D. S., Liang, Y., Pandey, R., & Papeş, M. (2019). Collinearity in ecological niche modeling: Confusions and challenges. *Ecology and Evolution, 9*(18), 10365–10376.
- 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.
- Fischer, R., Tamayo Cordero, F., Ojeda Luna, T., Ferrer Velasco, R., DeDecker, M., Torres, B., Giessen, L., & Günter, S. (2021). Interplay of governance elements and their effects on deforestation in tropical landscapes: Quantitative insights from Ecuador. *World Development, 148*, 105665.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2021.105665>
- Gábor, L., Moudrý, V., Barták, V., & Lecours, V. (2020). How do species and data characteristics affect species distribution models and when to use environmental filtering? *International Journal of Geographical Information Science, 34*(8), 1567–1584.
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., & Liu, J. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration Ecology, 27* (S1): S1–S46., 27(S1), S1–S46.
- García-Cox, W., López-Tobar, R., Herrera-Feijoo, R. J., Tapia, A., Heredia-R, M., Toulkeridis, T., & Torres, B. (2023). Floristic Composition, Structure, and Aboveground Biomass of the Moraceae Family in an Evergreen Andean Amazon Forest, Ecuador. *Forests, 14*(7), 1406.
- Gastón, A., García-Viñas, J. I., Bravo-Fernández, A. J., López-Leiva, C., Oliet, J. A., Roig, S., & Serrada, R. (2014). Species distribution models applied to plant species selection in forest restoration: are model predictions comparable to expert opinion? *New Forests, 45*(5), 641–653.
- González, B., Oviedo, B., & Simba, L. (2018). Un cultivo resiliente para enfrentar el cambio climático, la balsa (*Ochroma pyramidale* sw). *Revista Científica Ciencia y Tecnología, 18*(20).
- González, J., Pambi, V., Uyaguari, E., & Zhiñin, H. (2017). Estado actual de la restauración ecológica en la Región Sur del Ecuador. *CEDAMAZ, 7*(1).
- Granda, M. J., & Yáñez, P. (2017). Estudio sobre la percepción de los beneficios del programa socio bosque en la región amazónica ecuatoriana. *LA GRANJA. Revista de Ciencias de La Vida, 26*(2), 28–37.
- Guisan, A., Thuiller, W., & Zimmermann, N. E. (2017). *Habitat suitability and distribution models: with applications in R*. Cambridge University Press.
- Hallgren, W., Santana, F., Low-Choy, S., Zhao, Y., & Mackey, B. (2019). Species distribution models can be highly sensitive to algorithm configuration. *Ecological Modelling, 408*, 108719.
- Helmstetter, N. A., Conway, C. J., Stevens, B. S., & Goldberg, A. R. (2021). Balancing transferability and complexity of species distribution models for rare species conservation. *Diversity and Distributions, 27*(1), 95–108.
- Herrera-Feijoo, R. J., Torres, B., López-Tobar, R., Tipán-Torres, C., Toulkeridis, T., Heredia-

- R, M., & Mateo, R. G. (2023). Modelling Climatically Suitable Areas for Mahogany (*Swietenia macrophylla* King) and Their Shifts across Neotropics: The Role of Protected Areas. *Forests*, 14(2), 385.
- Hijmans, R. J., Phillips, S., Leathwick, J., Elith, J., & Hijmans, M. R. J. (2017). Package 'dismo.' *Circles*, 9(1), 1–68.
- Horák, J., Brestovanská, T., Mladenović, S., Kout, J., Bogusch, P., Halda, J. P., & Zasadil, P. (2019). Green desert?: Biodiversity patterns in forest plantations. *Forest Ecology and Management*, 433, 343–348.
- Hua, F., Bruijnzeel, L. A., Meli, P., Martin, P. A., Zhang, J., Nakagawa, S., Miao, X., Wang, W., McEvoy, C., & Peña-Arancibia, J. L. (2022). The biodiversity and ecosystem service contributions and trade-offs of forest restoration approaches. *Science*, 376(6595), 839–844.
- Huera-Lucero, T., Salas-Ruiz, A., Changoluisa, D., & Bravo-Medina, C. (2020). Towards sustainable urban planning for Puyo (Ecuador): Amazon forest landscape as potential green infrastructure. *Sustainability*, 12(11), 4768.
- Kleemann, J., Zamora, C., Villacis-Chiluisa, A. B., Cuenca, P., Koo, H., Noh, J. K., Fürst, C., & Thiel, M. (2022). Deforestation in Continental Ecuador with a Focus on Protected Areas. *Land*, 11(2), 268.
- Koch, A., & Kaplan, J. O. (2022). Tropical forest restoration under future climate change. *Nature Climate Change*, 12(3), 279–283.
- Lewis, S. L., Wheeler, C. E., Mitchard, E. T. A., & Koch, A. (2019). *Restoring natural forests is the best way to remove atmospheric carbon*. Nature Publishing Group.
- Lobo, J. M. (2015). ¿ Debemos fiarnos de los modelos de distribución de especies. *Los Bosques y La Biodiversidad Frente Al Cambio Climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación En España*, 407–417.
- Londe, V., Reid, J. L., Farah, F. T., Rodrigues, R. R., & Martins, F. R. (2022). Estimating optimal sampling area for monitoring tropical forest restoration. *Biological Conservation*, 269, 109532.
- López, A. C., Loor, D. R., Cevallos, G. F., Andrade, J. M. D., Hernández, I. M., Hidrovo, C. M., & Castro, H. Q. (2016). Ecuaciones generales de diámetro-altura para Ochroma pyramidale, Región Costa-Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 6(1).
- MAATE. (2023). *Sistema Nacional de Indicadores Ambientales y Sostenibilidad (SINIAS)*. <http://sinias.ambiente.gob.ec:8099/proyecto-sinias-web/estadisticasAmbientales.jsf?menu=01>
- Mendes, P., Velazco, S. J. E., de Andrade, A. F. A., & Júnior, P. D. M. (2020). Dealing with overprediction in species distribution models: How adding distance constraints can improve model accuracy. *Ecological Modelling*, 431, 109180.
- Mestanza-Ramón, C., Cuenca-Cumbicus, J., D'Orío, G., Flores-Toala, J., Segovia-Cáceres, S., Bonilla-Bonilla, A., & Straface, S. (2022). Gold mining in the Amazon Region of Ecuador: History and a review of its socio-environmental impacts. *Land*, 11(2), 221.
- Midgley, S., Blyth, M., Howcroft, N., Midgley, D., & Brown, A. (2010). Balsa: biology, production and economics in Papua New Guinea. *ACIAR Technical Reports Series*, 73.
- Mota-Vargas, C., Encarnación-Luévano, A., Ortega-Andrade, H. M., Prieto-Torres, D. A., Peña-Peniche, A., & Rojas-Soto, O. R. (2019). Una breve introducción a los modelos de nicho ecológico. *La Biodiversidad En Un Mundo Cambiante: Fundamentos Teóricos y Metodológicos Para Su Estudio. Universidad Autónoma Del Estado de Hidalgo/Libermex, Ciudad de México*, 39–63.
- Muscattello, A., Elith, J., & Kujala, H. (2021). How decisions about fitting species distribution models affect conservation outcomes. *Conservation Biology*, 35(4), 1309–1320.

- Noh, J. K., Echeverria, C., Gaona, G., Kleemann, J., Koo, H., Fürst, C., & Cuenca, P. (2022). Forest Ecosystem Fragmentation in Ecuador: Challenges for Sustainable Land Use in the Tropical Andean. *Land*, 11(2), 287.
- Osorio-Olvera, L., Lira-Noriega, A., Soberon, J., Peterson, A. T., Falconi, M., Contreras-Díaz, R. G., Martínez-Meyer, E., Barve, V., & Barve, N. (2020). ntbox: an R package with graphical user interface for modelling and evaluating multidimensional ecological niches. *Methods in Ecology and Evolution*, 11(10), 1199–1206.
- Parra, P. (2015). La balsa, la apuesta del sector maderero. *Ene*.
- Peterson, A. T., Papeş, M., & Soberón, J. (2008). Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecological Modelling*, 213(1), 63–72. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.11.008>
- Peterson, A. T., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., & Araújo, M. B. (2011). *Ecological niches and geographic distributions (MPB-49)*. Princeton University Press.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3–4), 231–259.
- Pyšek, P., Hulme, P. E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., Dawson, W., Essl, F., Foxcroft, L. C., & Genovesi, P. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews*, 95(6), 1511–1534.
- Qiao, H., Feng, X., Escobar, L. E., Peterson, A. T., Soberón, J., Zhu, G., & Papeş, M. (2019). An evaluation of transferability of ecological niche models. *Ecography*, 42(3), 521–534.
- Rodriguez, E., Morris, C. S., & Belz, J. E. (2006). A global assessment of the SRTM performance. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 72(3), 249–260.
- Rosenzweig, C., Mbow, C., Barioni, L. G., Benton, T. G., Herrero, M., Krishnapillai, M., Liwenga, E. T., Pradhan, P., Rivera-Ferre, M. G., & Sapkota, T. (2020). Climate change responses benefit from a global food system approach. *Nature Food*, 1(2), 94–97.
- Seebens, H., Bacher, S., Blackburn, T. M., Capinha, C., Dawson, W., Dullinger, S., Genovesi, P., Hulme, P. E., van Kleunen, M., & Kühn, I. (2021). Projecting the continental accumulation of alien species through to 2050. *Global Change Biology*, 27(5), 970–982.
- Sierra, R. (2013). Patrones y factores de deforestación en el Ecuador continental, 1990-2010. Y un acercamiento a los próximos 10 años. *Conservación Internacional Ecuador y Forest Trends, Quito*, 57.
- Sierra, R., Calva, O., & Guevara, A. (2021). La deforestación en el Ecuador, 1990-2018. *Factores Promotores y Tendencias Recientes*.
- Simoës, M., Romero-Alvarez, D., Nuñez-Penichet, C., Jiménez, L., & Cobos, M. E. (2020). General theory and good practices in ecological niche modeling: a basic guide. *Biodiversity Informatics*, 15(2), 67–68.
- Tapia, A., Herrera-Feijoo, R. J., Ushigua, M., Garcia-Cox, W., Paguay, G. P., & de Lourdes Correa-Salgado, M. (2023). *REDD+ en comunidades indígenas: Oportunidades y desafíos en la Nacionalidad Sápara del Ecuador*.
- Töpel, M., Zizka, A., Calió, M. F., Scharn, R., Silvestro, D., & Antonelli, A. (2017). SpeciesGeoCoder: fast categorization of species occurrences for analyses of biodiversity, biogeography, ecology, and evolution. *Systematic Biology*, 66(2), 145–151.
- Torres, B., Cayambe, J., Paz, S., Ayerve, K., Heredia-R, M., Torres, E., Luna, M., Toulkeridis, T., & García, A. (2022). Livelihood Capitals, Income Inequality, and the Perception of Climate Change: A Case Study of Small-Scale Cattle Farmers in the Ecuadorian Andes. *Sustainability*, 14(9), 5028.
- Torres, B., Eche, D., Torres, Y., Bravo, C., Velasco, C., & García, A. (2021). Identification and Assessment of Livestock Best Management Practices (BMPs) Using the REDD+

- Approach in the Ecuadorian Amazon. *Agronomy*, 11(7), 1336.
- Torres, B., Espinoza, Í., Torres, A., Herrera-Feijoo, R., Luna, M., & García, A. (2023). Livelihood Capitals and Opportunity Cost for Grazing Areas' Restoration: A Sustainable Intensification Strategy in the Ecuadorian Amazon. *Animals*, 13(4), 714.
- Torres, B., Günter, S., Acevedo-Cabra, R., & Knoke, T. (2018). Livelihood strategies, ethnicity and rural income: The case of migrant settlers and indigenous populations in the Ecuadorian Amazon. *Forest Policy and Economics*, 86, 22–34.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.10.011>
- Torres, B., Herrera-Feijoo, R., Torres, Y., & García, A. (2023). Global Evolution of Research on Silvopastoral Systems through Bibliometric Analysis: Insights from Ecuador. *Agronomy*, 13(2), 479.
- Urbina-Cardona, N., Blair, M. E., Londoño, M. C., Loyola, R., Velásquez-Tibatá, J., & Morales-Devia, H. (2019). Species distribution modeling in Latin America: a 25-year retrospective review. *Tropical Conservation Science*, 12, 1940082919854058.
- Vleut, I., Levy-Tacher, S. I., de Boer, W. F., Galindo-González, J., & Ramírez-Marcial, N. (2013). Can a fast-growing early-successional tree (*Ochroma pyramidale*, Malvaceae) accelerate forest succession? *Journal of Tropical Ecology*, 29(2), 173–180.
- Warren, D. L., & Seifert, S. N. (2011). Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological Applications*, 21(2), 335–342.
- Weidlich, E. W. A., Flórido, F. G., Sorrini, T. B., & Brancalion, P. H. S. (2020). Controlling invasive plant species in ecological restoration: A global review. *Journal of Applied Ecology*, 57(9), 1806–1817.
- Winkler, K., Fuchs, R., Rounsevell, M., & Herold, M. (2021). Global land use changes are four times greater than previously estimated. *Nature Communications*, 12(1), 1–10.
- Zizka, A., Antonelli, A., & Silvestro, D. (2021). Sampbias, a method for quantifying geographic sampling biases in species distribution data. *Ecography*, 44(1), 25–32.
- Zurell, D., Franklin, J., König, C., Bouchet, P. J., Dormann, C. F., Elith, J., Fandos, G., Feng, X., Guillera-Arroita, G., & Guisan, A. (2020). A standard protocol for reporting species distribution models. *Ecography*, 43(9), 1261–1277.