

**CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL  
DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA**

**DIVISIÓN DE EDUCACIÓN**

**ESCUELA DE POSGRADO**

**¿Cómo afectará el cambio climático a la intimpa?  
Proyección del nicho ecológico y escenarios migratorios de *Podocarpus glomeratus*  
D. Don (Podocarpaceae) bajo el cambio climático en los Andes peruanos**

**Tesis sometida a consideración de la División de Educación y la Escuela de Posgrado  
como requisito para optar al grado de**

***MAGISTER SCIENTIAE***

**en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad**

**Zuider Zamalloa Urbano**

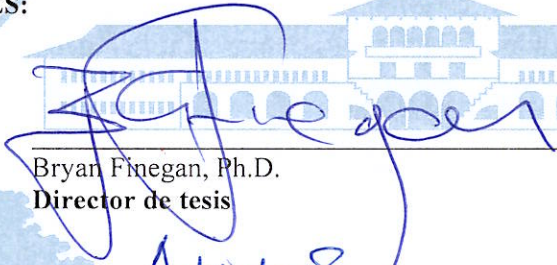
**Turrialba, Costa Rica**

**2025**

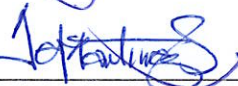
Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por la División de Educación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del estudiante, como requisito parcial para optar por el grado de

**MAGISTER SCIENTIAE EN MANEJO Y CONSERVACIÓN DE  
BOSQUES TROPICALES Y BIODIVERSIDAD**

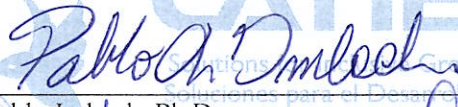
**FIRMANTES:**



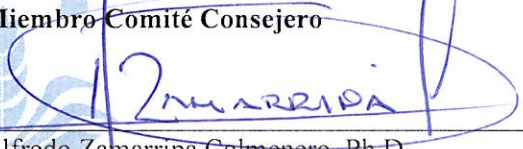
Bryan Finegan, Ph.D.  
**Director de tesis**



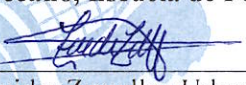
Alejandra Martínez, Ph.D.  
**Miembro de Comité Consejero**



Pablo Imbach, Ph.D.  
**Miembro Comité Consejero**



Alfredo Zamarripa Colmenero, Ph.D.  
**Decano, Escuela de Posgrado**



Zuider Zamalloa Urbano  
**Candidato**

## **Dedicatoria**

A mi hija Camil, a Fiorela, a mi padre Nemecio, a mi madre Rosa, y a las personas que han cuidado y continúan cuidando el Bosque de intimpas del Santuario Nacional de Ampay.

## **Agradecimientos**

Quiero expresar mi agradecimiento al Gobierno de Canadá y a la Red Latinoamericana de Bosques Modelo por brindarme la oportunidad de estudiar la maestría en CATIE y desarrollar esta investigación. Agradezco especialmente a los profesores Roger Villalobos y Fernando Carrera por brindarme la oportunidad de formarme científicamente para contribuir a la conservación de los bosques.

Mi profundo agradecimiento a mi director de tesis, Bryan Finegan, por su tiempo, orientación, confianza y paciencia, que me permitieron crecer académicamente y disfrutar de la investigación. También agradezco a Pablo Imbach por sus orientaciones y apoyo para la modelación de escenarios migratorios y a Alejandra Martínez por sus orientaciones en la definición de parámetros de dispersión.

Reconozco con gratitud a Yesica Quispe Conde, Deinna Chávez Flores y Martha Contreras Pedraza del Bosque Modelo Abancay Apurímac, cuyo apoyo en el trabajo de campo fue fundamental. Agradezco al equipo del Santuario Nacional de Ampay, Jaime Valenzuela, Milagros Sánchez y Rintho Mendoza por facilitar información y conocimientos sobre la especie y el ecosistema. Mi agradecimiento también a Ariel Ayma-Romay, Luis Albán, Sergio Vilchez, Diego Delgado y Christian Brenes por su asesoría e información.

De manera especial, agradezco a Fiorela Castro, mi compañera, por su apoyo incondicional durante esta etapa académica y mi paternidad, que me permitió culminar esta tesis. Esta etapa fue difícil, desafiante, transformadora y satisfactoria. Lo logramos. A mi hija Camil, por brindarme fuerza y alegría, especialmente en los momentos de cansancio. A mi familia por su constante inspiración y apoyo. Finalmente, agradezco a nuestra red de apoyo en CATIE, Cristina Fueres, María José Borda, Laura Brito, Yesica Quispe, Juan Martín Gutiérrez, Lorena Hoyos, Juan Pablo Rodríguez y Victoria; quienes nos brindaron acompañamiento y soporte para equilibrar la paternidad y la vida académica.

## Contenido

Índice de tablas .....	vi
Índice de Figuras .....	vi
Lista de acrónimos.....	vii
Abstract .....	viii
<b>1. Introducción.....</b>	<b>1</b>
<b>1.1. Objetivos .....</b>	<b>2</b>
<b>2. Metodología.....</b>	<b>2</b>
2.1. Área de estudio .....	2
2.2. Nicho ecológico .....	3
Registros de presencias .....	4
Variables climáticas .....	4
Modelo de nicho ecológico .....	4
Envolventes climáticas futuras .....	5
Impactos en la distribución .....	5
2.3. Capacidad migratoria.....	6
Mapa de distribución inicial .....	6
Mapa de la envolvente climática futura .....	7
Parámetros de dispersión.....	7
Barreras de dispersión .....	10
Parámetros de crecimiento .....	10
Simulación de capacidad migratoria .....	11
Consenso entre GCM .....	11
<b>3. Resultados .....</b>	<b>12</b>
3.1. Distribución y nicho ecológico .....	12
3.2. Capacidad migratoria.....	17
Impactos en la distribución inicial y la envolvente climática futura .....	17
Refugio climático.....	20
<b>4. Discusión .....</b>	<b>21</b>
4.1. Modelo de distribución de especies y nicho ecológico .....	21
4.2. Migración, dispersión y regeneración .....	22
4.3. Recomendaciones para el manejo y conservación .....	23
4.4. Impactos en el Santuario Nacional de Ampay.....	24
4.5. Limitaciones.....	25
<b>5. Conclusiones .....</b>	<b>25</b>
<b>6. Bibliografía .....</b>	<b>25</b>
<b>7. Anexos .....</b>	<b>33</b>

## Índice de tablas

Tabla 1. Prueba de hotelling de conglomerados.....	9
Tabla 2. Evaluación de modelos de Maxent por métrica AUC, según número y peso de variables.....	13
Tabla 3. Análisis de sensibilidad de la incertidumbre de las variables ambientales del nicho ecológico óptimo de <i>Podocarpus glomeratus</i> .....	14
Tabla 4. Área de nicho ecológico óptimo preservado, perdido y ganado de <i>P. glomeratus</i> bajo dos escenarios climáticos, por cambio de clima.....	16
Tabla 5. Área de distribución inicial de <i>Podocarpus glomeratus</i> el año 2020 y su proyección al 2100 por escenario migratorio .....	24
Tabla 6. Métricas de capacidad migratoria de <i>P. glomeratus</i> en escenario SSP585 con dispersor Cotingidae, a 12 años de madurez reproductiva, en regeneración en bosque y varios usos de suelo .....	39
Tabla 7. Métricas de capacidad migratoria de <i>P. glomeratus</i> en escenario SSP5.85 con dispersor Traupidos, a 12 años de madurez reproductiva, en regeneración en bosque y varios usos de suelo .....	40
Tabla 8. Métricas de capacidad migratoria de <i>P. glomeratus</i> en escenario SSP2.45 con dispersor Cotingidae, a 12 años de madurez reproductiva, en regeneración en bosque y varios usos de suelo .....	40
Tabla 9. Métricas de capacidad migratoria de <i>P. glomeratus</i> en escenario SSP2.45 con dispersor Traupidos, a 12 años de madurez reproductiva, en regeneración en bosque y varios usos de suelo .....	40

## Índice de Figuras

Figura 1. Área de estudio.....	3
Figura 2. Gráfico de la metodología del objetivo 1 .....	6
Figura 3. Maduración y estructura de la semilla de <i>Podocarpus glomeratus</i> .....	8
Figura 4. Análisis de conglomerados de aves potencialmente dispersoras de <i>Podocarpus glomeratus</i> .....	9
Figura 5. Gráfico de la metodología del objetivo 2.....	12
Figura 6. Cambio de tendencia en evaluación de modelos por métrica AUC.....	13
Figura 7. Curvas de respuesta de las variables del nicho ecológico de <i>Podocarpus glomeratus</i> .....	15
Figura 8. Mapas de envolvente climática con área preservada, pérdida y ganancia .....	16
Figura 9. Métricas migratorias por escenario y cambio de clima.....	18
Figura 10. Mapas de escenarios de migración de <i>Podocarpus glomeratus</i> . .....	19
Figura 11. Refugio climático para <i>Podocarpus glomeratus</i> en la zona de estudio. ....	20
Figura 12. Mapa de zonas con potencial para restauración de bosque de <i>Podocarpus glomeratus</i> .....	24
Figura 13. Evaluación de anomalías climáticas al 2100 en el escenario climático SSP5-8.5. ....	38
Figura 14. Evaluación de anomalías al 2100 en el escenario climático SSP2-4.5 .....	39

## Lista de acrónimos

AP	Área protegida
AUC	Área bajo la curva
CMR	Colonizado con madurez reproductiva
CNOMR	Colonizado sin madurez reproductiva
CO <sub>2</sub>	Dióxido de carbono
COR	Correlación
DAP	Diámetro de la altura del pecho
DM	Discrepancia migratoria
DispDist	Distancia de dispersión
DispStep	Pasos de dispersión
ECP	Envolvente climática presente
ELEV	Elevación
GBIF	Global Biodiversity Information Facility
GCM	Modelos climáticos globales
Ha	Hectáreas
INEI	Instituto Nacional de Estadística e Informática de Perú
iniDist	Distribución Inicial
iniMatAge	Inicio de la madurez reproductiva
INRENA	Instituto Nacional de Recursos Naturales
IPCC	Panel Intergubernamental de Cambio Climático
LDD	Eventos de dispersión de larga distancia
lddMaxDist	Distancia máxima de eventos de dispersión de larga distancia
lddMinDist	Distancia mínima de eventos de dispersión de larga distancia
Maxent	Máxima Entropía
Mm	Milímetros, litro de agua por metro cuadrado
MR	Madurez reproductiva
OR	Tasa de omisión
PEC	Pérdida de envolvente climática
PODGLO	Podocarpus glomeratus
QGIS	Quantum Geographic Information System
ROC	Receiver Operating Characteristic
SDM	Modelos de distribución de especies
SERNANP	Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas de Perú
SNA	Santuario Nacional de Ampay
SSP	Trayectorias socioeconómicas compartidas
TMR	Tiempo de madurez reproductiva

# ¿Cómo afectará el cambio climático a la intimpa? Proyección del nicho ecológico y escenarios migratorios de *Podocarpus glomeratus* D. Don (Podocarpaceae) bajo el cambio climático en los Andes peruanos

Zuider Zamalloa Urbano<sup>1</sup>, Bryan Finegan<sup>1</sup>, Pablo Imbach<sup>1</sup>, Alejandra Martinez-Salinas<sup>1</sup>

<sup>1</sup>CATIE-Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica.

## Abstract

**Objetivo:** Ante la acelerada velocidad del cambio climático inducido por actividades humanas, se prevén alteraciones en la distribución de especies arbóreas, especialmente aquellas de lento crecimiento y rango térmico estrecho, debido a retrasos migratorios. En este estudio, realizamos simulaciones del nicho ecológico de la conífera *Podocarpus glomeratus* a lo largo de la Cordillera de los Andes y evaluamos su capacidad migratoria en un paisaje fragmentado en los Andes peruanos, específicamente en las regiones de Apurímac y Cusco.

**Zona de estudio:** La Cordillera de los Andes en Ecuador, Perú y Bolivia con simulaciones de migración aplicadas en bosques fragmentados de las regiones Apurímac y Cusco, abarcando un área de 673,839 hectáreas.

**Métodos:** Se empleó un modelo híbrido de distribución de especies que combina el modelo correlativo Maxent, para proyectar la envolvente climática de *P. glomeratus*, y el modelo mecanicista MigClim, para simular ocho escenarios migratorios en cuatro periodos de clima (2000-2040, 2041-2060, 2061-2080, 2081-2100). Los escenarios migratorios combinaron diferentes tipos de dispersores, barreras a la dispersión y escenarios climáticos SSP2-4.5 y SSP5-8.5.

**Resultados:** Para el año 2100, se proyecta una reducción en la envolvente climática de 23 y 37% bajo los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5, respectivamente, en los Andes de Ecuador, Perú y Bolivia, conservando refugios climáticos en los Andes peruanos. En Apurímac y Cusco, la envolvente climática se preservará. No se observó diferencias en la capacidad migratoria entre escenarios climáticos.

**Conclusiones:** El cambio climático impactará la distribución futura de *P. glomeratus* bajo escenarios de incertidumbres en la precipitación estacional y la temperatura. En los Andes peruanos, la estructura del paisaje limita los escenarios migratorios más que los factores climáticos. Se recomienda fortalecer la capacidad migratoria mediante estrategias de manejo y conservación que incluyan acciones dentro de las áreas protegidas y en el paisaje, combinando migración asistida con sistemas agroforestales que faciliten la dispersión por vectores de larga distancia como la especie frugívora *Ampelion Rubrocristatus*.

## Key words

Modelo de distribución de especies, SDM, MigClim, Maxent, capacidad migratoria, distribución, migración, andes, Perú.



## 1. Introducción

El cambio climático impacta negativamente la biodiversidad al reducir la diversidad genética y ocasionar la pérdida de hábitat, lo que puede conducir incluso a la extinción de especies (Bellard et al. 2012). Este fenómeno se acelera por la actividad humana mediante la emisión de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) derivado de la quema de combustibles fósiles (Flato 2011). En este contexto, la región de los Andes tropicales, constituye una de las regiones más amenazadas por el cambio climático (Malcolm et al. 2006), estando además caracterizada por altos niveles de riqueza y endemismo (Kessler Michael 2002), con alrededor de 45 mil especies de plantas, de las cuales 6.7% son endémicas (Myers et al. 2000), debido a la reducción del flujo genético por la fragmentación de las poblaciones de especies provocado por la configuración topográfica (Kessler Michael 2002).

Las especies arbóreas son vulnerables a la velocidad del cambio climático por los cambios en la distribución de sus condiciones climáticas (Loarie et al. 2009). Cuando la velocidad de este cambio supera la capacidad migratoria de estas especies para ajustarse a las nuevas condiciones ambientales (Pearson 2006), se da origen a un fenómeno denominado retraso migratorio (Zani 2023).

La especie de árbol *Podocarpus glomeratus*, conocida comúnmente como Intimpa, pertenece a la segunda familia más grande de coníferas, Podocarpaceae, y se distribuye en bosques y matorrales de alta montaña y subalpinos en los Andes de Ecuador, Perú y Bolivia en elevaciones entre 1,800 y 3,000 msnm (Farjon 2017), así como en elevaciones superiores, hasta 3,600 msnm, pero en forma arbustiva y enana (Farjon 2017). *P. glomeratus* es una especie de árbol esciófita parcial, longeva, con tasas lentas de crecimiento anual que varían entre 0.15 y 4 cm en diámetro de la altura del pecho (DAP) en árboles adultos de bosques primarios (Veillon 1962, Carilla y Grau 2011). Presenta un sistema sexual dioico, con maduración lenta de las semillas y una frecuencia de dispersión de semillas anual y prolongada, que abarca aproximadamente seis meses, desde fines de la primavera hasta principios del otoño (Ayma-Romay y Sanzetenea 2008, Ayma-Romay 2005). La producción de semillas es escasa, fluctuando entre 1% a 17% de semillas maduras por árbol (Ayma-Romay 2005).

El Santuario Nacional de Ampay (SNA), situado en Apurímac, Perú, conserva el bosque de Intimpas, el único en el país donde predomina la especie *P. glomeratus* (Huamantupa-Chuquimaco et al. 2017). Este ecosistema proporciona servicios ecosistémicos esenciales, como la captura de humedad, suministro de agua, hábitat para especies raras y en peligro de extinción (Salas Cuyubamba et al. 2011, Vasquez et al. 2017, SERNANP 2022, INRENA 2004). Asimismo, contribuye a la captura y almacenamiento de 69.76 toneladas de carbono por hectárea, con un valor económico estimado en la captura de CO<sub>2</sub> de aproximadamente USD 30,000 anuales para esta área (Alfaro 2021, Vasquez et al. 2017). *P. glomeratus* ha demostrado un gran potencial dendrocronológico para reconstruir el pasado climático de los bosques andinos (Escobar et al. 2023, Rodríguez-Morata et al. 2020) y la madera del género *Podocarpus* es altamente valorada y utilizada para diversos fines (Veillon 1962). A pesar de estos estudios, la información sobre *Podocarpus glomeratus* es limitada.

El Santuario Nacional de Ampay, que protege el bosque de Intimpas, es una de las 17 áreas con mayor vulnerabilidad al cambio climático en el Perú (Mena et al. 2014).

Estudios realizados en otras especies del género *Podocarpus* proyectan una pérdida de nicho ambiental, contracción en su área de distribución y una alta sensibilidad a las fluctuaciones climáticas en las próximas décadas (Quiroga et al. 2018, Mellick et al. 2013, Twala et al. 2023).

Los modelos de distribución de especies (SDM) permiten simular el nicho ecológico de una especie y proyectarlo geográficamente para estimar su distribución potencial actual y futura en una región dada (Kearney y Porter 2009). El nicho ecológico comprende las condiciones bióticas y abióticas que condicionan la evolución de una especie (Wiens 2011) y, en los SDM, se representa como un hipervolumen, es decir, un espacio ambiental multidimensional que delimita las restricciones ambientales de la especie (Kearney y Porter 2009). Los SDM pueden clasificarse en correlativos o mecanicistas. Los modelos correlativos buscan establecer relaciones entre la presencia, ausencia o abundancia de especies y variables ambientales como temperatura, precipitación, elevación y ubicación, definiendo así un espacio multivariado de condiciones ambientales adecuadas que representa la descripción del hábitat de una especie (Kearney y Porter 2009). En cambio, los modelos mecanicistas requieren datos biológicos específicos de la especie, tales como supervivencia, desarrollo, crecimiento y capacidad reproductiva, para caracterizar el nicho ecológico fundamental (Kearney y Porter 2009).

La envolvente climática, también denominada ‘nicho climático’, representa el componente climático del nicho ecológico fundamental y se caracteriza a partir del nicho ecológico realizado (Pearson y Dawson 2003). En el presente estudio, se emplean los términos ‘*nicho ecológico*’ para referirnos al *nicho fundamental* de la especie y ‘*envolvente climática*’ como la proyección geográfica del nicho ecológico.

Aunque se conocen parcialmente las características ecológicas y la biología reproductiva de *P. glomeratus*, no se han hecho estudios de su nicho ecológico ni sobre su capacidad migratoria. En este sentido, el presente trabajo busca contribuir al conocimiento del nicho ecológico de *Podocarpus glomeratus*, los posibles impactos del cambio climático en su distribución proyectada, e identificar los procesos ecológicos que condicionan su capacidad migratoria. Con base en lo anterior, se plantean recomendaciones para la gestión del paisaje en el área de estudio.

## 1.1. Objetivos

El presente estudio tiene como objetivo contribuir al conocimiento sobre la vulnerabilidad de la especie *Podocarpus glomeratus* D. Don frente al cambio climático en los andes de Apurímac y Cusco, Perú. Específicamente, se determinó los potenciales impactos del cambio climático en la distribución de la especie en la cordillera de los Andes en Perú, Ecuador y Bolivia; y se evaluó su capacidad migratoria potencial en las zonas andinas de Apurímac y Cusco, en Perú.

## 2. Metodología

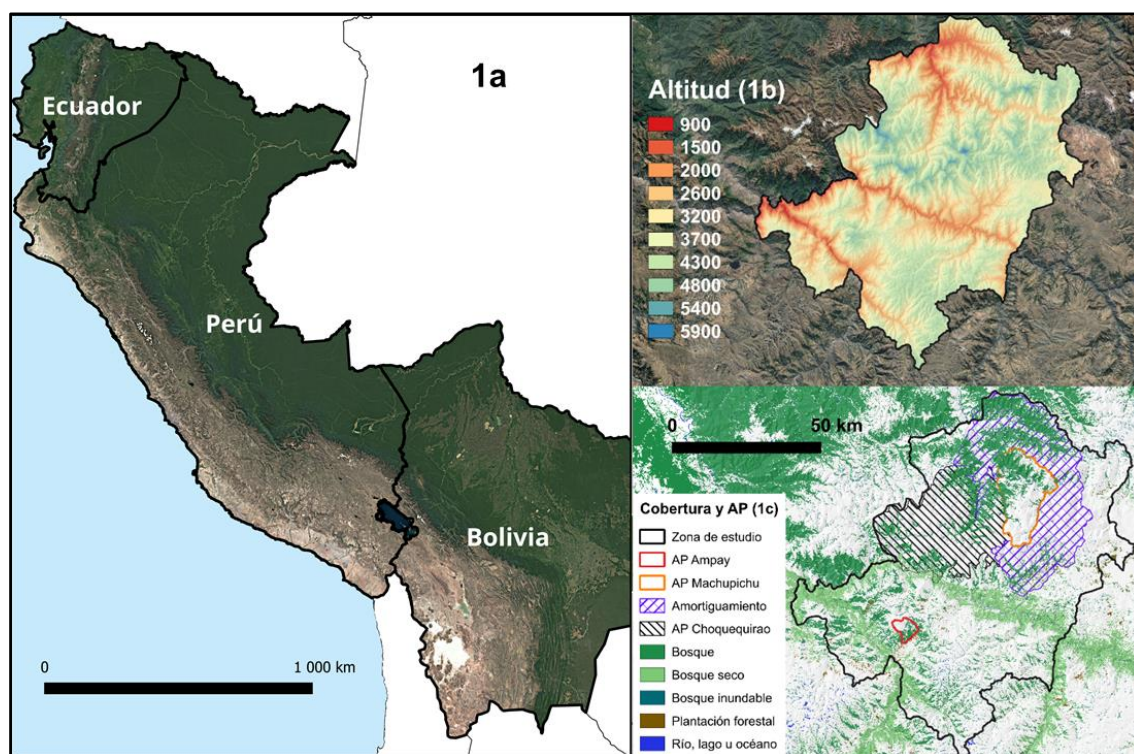
### 2.1. Área de estudio

El área de estudio varía según el objetivo específico planteado. La distribución de *P. glomeratus*, i.e, su nicho ecológico, se modeló a nivel de los países andinos de Ecuador, Perú y Bolivia, que constituyen la distribución actual de la especie (Farjon 2017), con una

extensión aproximada de 261,252,710 hectáreas (Fig. 1a); de esta superficie, el área correspondiente a los Andes abarca alrededor de 119,123,842 hectáreas (Josse C. et al. 2009).

Por otro lado, los modelos migratorios se simularon en la región comprendida entre la zona altoandina y la vertiente amazónica de la Cordillera de los Andes ( $72^{\circ}10'-73^{\circ}30'O$ ;  $12^{\circ}90'-14^{\circ}0'S$ ), caracterizada por una temperatura media anual de  $11^{\circ}C$ , con rangos entre  $-1^{\circ}C$  a  $22^{\circ}C$  (Fick y Hijmans 2017), y un gradiente altitudinal que oscila desde los 982 hasta los 5,993 m.s.n.m (Fig. 1b). Esta área incluye 16 distritos políticos de las regiones de Apurímac y Cusco en Perú, con una población estimada de 177,450 habitantes al 2024 según el INEI, y una superficie total de 673,839 hectáreas, de las cuales el 18.9% presentaba cobertura forestal (bosque) en 2020 (Fig. 1c) (MapBiomias 2020).

Asimismo, dentro del área para la simulación de la migración se encuentran cuatro áreas protegidas: el Santuario Histórico de Machu Picchu, el Área de Conservación Regional Choquequirao (Cusco), el Área de Conservación de Kiuñalla y el Santuario Nacional del Ampay (Apurímac) (Fig. 1c). Esta última es la zona inicial del Bosque Modelo Abancay Apurímac (Ruiz-Guevara et al. 2023) y constituye un banco de genes con especies endémicas donde predomina *P. glomeratus* (Salas Cuyubamba et al. 2011, Huamantupa-Chuquimaco et al. 2017).



**Figura 1. Área de estudio.**

1a. Zona de estudio para modelar el nicho ecológico del árbol *P. glomeratus*. 1b. Altitud de zona de estudio para simular migración de *P. glomeratus* bajo escenarios de cambio climático. 1c. Cobertura y áreas protegidas en zona de estudio para simular la migración.

## 2.2. Nicho ecológico

El modelo de nicho ecológico se desarrolló utilizando el algoritmo de Máxima Entropía (Maxent), empleando registros de presencias y variables abióticas (Elith et al. 2011). Las salidas de Maxent proporcionan índices relativos de idoneidad que estima la probabilidad

que una especie esté presente en un sitio determinado (Elith et al. 2006, 2011). Para la modelación bajo clima futuro, las variables climáticas seleccionadas fueron proyectadas para el año 2100 bajo dos escenarios climáticos: SSP5-8.5, que contempla altas emisiones de CO<sub>2</sub> y crecimiento basado en combustibles fósiles con altos desafíos de mitigación, y SSP2-4.5, que asume emisiones intermedias con desafíos moderados de mitigación (Riahi et al. 2017). Además, se identificaron las anomalías derivadas de los 13 Modelos Generales de Circulación (GCM) asociados a cada escenario.

#### *Registros de presencias*

Las presencias de la especie *P. glomeratus* en la zona de estudio se obtuvieron de dos fuentes que corresponden primero a los registros verificados de ocurrencias del Global Biodiversity Information Facility (GBIF Secretariat 2023), y segundo a datos de las parcelas permanentes del Santuario Nacional de Ampay, ubicado en Apurímac, Perú, que alberga el único bosque del país donde esta especie es dominante (Alfaro 2021, Salas Cuyubamba et al. 2011). Los registros provenientes de GBIF fueron filtrados, eliminando los registros duplicados. En total, se recopilieron 57 presencias en el área de estudio (Anexo 1).

Para evitar la auto correlación espacial, es decir, el sesgo geográfico asociado a los registros de presencias que afecta la independencia entre éstos, se evaluaron diferentes conjuntos de datos mediante la aplicación de filtros espaciales para eliminar registros ubicados a menos de 1 km, 3 km, 5 km y 10 km, así como un conjunto sin filtrado (100% de registros) (Boria et al. 2014, Fielding y Bell 1997). Cada conjunto fue calibrado utilizando dos métodos de muestreo: validación cruzada aleatoria tipo k-fold (submuestreos geográficos) y jackknife (aleatorización del conjunto) (Fielding y Bell 1997). El rendimiento de cada modelo se evaluó mediante la métrica Área Bajo la Curva (AUC) y la Tasa de Omisión (OR), métrica dependiente del umbral (Anexo 2) (Boria et al. 2014). El conjunto de datos con mejor rendimiento correspondió a aquel sin filtrado.

#### *Variables climáticas*

La información ambiental utilizada para este estudio fueron las 19 variables bioclimáticas que ofrece la plataforma Worldclim versión 2.1, base de datos de información climática y clima global de alta resolución espacial, que incluye datos de temperatura y precipitación correspondientes al periodo 1970-2000, con una resolución espacial de 30 segundos (~1 km<sup>2</sup>) (Fick y Hijmans 2017). Las variables climáticas se obtuvieron mediante la extracción de los valores de estas 19 variables bioclimáticas en cada punto de los 57 registros de presencia de la especie.

#### *Modelo de nicho ecológico*

La selección de variables y la calibración del modelo se realizaron mediante la métrica Área Bajo la Curva (AUC), la cual mide la capacidad del modelo para distinguir entre sitios con presencia y sitios con ausencias (pseudopresencias) (Elith et al. 2006, Boria et al. 2014, Phillips y Dudík 2008). Para ello, se implementaron modelos en Maxent, empleando las 19 variables bioclimáticas, con 10 repeticiones para minimizar posibles sesgos. Las salidas de Maxent proporcionan el porcentaje de contribución de cada variable al modelo, permitiendo la selección de variables mediante un proceso de eliminación iterativa de aquellas con menor aporte, evaluando en cada paso la métrica AUC para detectar cambios significativos en su tendencia. Un valor 1.0 en la AUC indica una separación perfecta en la distribución de presencia y ausencia, mientras que valores superiores a 0.75 son considerados útiles para la predicción (Fielding y Bell 1997, Elith

et al. 2006). El modelo final incluyó el menor conjunto de variables que maximizaron una contribución significativa, según la métrica AUC. Finalmente, se realizó un análisis de correlación de Pearson para reducir la redundancia entre variables y minimizar la colinealidad porque, mientras que la métrica AUC se basa en la clasificación por rangos de presencias y ausencias, la correlación de Pearson mide la relación entre las predicciones y las observaciones reales (Phillips y Dudík 2008, Elith et al. 2006) .

#### *Envolventes climáticas futuras*

El modelo de nicho ecológico, elaborado con variables bioclimáticas actuales del periodo 1970-2000, se simuló para cada uno de los trece GCM en cuatro periodos futuros de cambio de clima hasta el año 2100 (2000-2040, 2041-2060, 2061-2080 y 2081-2100). Las envolventes climáticas se proyectaron bajo los escenarios climáticos SSP2-4.5 y SSP5-8.5. Cada simulación de GCM generó una salida logística de Maxent, la cual estima la probabilidad de presencia de la especie en una escala de 0 a 1, evitando valores excesivos de presencia que pueden presentarse en las salidas brutas (Elith et al. 2011).

Para abordar la incertidumbre asociada a la variabilidad entre modelos, se realizó un ensamblaje de las trece simulaciones correspondientes a cada periodo y escenario, empleando el rango ‘probable’ de la escala de probabilidad, donde la presencia supera el 66% según los criterios del IPCC (2005) y otros estudios (Peyre et al. 2020, Keshtkar y Voigt 2016, Boisvert-Marsh et al. 2022). Este rango corresponde a áreas o píxeles en los que al menos nueve de los trece modelos coinciden en una misma tendencia de cambio. El ensamblaje se realizó en R, utilizando el paquete *terra* para ensamblar los modelos en un único objeto *SpatRaster*, así como el mecanismo básico *function* para calcular la función de probabilidad.

#### *Impactos en la distribución*

Para evaluar los impactos potenciales del cambio climático, se definieron las métricas de área preservada, pérdida y ganancia basadas en el nicho ecológico fundamental óptimo, el cual representa el hábitat adecuado para la reproducción de la especie. Este proceso implicó la conversión de los rásteres de salida logística generados por Maxent por cada GCM en mapas binarios, estableciendo un umbral de 0.5 de probabilidad de presencia para delimitar el nicho óptimo. De esta manera, los valores entre 0 a 1, fueron transformados en valores binarios, donde 1 equivale a valores de probabilidad de presencia >0.5 o hábitat adecuado, y 0 equivale a valores de probabilidad de presencia <0.5 o hábitat inadecuado o subóptimo (Quiroga et al. 2018). Esta conversión fue realizada en QGIS. El umbral 0.5, sugerido por Maxent en modelos de solo presencia (Elith et al. 2011, Merow et al. 2013), asume que la especie tiene un 50% de probabilidad de ocupar la celda. Por ejemplo, para especies con baja abundancia como el jaguar se sugiere un umbral de 0.1 (Elith et al. 2011), pero para especies arbóreas 0.5, incluso se usó 0.4 para la especie *Podocarpus parlatorei* en Argentina (Quiroga et al. 2018). Sin embargo, debido a la falta de información sobre el umbral óptimo de la especie, se implementó un análisis de sensibilidad evaluando también umbrales 0.4 y 0.6, recomendado para incertidumbres imprevisibles por la falta de información mediante uso de escenarios (IPCC 2005).

Posteriormente, se ensamblaron las trece simulaciones de GCM aplicando la probabilidad al 66% para cada periodo y escenario climático. Los impactos se calcularon comparando la envolvente climática actual (1975-2000) con las envolventes proyectadas para cada periodo climático futuro (Figura 2). Las métricas se calcularon en QGIS mediante la

calculadora ráster, y la cuantificación del área se realizó con la herramienta *Estadísticas zonales de la capa ráster*.

### 2.3. Capacidad migratoria

La capacidad migratoria de *P. glomeratus* se evaluó mediante el modelo MigClim, con el cual se proyectó la distribución futura de la especie en varios periodos de tiempo hasta el 2100, bajo cuatro escenarios de fragmentación del paisaje y cambio climático. MigClim, utilizando un autómata, integra la distribución inicial de la especie -celdas de origen- y las proyecciones de envoltentes climáticas futuras con procesos de dispersión, colonización, crecimiento y extinción de la especie en el paisaje, incorporando las limitaciones de la dispersión (Engler y Guisan 2009, Engler et al. 2012, Engler 2012).

Los parámetros requeridos para la ejecución del modelo incluyen un mapa de distribución inicial, un mapa de la envoltente climática futura, parámetros de dispersión como las distancias de dispersión (media y larga distancia) y el kernel de dispersión (Engler et al. 2012), barreras de dispersión, parámetros de crecimiento como el tiempo de madurez reproductiva (TMR), los cuales se explican a continuación.

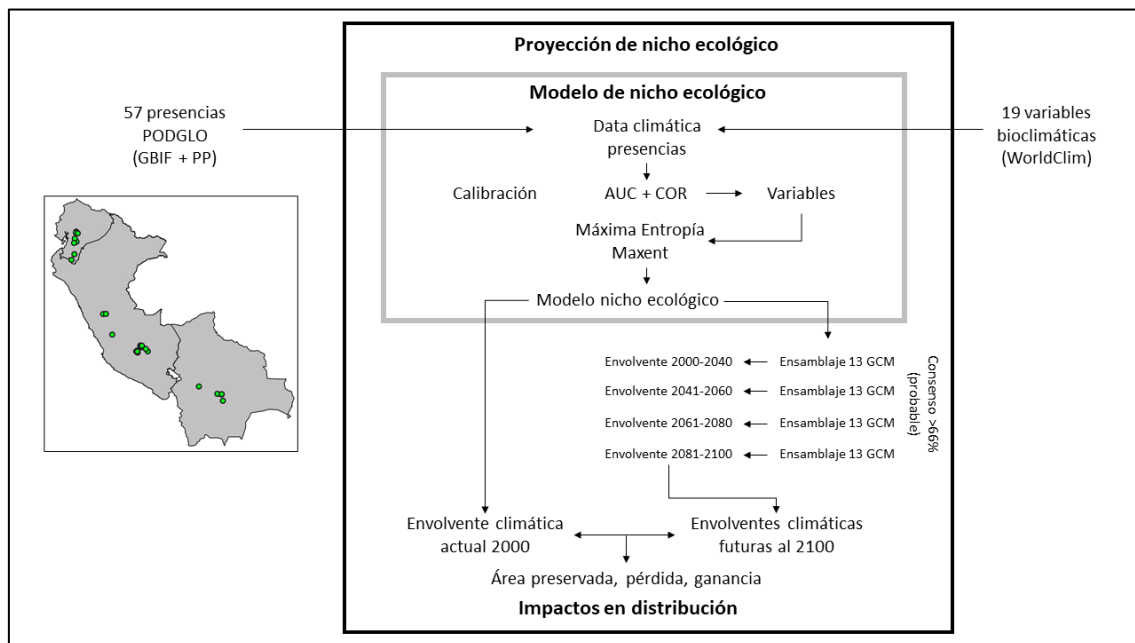


Figura 2. Gráfico de la metodología del objetivo 1

#### Mapa de distribución inicial

La distribución inicial representa la ubicación de las celdas de origen que contienen individuos hembras reproductivos con capacidad para dispersar propágulos, mediante un ráster binario codificado como 1 para presencia y 0 para ausencia (Engler et al. 2012). La elaboración de este ráster se basó en la ubicación de parches de bosque primario, que constituye el hábitat de la especie (Vasquez et al. 2017, Huamantupa-Chuquimaco et al. 2017). Estos parches correspondieron a parches de bosque mayores a 50 hectáreas, localizados dentro de la envoltente climática correspondiente al periodo de referencia 1975-2000. El área mínima del parche de bosque fue definida a partir de la identificación del tamaño mínimo de remanentes de bosque donde se estudió esta especie esciófita (Ayma-Romay y Sanzetenea 2008).

Para cada paso temporal de simulación de cambio de clima, los mapas de distribución inicial se actualizaron reclasificando las celdas colonizadas que alcanzaron la madurez reproductiva como nuevas celdas de origen para el siguiente cambio de clima. Para ello se utilizó la función *classify* del paquete *terra* en R.

#### *Mapa de la envolvente climática futura*

Estos mapas representan las áreas potenciales que la especie puede ocupar y constituyen proyecciones futuras del nicho ecológico, una por cada GCM futuro, generadas en Maxent a partir de la simulación de las variables seleccionadas en el modelo de la envolvente climática. Estos rasters de proyección futura fueron, recortados al área de estudio y alineados con el mapa de distribución inicial (Boisvert-Marsh et al. 2022) utilizando el software QGIS. Los resultados se presentan como rásters continuos con rangos de probabilidad de presencia en una escala de 0 a 1000, donde 0 representa el hábitat menos adecuado y 1000 el más favorable. El umbral de presencia recomendado por MigClim es >500 (Engler et al. 2012), equivalente al umbral 0.5 establecido en la envolvente climática futura.

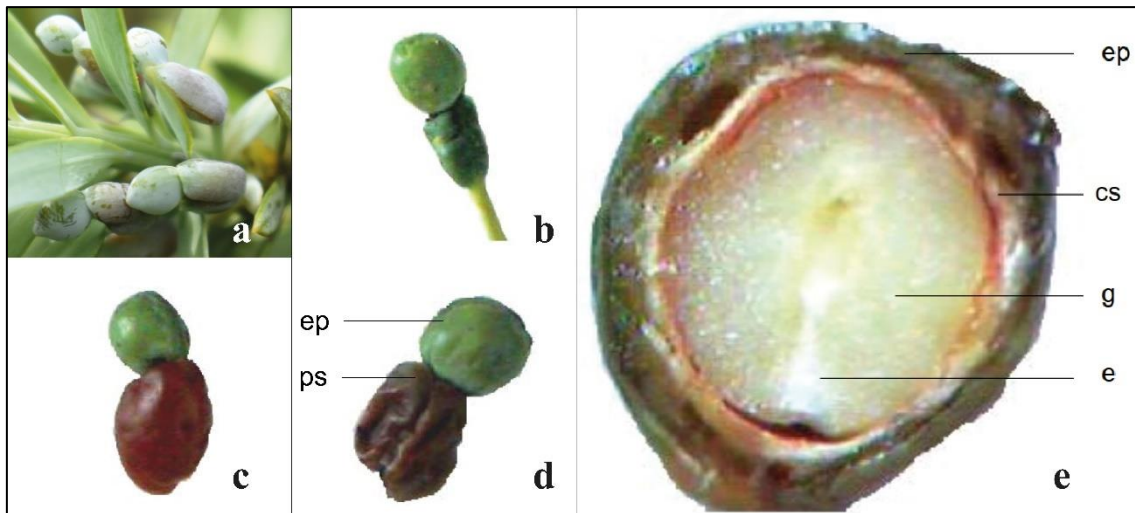
#### *Parámetros de dispersión*

Los parámetros de dispersión requeridos para la simulación incluyen las distancias y frecuencias de eventos de dispersión a media y larga distancia, así como la probabilidad de dispersión corta de semillas en función de la distancia a la celda de origen (dispersal kernel), cuya forma se modela mediante una función exponencial negativa (Engler y Guisan 2009, Boisvert-Marsh et al. 2022, Zhao et al. 2023).

La fenología reproductiva de la *P. glomeratus* incide directamente en su capacidad de dispersión. Esta gimnosperma se caracteriza por la presencia de semillas primitivas y la ausencia de frutos. Sus órganos reproductivos se disponen en estróbilos femeninos (ginostróbilos) y masculinos (androstróbilos), separados en individuos distintos debido a la naturaleza dioica de la especie (Ayma-Romay 2005). Las semillas están ubicadas en el epimacio o cono, acompañadas en la base por un pseudofruto (Figura 3abcd). El pseudofruto, con dimensiones de 0.8 cm de alto por 0.6 cm de ancho (Ayma-Romay 2008), puede crecer hasta duplicar el tamaño del epimacio, cuyo tamaño varía entre 0.5 y 0.6 cm (Ayma-Romay 2005, Farjon 2017), y muestra un cambio cromático progresivo: del color verde (Fig. 3b), color rojo-café (Fig. 3c) y finalmente negro (Fig. 3d) (Ayma-Romay 2008).

Al alcanzar la madurez, la semilla se vuelve blanda y adquiere un sabor dulce, lo que favorece su consumo y dispersión por aves frugívoras, debido a su carnosidad y dulzura (Salas Cuyubamba et al. 2011, Ayma-Romay y Sanzetenea 2008, Ayma-Romay 2005). En contraste, el epimacio permanece verde y de sabor desagradable, incluso en semillas maduras. Por debajo del epimacio se encuentra la cubierta seminal (Fig. 3e), de textura fibrosa y dura, que se endurece al perder humedad, dificultando la absorción de agua por la semilla, el desarrollo embrionario y la separación del gametofito (Fig. 3e) (Ayma-Romay 2005). Debido a su morfología, la semilla es recalcitrante y no tolera un contenido de humedad inferior a 26% (Ayma-Romay 2005).





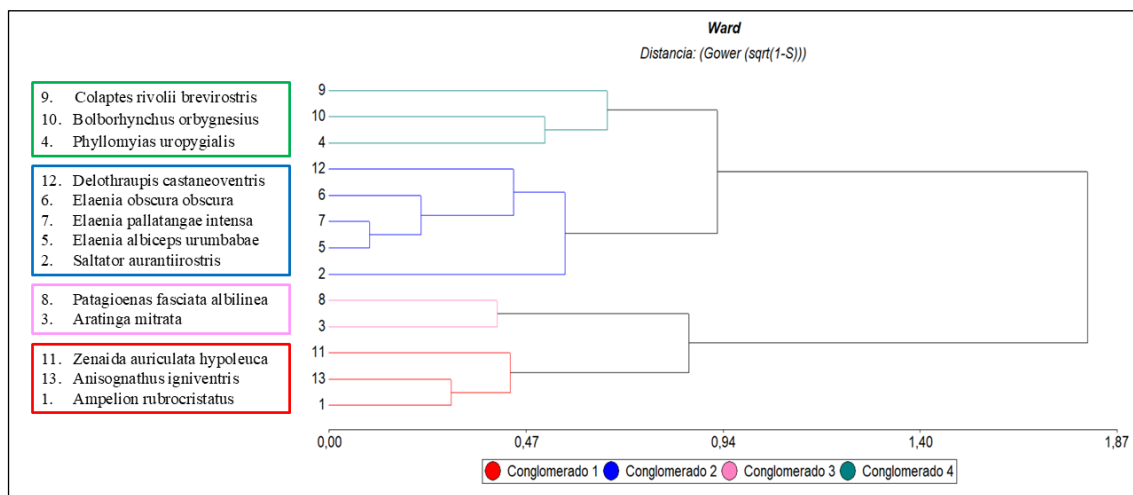
**Figura 3. Maduración y estructura de la semilla de *Podocarpus glomeratus***

(a) Foto semilla de *Podocarpus glomeratus*. (b) Pseudofruto de color verde. (c) Pseudofruto color rojo-café. (d) Pseudofruto color negro, epimacio (ep), pseudofruto (ps). (e) Corte longitudinal de gimnostróbilo, epimacio (ep), cubierta seminal (cs), gametofito (g), embrión (e). Fuente: Foto (a): Deinna Chávez. Imágenes (b,c,d,e): Ayma-Romay 2005, 2008.

Debido a la ausencia de estudios específicos sobre la dispersión de esta especie, la selección de la especie de ave dispersora de *P. glomeratus* se realizó con la siguiente metodología. A partir de la Guía de Aves del Santuario Nacional del Ampay (Valenzuela 2016), se identificaron especies que habitan el bosque de intimpas y se seleccionaron aquellas que también están presentes en el Santuario de Machupichu (Walker 2015). Para cada especie se recopilaban sus rasgos funcionales e historias de vida (Tobias et al. 2022).

El análisis comprendió la clasificación en cuatro grupos o conglomerados, con coeficiente Gower: (1) frugívoros medianos, (2) invertívoros pequeños, (3) granívoros grandes, (4) invertívoros medianos, descartando aquellas con nicho trófico invertívoro (i.e. que se alimentan de insectos y artrópodos) (Figura 4). El tamaño mediano corresponde a aves de entre 50g y 100g de peso corporal, y el tamaño grande a aves de más de 100g de peso corporal. Las aves de menor masa corporal se espera que remuevan menos semillas, y que estén pasen un tiempo más breve en el tracto intestinal, dedicando también menos tiempo al forrajeo, lo que las hace más efectivas en la dispersión (Godínez-Alvarez et al. 2020). Por otro lado, las aves de mayor tamaño mejoran la germinación de semillas recalcitrantes tras su paso por el tracto intestinal (Wenny 2000, Godínez-Alvarez et al. 2020, Ayma-Romay 2005).





**Figura 4. Análisis de conglomerados de aves potencialmente dispersoras de *Podocarpus glomeratus***  
 Conglomerados: 1 frugívoros medianos (rojo), 2 invertívoros pequeños (azul), 3 granívoros grandes (rosado), 4 invertívoros medianos (verde).

**Tabla 1. Prueba de hotelling de conglomerados**

Conglomerado	Pico (mm)	Masa corporal (g)	Nivel trófico	Nicho trófico	n	
4	19.27	51.37	1.67	3.33	3	A
3	28.40	307.65	1.00	2.00	2	B
2	16.10	25.48	3.00	3.00	5	C
1	18.10	69.40	1.00	1.33	3	D

Nivel trófico: 1 herbívoro, 2 carnívoro, 3 omnívoro. Nicho trófico: 1 frugívoro, 2 granívoro, 3 invertívoro, 4 omnívoro. Las letras A, B, C, D indican grupos estadísticamente diferentes entre sí.

De los conglomerados identificados, se seleccionó el Conglomerado 1, correspondiente a frugívoros medianos (Tabla 1). Las especies fueron validadas mediante consulta con un experto ornitólogo local. Las especies seleccionadas fueron *Anisognathus igniventris* (familia Thraupidae), con una masa corporal de 34 g, frugívora, sedentaria y hábitat en bosque, especialista intermedia; y *Ampelion rubrocrisatus* (familia Cotingidae), con masa corporal de 66.3 g, frugívora, sedentaria y hábitat en bosque (Tobias et al. 2022, Tinoco et al. 2019). Las distancias de dispersión de estas especies, tanto promedio como de larga distancia, se determinaron a partir de una revisión bibliográfica a nivel familiar (Camargo et al. 2020, Sekercioglu et al. 2007, Karubian et al. 2012, Leavelle et al. 2015). La distancia promedio de dispersión (DispDist) se calculó con base en el promedio de las distancias reportadas a nivel familiar, mientras que la dispersión a larga distancia (LDD) se definió a partir del promedio de las distancias máximas registradas en dichos estudios.

El tamaño de la celda o pixel del ráster en MigClim se determinó en función de los parámetros *dispersal kernel* y DispDist (distancias de dispersión). La resolución se calculó dividiendo la distancia media de dispersión entre cinco, en correspondencia a los cinco pixeles que comprenden el parámetro dispersal kernel (Engler 2012). Para las especies seleccionadas, DispDist promedio de 75 metros para *Anisognathus igniventris* y 1,500 metros para *Ampelion rubrocrisatus*, definieron la resolución del pixel por dispersor en 15 metros para la tangara y 300 metros para la cotinga (Anexo 3).

El rango de dispersión a larga distancia (LDD) se definió con un mínimo de seis celdas (LDD<sub>min</sub>) y un máximo correspondiente al promedio de distancias máximas expresadas en celdas (LDD<sub>max</sub>) (Engler et al. 2012, Engler y Guisan 2009). Los parámetros LDD para

*Anisognathus igniventris* y *Ampelion rubrocristatus* fueron de 1.7 km y 4.3 km, respectivamente (Anexo 3).

#### *Barreras de dispersión*

MigClim limita la dispersión corta de propágulos en aquellas celdas clasificadas como hábitat inadecuado para la especie, impidiendo su dispersión a través de estas áreas. En contraste, la dispersión a larga distancia es estocástica y no está restringida por estas barreras (Engler et al. 2009, Engler y Guisan 2009). La evidencia sobre la regeneración de *P. glomeratus* fuera del bosque maduro es escasa, y las plántulas reforestadas presentan bajas tasas de crecimiento y supervivencia (Ayma-Romay et al. 2017).

Con base en esta información se definieron dos escenarios de barreras en el paisaje. En el primer escenario las únicas áreas consideradas barreras fueron cuerpos de agua, carreteras y zonas urbanas (Boisvert-Marsh et al. 2022), asumiendo que la especie puede regenerarse en varios usos de suelo además del bosque (escenario de regeneración en varios usos). En el segundo escenario, además de estas barreras, todos los usos del suelo fuera del bosque -cultivos, pastos, pajonales, plantaciones forestales y matorrales- fueron considerados barreras, indicando que la especie solo puede regenerarse en el bosque (escenario de regeneración exclusiva en bosque). Las capas de uso de suelo se recortaron al área de estudio, se alinearon a la distribución inicial y se reclasificaron utilizando R.

#### *Parámetros de crecimiento*

Los parámetros de crecimiento corresponden a *Pasos de dispersión* (dispStep), definido como la cantidad de eventos de dispersión que ocurren durante un periodo de cambio de clima; a *Potencial de producción de propágulos* (propaguleProd), que representa la probabilidad de una celda de origen de producir propágulos en función del tiempo transcurrido desde su colonización; e *Inicio de la madurez reproductiva* (iniMatAge) (Engler et al. 2012).

La frecuencia de dispersión de semillas de *P. glomeratus* ocurre de manera anual, de ocurrencia escasa y prolongada, con duración de dos a cuatro meses en época seca (Ayma-Romay 2008, Ayma-Romay y Sanzeteña 2008, Ayma-Romay 2005). En consecuencia, se definió que cada unidad de Pasos de dispersión (dispStep) corresponde a un año, estableciéndose el parámetro dispStep = 20 para representar el intervalo completo de veinte años correspondiente al periodo de cambio de clima. Dado que el mapa de distribución inicial de *P. glomeratus* se basó en datos históricos de la envolvente climática (1975-2000), el parámetro dispSteps se fijó en 40 para la simulación correspondiente al primer periodo de clima (2000 hasta 2040), con el fin de reflejar de manera adecuada la migración en ese intervalo.

Otro parámetro es el *Potencial de producción de propágulos* (propaguleProp), que representa la probabilidad de que una celda colonizada produzca propágulos al alcanzar el inicio de la madurez reproductiva (iniMatAge) hasta la madurez completa. Debido a la ausencia de información específica sobre este parámetro, se asumió que la probabilidad de producción de propágulos en ambos momentos es igual y se mantuvo fija en uno (propaguleProp = c(1.0)) (Engler 2012, Boisvert-Marsh et al. 2022).

Para estimar el *Inicio de la madurez reproductiva* (iniMatAge) de *P. glomeratus*, se recopiló información de individuos hembras reproductivos en áreas reforestadas con antigüedades de 10, 15, 20 y 35 años (Anexo 4). Dichas áreas corresponden a zonas

perturbadas del bosque de intimpa en el Santuario Nacional de Ampay, afectadas por actividades ganaderas, extracción de madera y carbón (Hostnig y Palomino D. 1997). Al detectar individuos hembras reproductivos, se consideró el área reforestada más reciente (10 años), a la cual se sumaron dos años correspondientes al periodo en que las plántulas recolectadas en el bosque transcurrieron en el invernadero, más el tiempo de germinación de acuerdo a estudios realizados en Bolivia (Ayma-Romay 2005). Esta metodología permitió determinar que la especie inicia su madurez reproductiva a los 12 años en zonas perturbadas.

#### *Simulación de capacidad migratoria*

En total, se evaluaron ocho escenarios migratorios, combinaciones de los escenarios climáticos, los vectores de dispersión y los escenarios de regeneración: dos escenarios climáticos (SSP2-4.5 y SSP5-8.5); dos vectores de dispersión (Cotinga y Traupido), y dos escenarios de barreras: sin barreras (regeneración en varios usos de suelo: pastizal, cultivos, pasto y bosque) y con barreras (regeneración exclusiva en bosque).

Los rásteres de entrada empleadas en las simulaciones -incluyendo mapas de distribución inicial y futura, hábitat adecuado y barreras de dispersión- fueron reproyectados en QGIS a una resolución espacial de 300 metros para los escenarios con Cotingas y de 15 metros para los escenarios con Traupidos.

Utilizando los rásteres de entrada empleadas en las simulaciones, que incluyen mapas de distribución inicial y futura, envolventes climáticas, barreras de dispersión y los parámetros descritos, se ejecutaron simulaciones para los ocho escenarios migratorios en el software R con la función `MigClim.migrate` del paquete `MigClim` (Engler et al. 2012).

#### *Consenso entre GCM*

Las simulaciones en `MigClim` se replicaron seis veces por cada uno de los trece GCM, para cada escenario climático en cada periodo climático (2000-2040, 2041-2060, 2061-2081, 2081-2100). Cada réplica proporcionó métricas relevantes para cuantificar la capacidad migratoria, incluyendo el número de celdas colonizadas en cada unidad de `disSteps` (establecido en 40 para el periodo 2000-2040 y 20 años para los siguientes periodos), la envolvente climática no colonizada o área con retraso migratorio, la pérdida de envolvente climática por factores climáticos y los eventos efectivos de dispersión de larga distancia (LDD). Posteriormente, el ráster de cada réplica fue convertidos al formato .tif y reclasificado utilizando la función `reclassify` del paquete `terra` en R, en las siguientes categorías: -1 (valor negativo) para pérdida de envolvente climática, 0 para hábitat no adecuado, 1 para celdas de origen, 1000 para celdas colonizadas con individuos en madurez reproductiva (>12 años, `iniMatAge`), 100 para celdas colonizadas sin madurez reproductiva (<12 años, `IniMatAge`), y 10,000 para celdas con hábitat adecuado no colonizado.

Posteriormente, se ensamblaron las seis réplicas reclasificadas de cada GCM y se aplicó la función de consenso >66%, para conservar únicamente las celdas que coinciden en al menos cuatro réplicas (Nuñez 2023). Las celdas sin esta concordancia se definieron como “No consenso”. Este proceso generó trece rásteres consensos, uno por cada GCM, para cada periodo de clima y escenario climático. Estos rásteres se ensamblaron para obtener un único ráster de consenso por periodo de clima. A partir de éste, se cuantificó el área en hectáreas de las métricas de migración -pérdida de envolvente climática, envolvente climática no colonizada, colonización con y sin madurez reproductiva- utilizando el

software QGIS. La distribución inicial de la especie se actualizó en cada periodo de clima reclasificando las celdas colonizadas que alcanzaron la madurez reproductiva en el ráster de consenso del periodo de clima previo, considerándolas nuevas celdas de origen para el siguiente periodo (Figura 5) (Boisvert-Marsh et al. 2022).

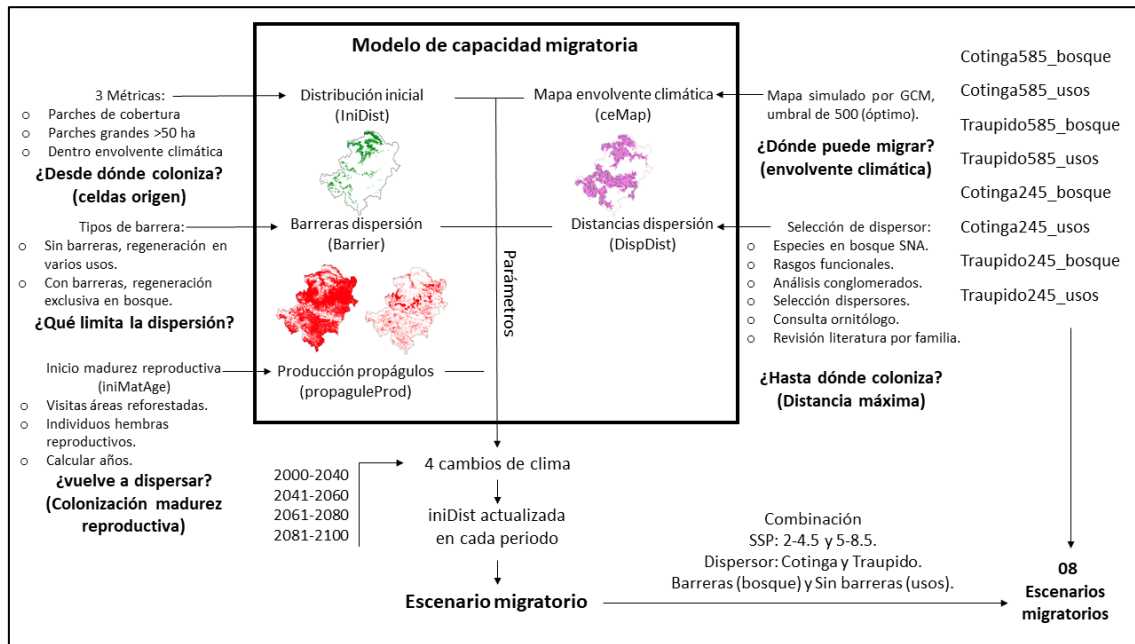


Figura 5. Gráfico de la metodología del objetivo 2

Finalmente, las métricas migratorias -área colonizada con madurez reproductiva, área de pérdida de envolvente climática y área de hábitat no colonizado- fueron cuantificadas en proporción a la envolvente climática para cada escenario migratorio. Además, se identificaron zonas de refugio climático para *P. glomeratus*, entendidas como áreas donde las condiciones abióticas para el desarrollo de la especie, representados en la envolvente climática futura, pueden preservarse y potencialmente expandirse bajo condiciones climáticas cambiantes (Keppel et al. 2012). Estas zonas se determinaron mediante la superposición de áreas climáticamente adecuadas bajo diferentes escenarios climáticos, identificando áreas de consenso como refugios climáticos, o mediante la intersección de la distribución actual con las distribuciones futuras proyectadas (Keppel et al. 2012, Boisvert-Marsh et al. 2022).

### 3. Resultados

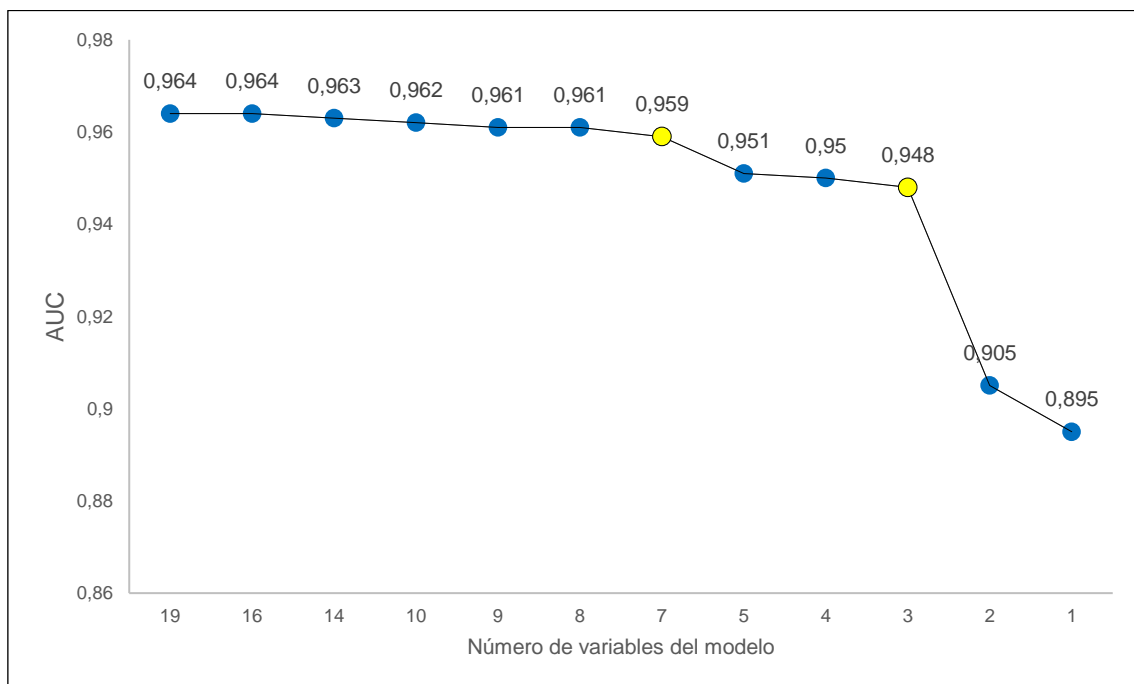
#### 3.1. Distribución y nicho ecológico

La selección de variables bioclimáticas que define el nicho ecológico fundamental de la especie utilizó la métrica AUC derivada de los modelos generados con Maxent. En la Tabla 3 se observan los valores de AUC y el peso relativo de cada variable en diversos modelos. Se seleccionó el modelo de siete variables tras detectar el cambio en la tendencia de los valores de AUC (Figura 6). Posteriormente, al determinar el modelo más parsimonioso se aplicó la prueba de coeficiente de correlación de Pearson entre variables ambientales priorizadas (Anexo 5), determinando que cinco variables, tres de temperatura y dos de precipitación (Figura 6), describen el nicho ecológico fundamental de *P. glomeratus*.

**Tabla 2. Evaluación de modelos de Maxent por métrica AUC, según número y peso de variables**

BIO	NUM	19	16	14	10	9	8	7	5	4	3	2	1	
	PR <sub>min</sub>	0	0.4	0.6	1.8	2.8	3.9	7.4	14.5	16.6	27.5	48	100	
	AUC	0.964	0.964	0.963	0.962	0.961	0.961	0.959	0.951	0.950	0.948	0.905	0.895	
Bio 1	Annual Mean Temperature	21.9	21.9	22.1	22.6	22.8	23.4	23.8	27.3	26.9	40.5	52	100	
Bio 2	Mean Diurnal Range	6.3	6.4	6.8	7.2	7.8	7.9	7.4						
Bio 3	Isothermality	0.6	0.7	0.6										
Bio 4	Temperature Seasonality	2.3	2.3	2.2	1.8									
Bio 5	Max Temperature of Warmest Month	0												
Bio 6	Min Temperature of Coldest Month	15.5	15.8	16.1	17	17	15.9	15.4	16.7	16.6				
Bio 7	Temperature Annual Range	3.7	3.8	4.1	4.2	3.8	3.9							
Bio 8	Mean Temperature of Wettest Quarter	21.7	21.2	21.2	21.8	22.1	25.2	27.6	29.6	30.7	32	48		
Bio 9	Mean Temperature of Driest Quarter	0.7	0.7	0.6										
Bio 10	Mean Temperature of Warmest Quarter	2.7	2.7	2.7	2.8	2.8								
Bio 11	Mean Temperature of Coldest Quarter	0												
Bio 12	Annual Precipitation	0												
Bio 13	Precipitation of Wettest Month	0.4	0.4											
Bio 14	Precipitation of Driest Month	6.8	6.9	7	7.2	7.4	7.5	8.5	14.5	25.8	27.5			
Bio 15	Precipitation Seasonality	5.8	5.6	5.5	5.6	6.2	6.2	7.5						
Bio 16	Precipitation of Wettest Quarter	0.3	0.3											
Bio 17	Precipitation of Driest Quarter	9.5	2.3	9.5	9.9	10.1	10	9.9	11.8					
Bio 18	Precipitation of Warmest Quarter	0.9	0.9	0.7										
Bio 19	Precipitation of Coldest Quarter	0.8	0.8	0.8										

Nota. NUM: número de variables de cada modelo evaluado. PR<sub>min</sub>: Peso relativo mínimo de las variables del modelo, las variables con menor peso se eliminaron del modelo. AUC: valor de la métrica del área bajo la curva del ROC que evalúa el rendimiento de cada modelo para clasificar los sitios con presencias y sitios con pseudoausencias.



**Figura 6. Cambio de tendencia en evaluación de modelos por métrica AUC**

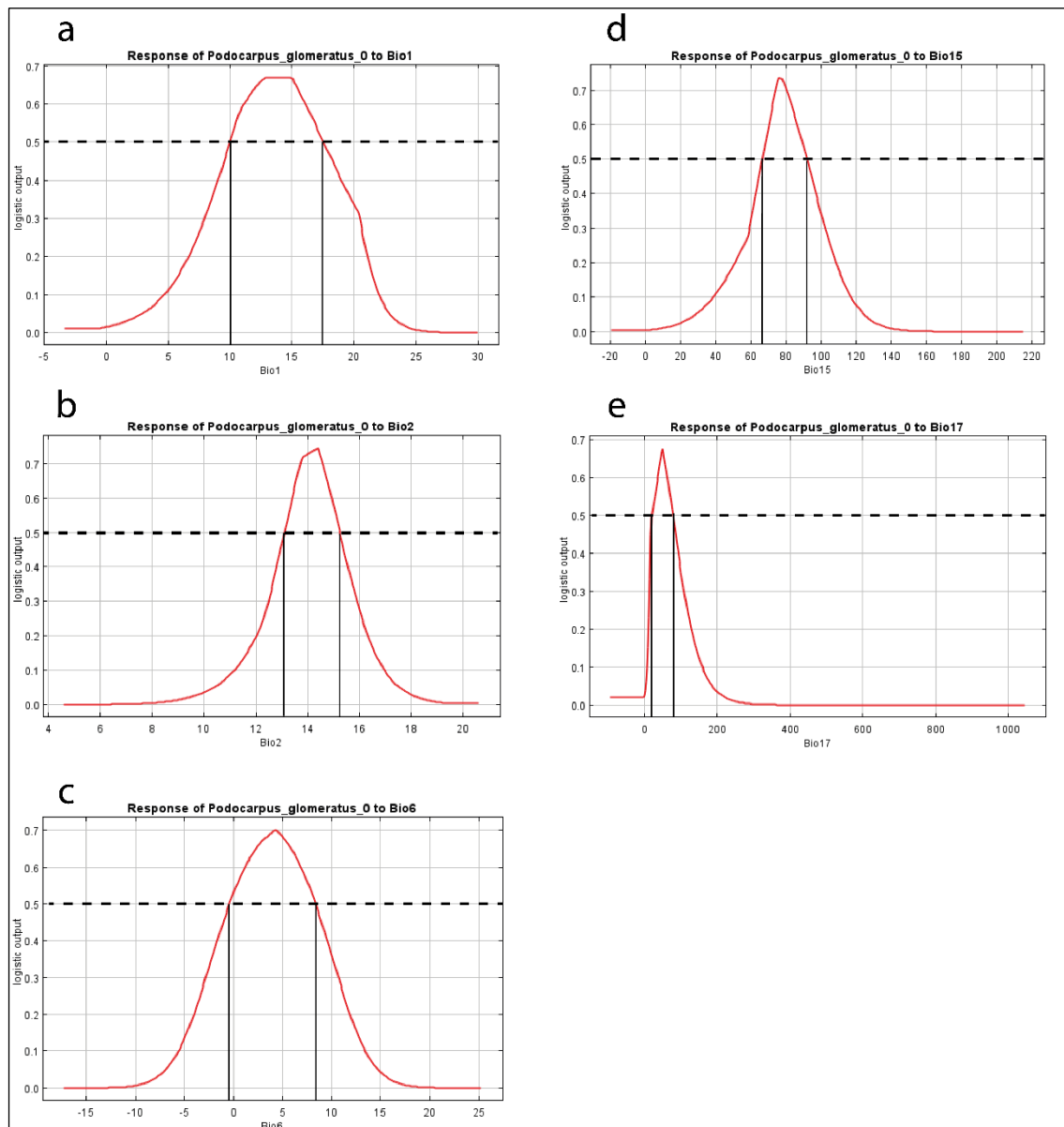
El eje X indica el número de variables que tiene cada modelo, mientras que el eje Y indica el valor de AUC de cada modelo evaluado. Los valores de AUC se mantienen y varían la tendencia dos veces. La primera tendencia termina con el modelo de 7 variables y la segunda tendencia con el modelo de 3 variables.

El nicho ecológico óptimo y su envolvente climática futura se simula en escenarios de anomalías climáticas con tendencias de aumento de temperatura, incertidumbre en la precipitación estacional en el escenario de alto calentamiento (SSP5-8.5) y una breve reducción de la precipitación mínima en la época seca en el escenario intermedio (SSP2.4-5) (Anexo 7).

De acuerdo con el modelo final, el nicho ecológico óptimo para la reproducción de *P. glomeratus* se caracteriza por un hipervolumen de cinco dimensiones ambientales con un rango térmico amplio. El rango térmico del nicho óptimo, en términos de la temperatura media anual, es 10-17.5 grados C (Figura 7a), asociado con un rango estrecho del intervalo medio diurno, 13-15 grados C (Figura 7b), y un rango de 0-8 grados C de la temperatura media del mes más frío (Figura 7c), que define la tolerancia de temperaturas bajas de la especie (Figura 7a-c) y una capacidad de tolerancia a periodos de escasez hídrica (Figura 7e). Estas condiciones están asociadas a un clima altamente estacional, con estaciones claramente marcadas (Figura 7d). Sin embargo, el análisis de sensibilidad muestra cierta incertidumbre en los rangos de temperatura promedio anual, los cuales se reducen en el umbral 0.6; en la temperatura mínima del mes más frío, que se acorta en el umbral 0.4; y en la precipitación mínima del trimestre más seco, que también disminuye en el umbral 0.6 (Tabla 3).

**Tabla 3. Análisis de sensibilidad de la incertidumbre de las variables ambientales del nicho ecológico óptimo de *Podocarpus glomeratus***

Variables	Rangos según umbral óptimo		
	0.4	0.5	0.6
Temperatura promedio anual (°C)	9.5 – 18.8	10 – 17.5	12 – 16.2
Rango diurno promedio (°C)	12.8 – 15.6	13 - 15	13.4 – 14.8
Temperatura mínima del mes más frío (°C)	-1.5 – 9.7	-0.5 - 8	1.3 – 6.8
Precipitación estacional (%)	62 - 100	65 - 92	70 – 88
Precipitación mínima del trimestre más seco (mm)	6 - 100	15 - 80	35 - 63



**Figura 7. Curvas de respuesta de las variables del nicho ecológico de *Podocarpus glomeratus***

Las gráficas ubicadas a la izquierda corresponden a las variables de temperatura: (a) temperatura media anual (Bio1), (b) temperatura media del rango diurno (Bio2), (c) temperatura mínima del mes más frío (Bio6). Las gráficas a la derecha representan las variables de precipitación: (d) precipitación estacional (Bio15) y (e) precipitación mínima del trimestre más seco. En el eje X se muestra la escala de la variable, expresada en grados para temperatura (a,b,c), en porcentaje para la precipitación estacional (d) y en milímetros precipitación mínima (e). El eje Y indica la probabilidad de presencia de la especie en el territorio, estimada mediante una escala logística que varía de 0 a 1, utilizada como alternativa al modelo exponencial (salida bruta), el cual puede presentar sesgos en extrapolaciones (Elith et al. 2011). Esta escala logística facilita además la comparación de modelos con diferentes escalas espaciales (Merow et al. 2013). La línea punteada señala el umbral del nicho óptimo (0.5 de probabilidad de presencia), donde el área por encima de este umbral presenta condiciones favorables para la reproducción de la especie, mientras que el área por debajo corresponde a condiciones aptas para el crecimiento y la supervivencia. Las líneas delgadas delimitan los rangos inferior y superior de la variable dentro del nicho óptimo.

Al año 2100, se proyectó la envolvente climática de *P. glomeratus* bajo dos escenarios climáticos (Figura 8bc). Los impactos potenciales del cambio climático en su distribución incluyen una pérdida del nicho ecológico óptimo en 37% en el escenario SSP5-8.5 y del 22.8% en el escenario SSP2-4.5 (Tabla 4). La pérdida de nicho óptimo se concentra principalmente entre las latitudes  $-0,8^{\circ}$  y  $-9^{\circ}$  (Figura 8ef). Como aspecto favorable, se

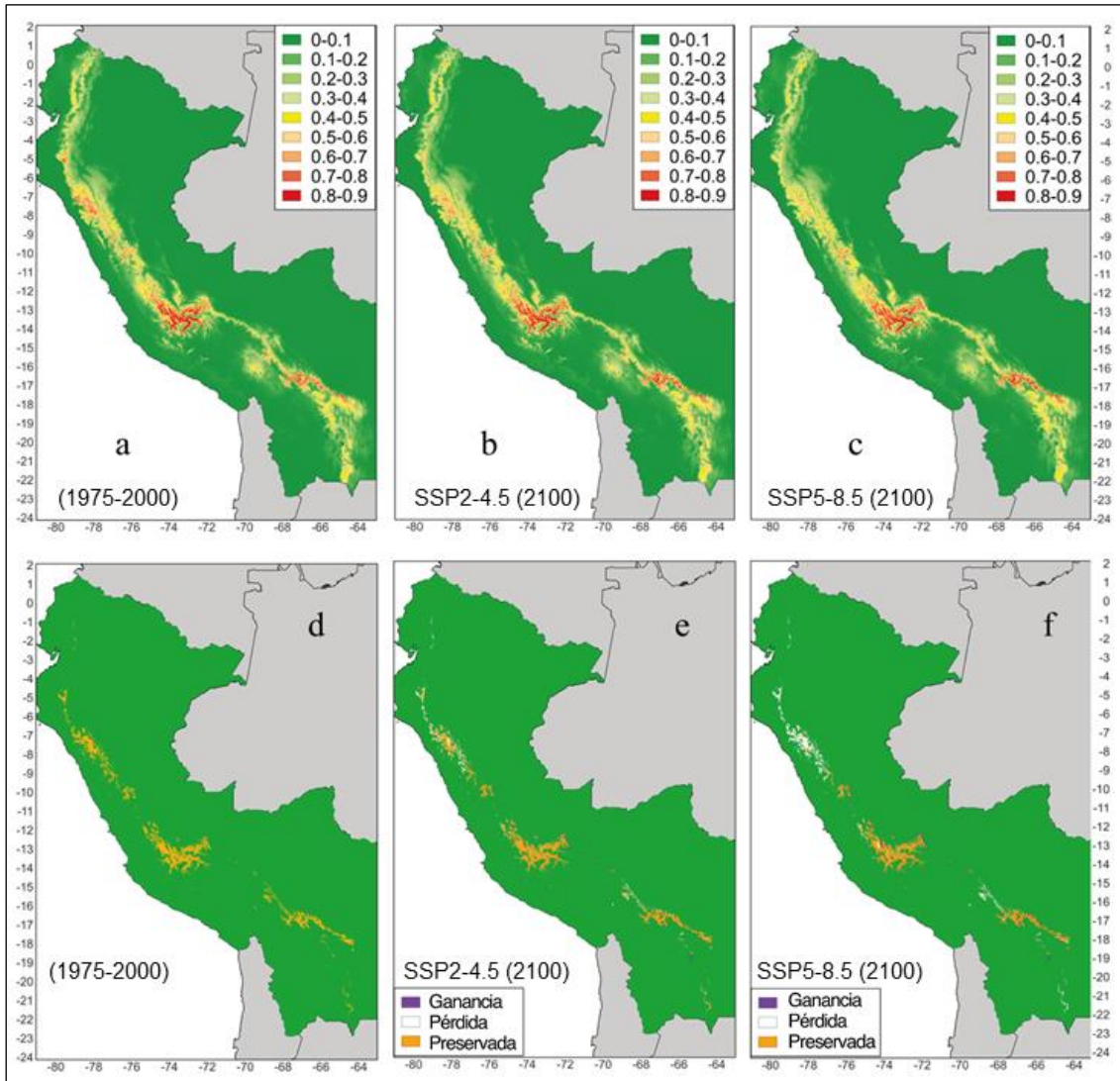


mantiene el 63% del nicho ecológico óptimo en escenario SSP5-8.5 y el 77% en el escenario SSP2-4.5 (Tabla 4).

**Tabla 4.** Área de nicho ecológico óptimo preservado, perdido y ganado de *P. glomeratus* bajo dos escenarios climáticos, por cambio de clima

Cambio de clima	Métrica	SSP5-8.5		SSP2-4.5	
		Área (ha)	ECP (%)	Área (ha)	ECP (%)
1975-2000	--	6,209,035	100	6,209,035	100
2021-2040	Preservado	5,095,102	82.1	5,190,490	83.6
	Pérdida	1,114,825	18	1,019,536	16.4
	Ganancia	432,310	6.9	457,484	7.4
2041-2060	Preservado	4,982,282	80.2	5,124,315	82.5
	Pérdida	1,227,703	19.8	1,085,617	17.5
	Ganancia	343,638	5.5	448,689	7.2
2061-2080	Preservado	4,402,369	70.9	4,969,774	80
	Pérdida	1,807,506	29.1	1,240,209	20
	Ganancia	432,714	7	476,042	7.7
2081-2100	Preservado	3,906,707	<b>62.9</b>	4,795,703	<b>77.2</b>
	Pérdida	2,303,073	<b>37.1</b>	1,414,247	<b>22.8</b>
	Ganancia	457,323	<b>7.4</b>	441,831	<b>7.1</b>

ECP: Envoltura climática presente (periodo 1975-2000).



**Figura 8.** Mapas de envoltura climática con área preservada, pérdida y ganancia



Los mapas en la fila superior (abc) presentan la distribución de la envolvente climática basado en el nicho ecológico de *Podocarpus glomeratus*, mientras que los mapas de la fila inferior (def) representan la distribución del nicho óptimo. (a) Envolvente climática (salida logística) de *Podocarpus glomeratus* en la Cordillera de los Andes de Ecuador, Perú y Bolivia bajo condiciones actuales (1975-2000) basado en el modelo final de nicho ecológico. (b) y (c) proyección de la envolvente climática promedio de *Podocarpus glomeratus* basado en los 13 GCM (2081-2100) bajo los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5. (d) Nicho ecológico óptimo bajo las condiciones actuales (1975-2000). (e) y (f) proyección de nichos ecológicos óptimos promedio preservado, pérdida y ganancia proyectados para los 13 GCM para el periodo 2081-2100 bajo los escenarios SSP2-4.5 (e) y SSP5-8.5 (f). El nicho ecológico óptimo corresponde a áreas con 0.5 más de probabilidad de presencia.

### 3.2. Capacidad migratoria

#### *Impactos en la distribución inicial y la envolvente climática futura*

Para el año 2100, las simulaciones de migración indican que la distribución inicial de *P. glomeratus*, definida como las celdas de origen con individuos hembras reproductivos al inicio del periodo de simulación (Engler et al. 2012), en la región de los Andes de Apurímac y Cusco se mantendrá con una ligera retracción bajo ambos escenarios climáticos (Tabla 6a), sin considerar los posibles efectos del cambio de uso del suelo. En cuanto a la colonización de las envolventes climáticas futuras, los escenarios migratorios con mayor capacidad migratoria corresponden a la dispersión facilitada por *Ampelion rubrocristatus* en un escenario sin barreras, donde *P. glomeratus* puede regenerarse en diversos tipos de uso del suelo además del bosque (Tabla 6b). Por otro lado, los escenarios con menor capacidad migratoria corresponden a la dispersión por *Anisognathus igniventris* en un escenario con barreras, restringiendo la regeneración de *P. glomeratus* exclusivamente a bosques (Tabla 6b). Estos resultados evidencian que la distancia de dispersión y la regeneración exclusiva en bosques constituyen factores limitantes para la capacidad migratoria de *P. glomeratus*.

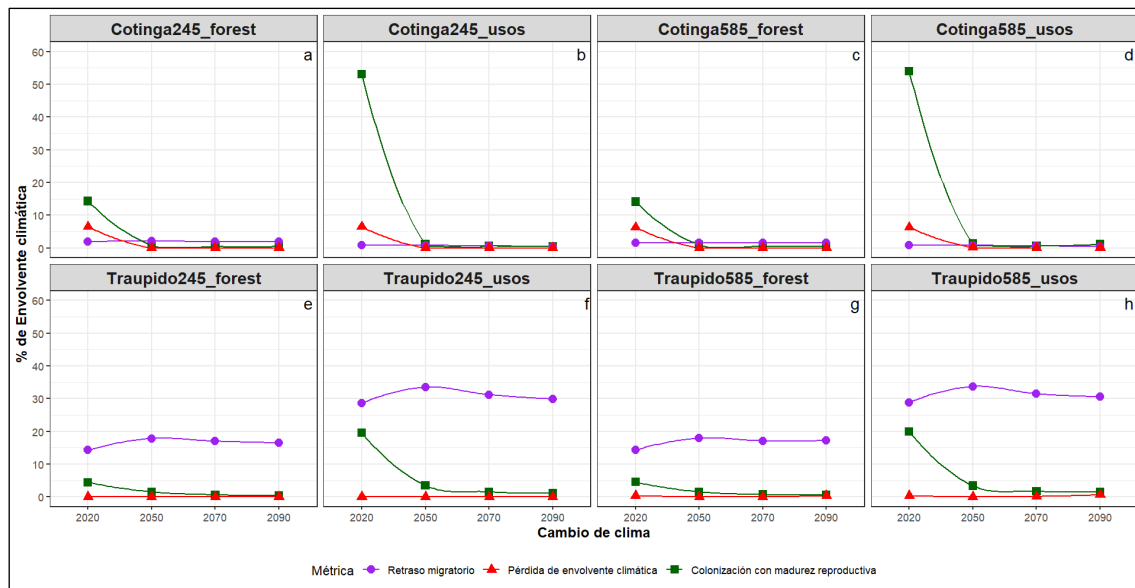
**Tabla 6. Porcentaje de celdas de distribución inicial (a) y celdas colonizadas (b) que mantuvieron su envolvente climática futura al final de las simulaciones migratorias (año 2100). Agrega la descripción de cada escenario migratorio**

Escenario migratorio	(a) Distribución inicial		(b) Colonizado	
	SSP2-4.5	SSP5-8.5	SSP2-4.5	SSP5-8.5
Cotinga_bosque	97.2	96.4	23.7	23.2
Cotinga_usos	97.2	96.4	60.9	62.4
Traupido_bosque	96.0	95.6	6.6	6.2
Traupido_usos	96.0	95.6	25.1	24.5

Las simulaciones de los escenarios migratorios revelaron diferencias significativas relacionadas con los cambios de clima. La colonización con madurez reproductiva más intensa se observó en los escenarios migratorios que incorporaron la regeneración en distintos usos del suelo (Figura 9bdfh). En todos los escenarios, la mayor colonización ocurrió durante el primer cambio de clima (Figura 9a-h). Estos resultados resaltan la relevancia de la dispersión para la migración de *P. glomeratus*, dado que la baja probabilidad de eventos de dispersión a larga distancia (LDD) limita proporcionalmente la colonización en periodos posteriores.

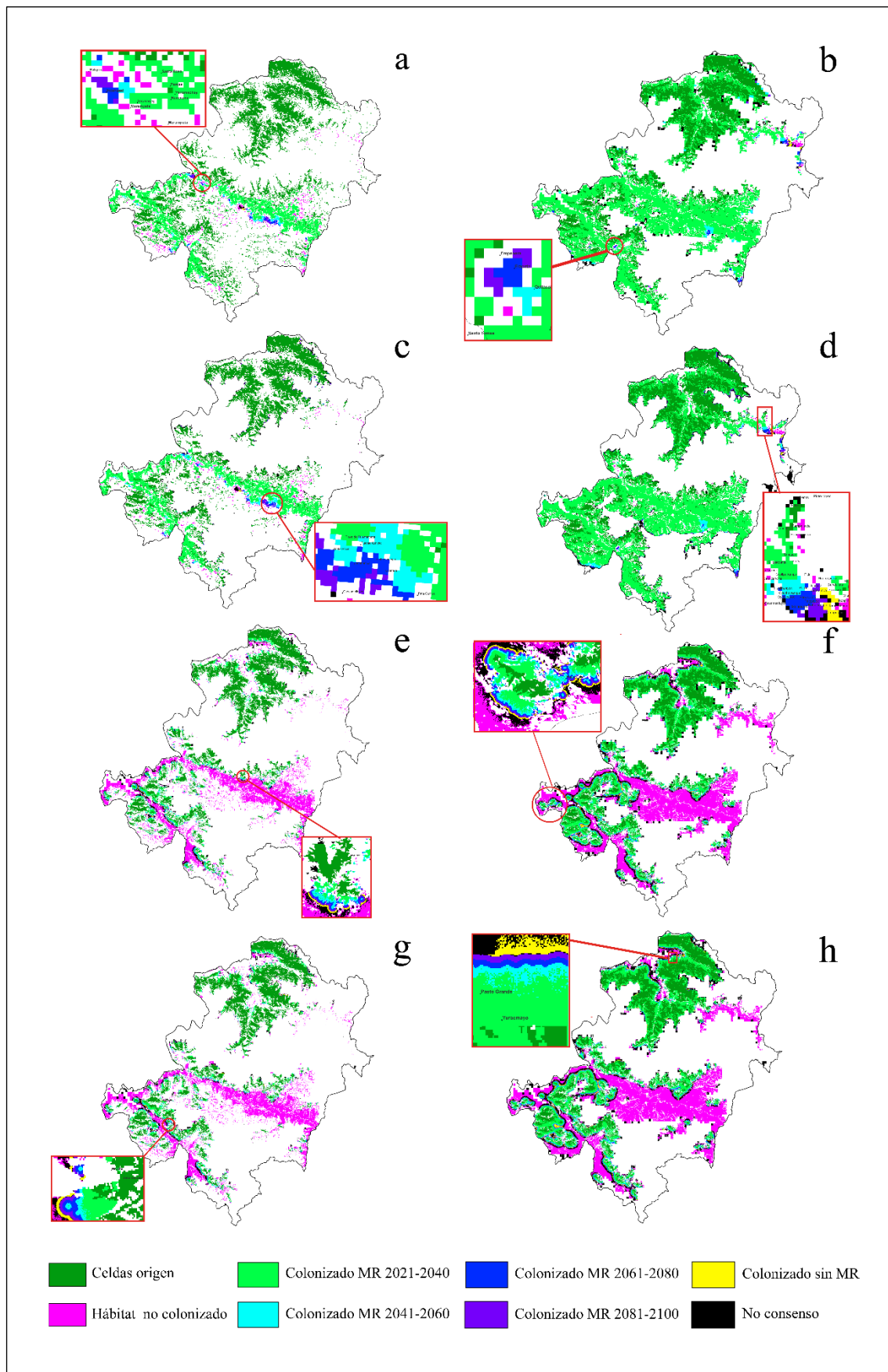
La pérdida de envolvente climática fue mínima (<7%) (anexo 8, tablas 6 y 8) y se proyectó durante el primer cambio de clima en los cuatro escenarios migratorios asociados al dispersor Cotinga, tanto en los escenarios climáticos SSP2-4.5 y SSP5-8.5 (Figura 9a-d). En contraste, los escenarios migratorios con discrepancia migratoria, referido al hábitat no colonizado por migración, correspondieron al dispersor *Traupido* (Figura 9e-h),

evidenciando la relevancia de la efectividad de la dispersión de semillas (SDE) dependiente de la distancia (Schupp et al. 2010). Estas áreas con discrepancia migratoria (Figura 9efgh) se consideran zonas potenciales para la implementación de migración asistida de la especie.



**Figura 9. Métricas migratorias por escenario y cambio de clima**

El eje Y corresponde al porcentaje de ocupación de la envoltente climática futura en una escala de 0 a 60%. El eje X indican los años centrales de cada periodo de cambio de clima, 2020 es el año central del periodo 2000-2040, 2050 del periodo 2041-2060, 2070 del periodo 2061-2080, 2090 del periodo 2081-2100. Los gráficos de la fila superior (a-d) corresponden a los escenarios migratorios asociados al dispersor *Ampelion rubrocristatus* (Cotinga) y los gráficos abajo (e-h) al dispersor *Anisognathus igniventris* (Traupido). Los ocho escenarios migratorios son a) Cotinga245\_bosque, (b) Cotinga245\_usos, (c) Cotinga585\_bosque, (d) Cotinga585\_usos, (e) Traupido245\_bosque, (f) Traupido245\_usos, (g) Traupido585\_bosque, (h) Traupido585\_usos. Las métricas migratorias son Retraso migratorio representada en la línea color púrpura, Pérdida de envoltente climática en la línea de color rojo, Celdas colonizadas con madurez reproductiva en la línea de color verde. Detalle en tablas del anexo 8.



**Figura 10. Mapas de escenarios de migración de *Podocarpus glomeratus*.**

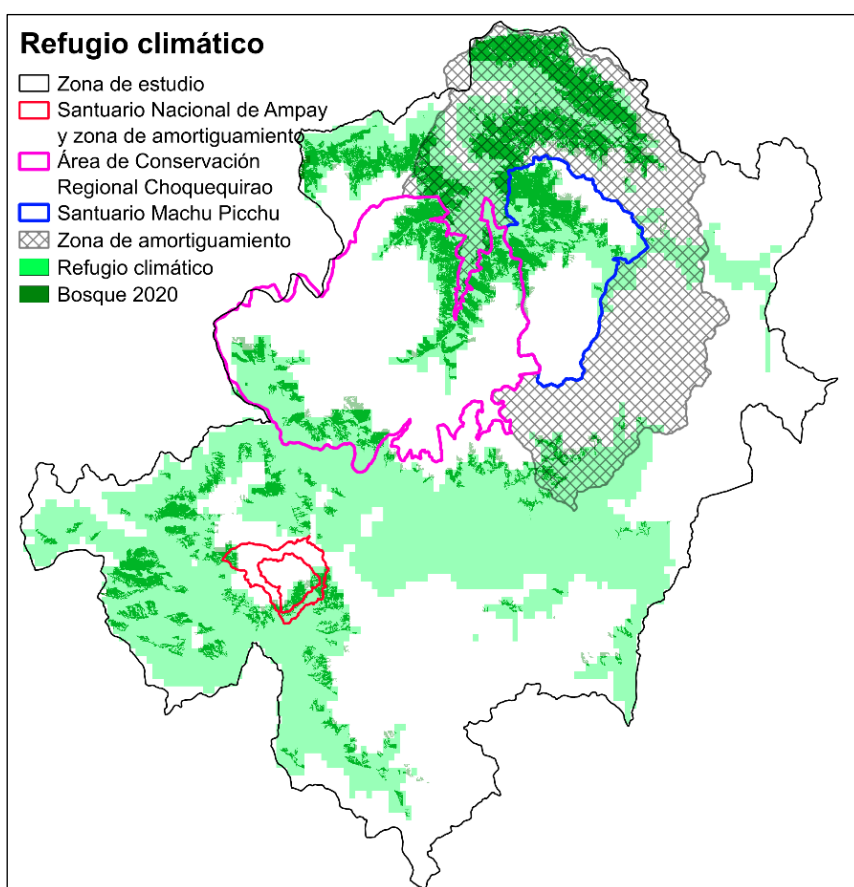
Los ocho escenarios migratorios está representados en los mapas (a) Cotinga245\_bosque, (b) Cotinga245\_usos, (c) Cotinga585\_bosque, (d) Cotinga585\_usos, (e) Traupido245\_bosque, (f) Traupido245\_usos, (g) Traupido585\_bosque, (h) Traupido585\_usos.

Traupido245\_usos, (g) Traupido585\_bosque, (h) Traupido585\_usos. Las celdas de origen están de color verde oscuro, el hábitat no colonizado en rosado, las celdas colonizadas el primer cambio de clima de color verde claro, colonizadas en el segundo cambio de clima en color celeste, en el tercer cambio de clima de color azul oscuro, y en el cuarto cambio de clima de color púrpura. Las áreas de no consenso entre los 13 GCM de color negro y las celdas colonizadas que no alcanzan la madurez reproductiva en amarillo. Los mapas pequeños en los recuadros son ejemplos de rutas migratorias por cambio de clima. MR significa madurez reproductiva.

### *Refugio climático*

La zona de estudio, ubicada en los andes de Apurímac y Cusco, constituye un refugio climático para *P. glomeratus* porque la envolvente climática se preserva al año 2100 bajo los escenarios climáticos. No obstante, bajo escenarios climáticos de alto calentamiento y emisiones intermedias, se proyecta una reducción del 10% en el área del refugio hacia el año 2100. Dentro de esta área refugio se encuentran las áreas protegidas: el Santuario Histórico Machu Picchu, el Área de Conservación Regional Choquequirao y el Santuario Nacional de Ampay (Figura 11), las cuales son prioritarias para la conservación y funcionan como fuentes de colonización para *P. glomeratus*.

En este paisaje montañoso y fragmentado, la capacidad migratoria de *P. glomeratus* no presenta diferencias significativas entre los escenarios climáticos SSP2-4.5 y SSP5-8.5. Sin embargo, las limitaciones en dispersión y regeneración condicionan el alcance geográfico de la migración. Además, la frecuencia de eventos de dispersión a larga distancia tiene un mayor impacto que la velocidad del cambio climático sobre el alcance temporal de la migración, la cual es intensa durante el primer cambio de clima y disminuye en los periodos siguientes.



**Figura 11.** Refugio climático para *Podocarpus glomeratus* en la zona de estudio.

## 4. Discusión

La determinación de la capacidad migratoria de las especies arbóreas es de gran importancia para la evaluación de los impactos potenciales del cambio climático en las especies y los ecosistemas que conforman. A pesar de ello, existen pocos estudios que aborden la capacidad migratoria de especies de montaña tropical. En este trabajo, modelamos el nicho ecológico de *P. glomeratus*, una conífera amenazada, con distribución en la Cordillera de los Andes. Se empleó Maxent para determinar un modelo de nicho ecológico, con tres variables de temperatura y dos de precipitación seleccionadas de las 19 obtenidas de Worldclim para el periodo 1975-2000. El modelo de nicho ecológico se proyectó en envoltentes climáticas al 2100 en dos escenarios climáticos, cuyos resultados proyectaron que el 77% y el 63% de la envoltente climática actual se preservarán bajo los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5, respectivamente. Además, se simularon ocho escenarios migratorios para *P. glomeratus*, combinando dos escenarios climáticos, dos tipos de dispersores (la tangara *Anisognathus igniventris* y la cotinga *Ampelion rubrocristatus*) y dos tipos de barreras a la dispersión asociadas a los usos de suelo en donde la especie puede regenerarse, con 12 años de tiempo de madurez reproductiva. Los resultados evidenciaron diferencias mínimas entre escenarios climáticos, una mayor capacidad migratoria asociada tanto a eventos de dispersión a larga distancia (LDD) por la cotinga como la posibilidad de regeneración en diversos usos del suelo, y la colonización intensa durante el primer cambio de clima simulado.

### 4.1. Modelo de distribución de especies y nicho ecológico

Maxent fue seleccionado como la mejor opción entre los modelos de solo presencia y a la disponibilidad de un reducido conjunto de datos de presencia (n=57). Los modelos basados únicamente en datos de presencia suelen tener errores en la estimación de probabilidad de presencia debido a la carencia de información confiable sobre la prevalencia, definida como la proporción de sitios ocupados por la especie en el paisaje (Elith et al. 2011). En lugar de predicciones, Maxent genera índices relativos de idoneidad (Elith et al. 2006). Entre los modelos de solo presencia, Maxent tiene un mejor rendimiento que otros modelos de distribución de especies, según las métricas AUC y Correlación (COR) (Elith et al. 2006).

El modelo de nicho ecológico óptimo para *P. glomeratus* difiere de los nichos ecológicos de otras especies del género *Podocarpus* (Anexo 10). En cuanto a la temperatura, *P. glomeratus* presenta una mayor tolerancia a rangos térmicos más fríos (10°C a 17.5°C) en comparación con otras especies como *P. parlatorei* (17.3°C a 22.2°C) en las Yungas de Tucumán en Argentina (Quiroga et al. 2018) y *P. falcatus* (13°C a 20°C) en la cuenca del río Gidabo en Etiopía (Gebrehiwot et al. 2022). La precipitación es un factor importante para el nicho ecológico de *P. glomeratus* y otras especies del género, dado que estas especies muestran baja tolerancia a la sequía y el estrés hídrico (Quiroga et al. 2018, Twala et al. 2023). Esta sensibilidad se relaciona con características fisiológicas, como las hojas pequeñas que limitan la conductividad hidráulica, y las semillas recalcitrantes de *P. glomeratus* y *P. elongatus*, cuya viabilidad se afecta negativamente con la pérdida de humedad (Twala et al. 2023, Ayma-Romay 2005).

El modelo de nicho ecológico no incorporó la variable del tipo de suelo porque en zonas montañosas existe una alta variabilidad de los tipos de suelo producida por la pendiente, lo que dificulta representar toda esa variabilidad con la resolución de la información

climática disponible. Por esta razón, a escala continental, como en los países andinos, el tipo de suelo no resulta determinante en comparación con el clima; sin embargo, a escalas locales la topografía y la cobertura del suelo son fundamentales (Pearson y Dawson 2003).

#### 4.2. Migración, dispersión y regeneración

El presente estudio coincide con Engler et al. 2009 en que los gradientes pronunciados de zonas montañosas reducen el desplazamiento de la envoltura climática al proyectarse bajo escenarios climáticos y, por tanto, reduce la distancia migratoria. Esto ocurre porque en zonas montañosas la variabilidad climática y la velocidad del cambio climático son menores (Imbach et al. 2013, Loarie et al. 2009), lo que coincide con la preservación mayoritaria del área de refugio climático para *P. glomeratus*. Sin embargo, los resultados evidenciaron que las barreras a la dispersión y la regeneración de la especie son factores claves en el retraso migratorio.

Es importante destacar que la especie se encuentra en remanentes boscosos de las zonas altas del paisaje andino, y que la migración amplía tanto el límite superior como el inferior de su rango de distribución (Sirén y Morelli 2020), condicionada por factores abióticos y bióticos. En estos últimos, destaca la dispersión de larga distancia, que permite atravesar valles y colonizar áreas con distintos usos del suelo (anexo 9bdfh). Además de conservar las áreas protegidas claves como refugio climático y priorizar zonas de restauración en las áreas de discrepancia migratoria y en las áreas colonizadas con diferentes usos del suelo, es fundamental promover la conservación de las especies dispersoras de larga distancia.

En los escenarios de incertidumbre generados a partir de ocho simulaciones migratorias, se identificaron patrones migratorios según dispersor y clase de regeneración. Los tipos de migración según dispersor son: (a) la migración asociada al dispersor Traupido (familia Thraupidae), caracterizada por distancia de dispersión media y considerable superficie de la envoltura climática proyectada sin colonizar; y (b) la migración asociada al dispersor Cotinga (familia Cotingidae), con distancias de dispersión largas y una mayor colonización durante el primer periodo climático, 2000-2040. Estos resultados coinciden con estudios previos sobre la capacidad de migración que indican que la incorporación de la dispersión limitada evita una extensión excesiva de la distribución (Zani et al. 2024) y que las distancias migratorias tienden a ser menores en zonas montañosas, donde se requieren recorridos más cortos para mantener condiciones climáticas adecuadas (Engler y Guisan 2009, Keshtkar y Voigt 2016).

En relación con la regeneración, se identificaron dos tipos de migración: (a) migración amplia con alta colonización, sin barreras derivadas del uso de suelo y (b) migración limitada con baja colonización, restringida por barreras asociadas al uso de suelo. La colonización alta abarcó un porcentaje considerable de la envoltura climática en el primer periodo 2000-2040: 53% para el dispersor Cotinga y 19% para Traupido (anexo 8), mientras que la baja colonización cubrió un porcentaje menor: 14% para Cotinga y 4% para Traupido. Estos resultados concuerdan con estudios previos que evidencian cómo las barreras reducen la capacidad de dispersión, afectando la cantidad y calidad del hábitat adecuado de la especie, incluso con un impacto mayor que el cambio climático (Keshtkar y Voigt 2016).

### 4.3. Recomendaciones para el manejo y conservación

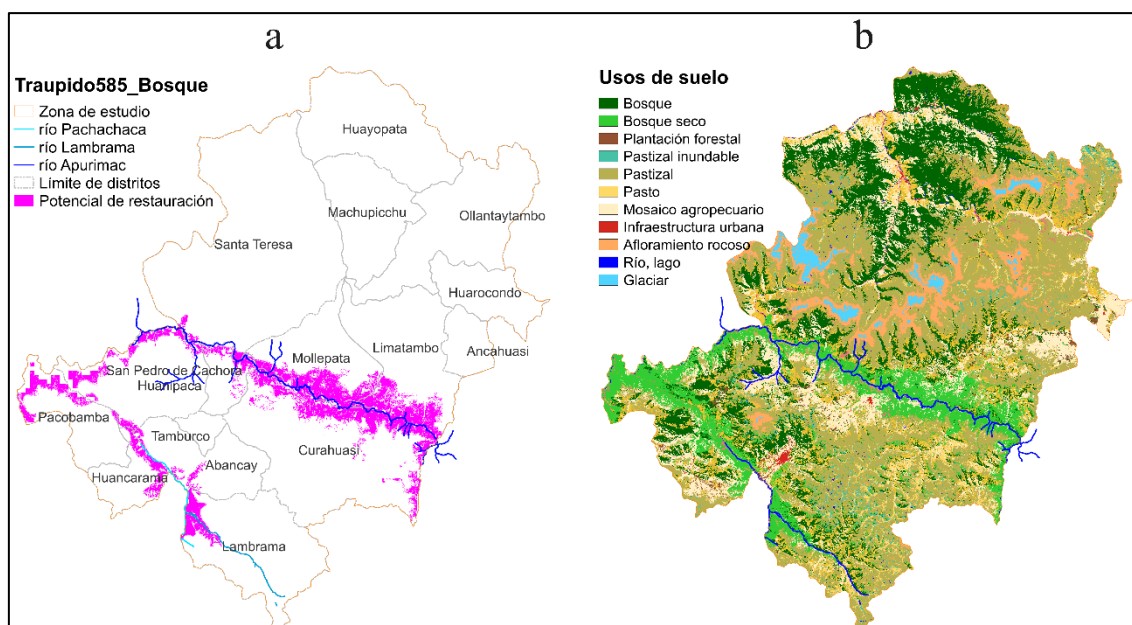
El objetivo general para el manejo y conservación es mantener las poblaciones viables de *P. glomeratus* en las áreas protegidas ubicadas en la zona de refugio climático de la especie: Santuario Nacional de Ampay, Santuario Histórico Machu Picchu, Área de Conservación Choquequirao, y los remanentes de bosque de Huayopata y Ollantaytambo en la zona de amortiguamiento de Machu Picchu (Figura 11).

Planteamos tres objetivos específicos de manejo y conservación. Primero, realizar la migración asistida en las zonas potenciales identificadas a partir tanto de las áreas de discrepancia migratoria en los escenarios migratorios con traupidos (Figura 10e-h) como de las áreas colonizadas en los escenarios con cotingas (Figura 10a-d). Estas áreas se localizan en las áreas adyacentes a la ribera del río Apurímac, en los límites de los distritos San Pedro de Cachora, Mollepata, Curahuasi y Limatambo. Asimismo, se encuentra en torno a los ríos Pachachaca y Lambrama, en los límites colindantes de los distritos de Pacobamba, Huanipaca, Huancarama, Abancay y Lambrama (Figura 12a). En el año 2020, periodo previo al cambio climático, dichas zonas presentaban uso de suelo de bosque seco (MapBiomass 2020) (Figura 12b). La distancia máxima entre estas áreas debe ser 4 km para facilitar la dispersión por la Cotinga de cresta roja y la migración de *P. glomeratus* (Mellick et al. 2013, Collingham y Huntley 2000).

Segundo, dentro de los núcleos de las áreas protegidas realizar estudios sobre la diversidad genética de las poblaciones de *P. glomeratus* en los núcleos de las áreas protegidas, dado que su naturaleza dioica la hace susceptible a los efectos del aislamiento y la endogamia (Mellick et al. 2013); identificar individuos hembras y machos en bosques y cultivos in situ, para prevenir el riesgo del hacinamiento en limitar las tasas de crecimiento de las hembras debido a sus costos reproductivos (Nanami et al. 2005); y monitorear las tasas de crecimiento de los individuos de *P. glomeratus* mediante parcelas permanentes.

Tercero, en las zonas de amortiguamiento incentivar los sistemas agroforestales y las cercas vivas, debido a su alto valor en riqueza y abundancia de aves generalistas como el *Ampelion rubrocristatus* (Martínez-Salinas y Declerck 2010), además de contribuir a la conectividad del paisaje y funcionar como nodos para la migración cuando las distancias son cortas (Collingham y Huntley 2000).





**Figura 12. Mapa de zonas con potencial para restauración de bosque de *Podocarpus glomeratus***  
 (a) Zona con potencial para restauración en las márgenes de los ríos Apurímac, Pachachaca y Lambra.  
 (b) Mapa de usos donde las zonas con potencial de restauración son zonas de bosque seco previo al cambio climático. Fuente de mapa de usos de suelos (b): (MapBiomass 2020).

En las zonas potenciales de restauración, la promoción de cercas vivas en áreas de cultivos favorecerá la presencia del dispersor *Ampelion rubrocristatus* (Cotinga cresta roja) (Martínez-Salinas y Declerck 2010), una especie generalista que podría dominar en detrimento de especialistas intermedios como *Anisognathus igniventris* (Tangara de montaña de vientre escarlata) (Tinoco et al. 2019), debido al impacto del cambio climático (Collingham y Huntley 2000).

#### 4.4. Impactos en el Santuario Nacional de Ampay

Las proyecciones migratorias indican que, en todos los escenarios, la distribución de *P. glomeratus* en el año 2100 en el núcleo del SNA incrementa su área en relación con la distribución inicial de 2020 (Tabla 5), como resultado de los procesos de dispersión (Keshtkar y Voigt 2016). Bajo el escenario de emisiones intermedias SSP2-4.5, el incremento de la extensión es significativamente mayor cuando la migración se realiza sin barreras relacionadas al uso de suelo (Tabla 5). El cambio climático no impactará negativamente la distribución de *P. glomeratus* en el SNA; por el contrario, es un refugio climático para la especie, y el escenario SSP2-4.5 favorecerá los procesos de dispersión.

**Tabla 5. Área de distribución inicial de *Podocarpus glomeratus* el año 2020 y su proyección al 2100 por escenario migratorio**

Escenario migratorio	SSP2-4.5		SSP5-8.5	
	ha	Variación (%)	ha	Variación (%)
Distribución inicial	804.4	0	837	0
Cotinga_bosque	1,062	32	864	3.2
Cotinga_usos	1,449	80.1	1,062	26.9
Traupido_bosque	1,040.4	29.3	904.6	8.1
Traupido_usos	1,365.5	69.8	1,083.8	29.5

Para fortalecer las acciones de conservación del AP como fuente de colonización se recomienda monitorear las tasas de crecimiento de las poblaciones de hembras y machos,



restringir otros usos de suelo y, en la zona de amortiguamiento, implementar cercas vivas y sistemas agroforestales que favorezcan la presencia del Cotinga de cresta roja y promueva la migración fuera del área protegida.

#### 4.5. Limitaciones

*P. glomeratus* es una especie poco estudiada, con vacíos de información en parámetros de crecimiento y dispersión. Este estudio estimó estos parámetros, pero deben ser estudiados para contrastar las estimaciones. El modelo de nicho ecológico no contempla tipos de suelo ni interacciones bióticas. El modelo de migración utilizado no incorpora parámetros claves como la mortalidad de plántulas, la probabilidad de germinación de las fuentes de semillas, la ocurrencia de incendios como barreras a la regeneración, ni el cambio de uso de suelo en el paisaje fragmentado de la zona de estudio. Estos temas pueden ser objeto de estudio en próximas investigaciones, de modo que brinden información para la mejora de los modelos.

### 5. Conclusiones

Según los resultados, a escala regional el cambio climático reducirá la extensión de la envolvente climática de la especie entre aproximadamente 23% y 37% para el año 2100, dependiendo del escenario climático, con mayor impacto en la parte norte de la Cordillera de los Andes. En la escala del área de estudio, la envolvente climática se preservará hasta el 2100 en ambos escenarios climáticos. Por ello, las poblaciones de *P. glomeratus* dentro de los núcleos de Ampay y Machu Picchu constituyen objetivos prioritarios de conservación. En las zonas de amortiguamiento y en el paisaje, donde la envolvente climática sugiere la probabilidad de presencia, se recomienda realizar trabajos de campo para verificar la presencia de la especie y acciones de restauración.

La velocidad del cambio climático, como han mostrado numerosos estudios, generará discrepancias o retrasos de la migración. Modelar la migración en cuatro pasos de cambio del clima facilita detectar la dinámica de la migración a largo plazo e indica fases en la gestión, por ejemplo, acciones de conservación de parches boscosos que promueven la presencia de la tangara *Anisognathus igniventris*.

Finalmente, el cambio climático no afecta la migración de *P. glomeratus*; sin embargo, este proceso se ve dificultado por la estructura del paisaje.

### 6. Bibliografía

- Alfaro, L. 2021. Dinámica de biodiversidad y carbono. Reevaluación de parcelas permanentes de monitoreo dentro del Santuario Nacional del Ampay. Cusco, s.e.
- Ayma-Romay, AI. 2005. Estudio de propagación sexual de Pino de monte (*Podocarpus glomeratus*) de la comunidad de Sailapata, Cochabamba (en línea). Tesis Lic. Cochabamba, Bolivia, Universidad Mayor de San Simón. 65 p. DOI: <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4873.0005>.
- Ayma-Romay, AI. 2008. Aspectos fenológicos y productividad de semillas de *Podocarpus glomeratus* D. Don (Pino de Monte) en un bosque de neblina de los Yungas del Cotacajes (Sailapata, Cochabamba). Revista Agricultura 60(42):32-38.

- Ayma-Romay, AI; Lovera, P; Soto-Rojas, G. 2017. Sobrevivencia y crecimiento de plántulas reforestadas de *Podocarpus glomeratus* (Podocarpaceae) en diferentes altitudes y micrositios en ecosistemas de pastizales de los Andes bolivianos después de cuatro años (en línea). *Revista Ecología Austral* 27:063-071. Consultado 9 ago. 2024. DOI: <https://doi.org/10.25260/EA.17.27.1.0.215>.
- Ayma-Romay, AI; Sanzetenea, ES. 2008. Phenological variations of species Podocarpaceae in dry season in the Yungas (Cochabamba, Bolivia) (en línea). *Ecología en Bolivia* 43(1):16-28. Consultado 3 ago. 2024. Disponible en [http://www.scielo.org.bo/scielo.php?pid=S1605-25282008000100004&script=sci\\_abstract](http://www.scielo.org.bo/scielo.php?pid=S1605-25282008000100004&script=sci_abstract).
- Bellard, C; Bertelsmeier, C; Leadley, P; Thuiller, W; Courchamp, F. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters* 15(4):365-377. Consultado 15 ago. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x>.
- Boisvert-Marsh, L; Pedlar, JH; de Blois, S; Le Squin, A; Lawrence, K; McKenney, DW; Williams, C; Aubin, I. 2022. Migration-based simulations for Canadian trees show limited tracking of suitable climate under climate change. *Diversity and Distributions* 28(11):2330-2348. Consultado 8 ene. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1111/ddi.13630>.
- Boria, RA; Olson, LE; Goodman, SM; Anderson, RP. 2014. Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. *Ecological Modelling* 275:73-77. Consultado 5 abr. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.12.012>.
- Camargo, PHSA; Pizo, MA; Brancalion, PHS; Carlo, TA. 2020. Fruit traits of pioneer trees structure seed dispersal across distances on tropical deforested landscapes: Implications for restoration. *Journal of Applied Ecology* 57(12):2329-2339. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13697>.
- Carilla, J; Grau, R. 2011. Tendencias sucesionales de los bosques montanos subtropicales del noroeste Argentino. *Bosque* 32(2):97-111. Consultado 15 set. 2024. DOI: <https://doi.org/10.4067/S0717-92002011000200001>.
- Collingham, YC; Huntley, B. 2000. Impacts of Habitat Fragmentation and Patch Size Upon Migration Rates. *Ecological Applications* 10(1):131-144. Consultado 1 set. 2025. Disponible en <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1051-0761%282000%29010%5B0131%3AIOHFAP%5D2.0.CO%3B2>. DOI: [https://doi.org/https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0131:IOHFAP\]2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0131:IOHFAP]2.0.CO;2).
- Elith, J; H. Graham, C; P. Anderson, R; Dudík, M; Ferrier, S; Guisan, A; J. Hijmans, R; Huettmann, F; R. Leathwick, J; Lehmann, A; Li, J; G. Lohmann, L; A. Loiselle, B; Manion, G; Moritz, C; Nakamura, M; Nakazawa, Y; McC. M. Overton, J; Townsend Peterson, A; J. Phillips, S; Richardson, K; Scachetti-Pereira, R; E. Schapire, R; Soberón, J; Williams, S; S. Wisz, M; E. Zimmermann, N. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29(2):129-151. Consultado 10 jun. 2025. Disponible en <https://nsojournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>.
- Elith, J; Phillips, SJ; Hastie, T; Dudík, M; Chee, YE; Yates, CJ. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* 17(1):43-57. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x>.

- Engler, R. 2012. MIGCLIM user guide (for R) (en línea). s.l., s.e. p. 1-31. Disponible en [www.r-project.org](http://www.r-project.org).
- Engler, R; Guisan, A. 2009. MigClim: Predicting plant distribution and dispersal in a changing climate. *Diversity and Distributions* 15(4):590-601. Consultado 20 ago. 2024. Disponible en <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1472-4642.2009.00566.x>. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00566.x>.
- Engler, R; Hordijk, W; Guisan, A. 2012. The MIGCLIM R package - seamless integration of dispersal constraints into projections of species distribution models. *Ecography* 35(10):872-878. Consultado 15 nov. 2024. Disponible en <https://nsojournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1600-0587.2012.07608.x>. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07608.x>.
- Engler, R; Randin, CF; Vittoz, P; Czaka, T; Beniston, M; Zimmermann, NE; Guisan, A. 2009. Predicting future distributions of mountain plants under climate change: Does dispersal capacity matter? *Ecography* 32(1):34-45. Consultado 15 nov. 2024. Disponible en <https://nsojournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1600-0587.2009.05789.x>. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05789.x>.
- Escobar, M; Marín, A; Giraldo, JA; Ramírez, J. 2023. Dendrochronological potential of three Podocarpaceae species from the Andean Cordillera. *Revista de Biologia Tropical* 71(1). DOI: <https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v71i1.54971>.
- Farjon, A. 2017. A handbook of the world's conifers. 2 ed. Leiden, The Netherlands, Brill Academic Publishers, 1153 p., vols.1 y 2.
- Fick, SE; Hijmans, RJ. 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37(12):4302-4315. Consultado 20 nov. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1002/joc.5086>.
- Fielding, AH; Bell, JF. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24(1):38-49. Consultado 15 mar. 2025. Disponible en <https://www.cambridge.org/core/journals/environmental-conservation/article/review-of-methods-for-the-assessment-of-prediction-errors-in-conservation-presenceabsence-models/FFA0880CE3C3591A5906B83C04727F46> . DOI: <https://doi.org/https://doi.org/10.1017/S0376892997000088>.
- Flato, GM. 2011. Earth system models: an overview. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change* 2(6):783-800. Consultado 15 may. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1002/wcc.148>.
- GBIF Secretariat. 2023. *Podocarpus glomeratus* D.Don in GBIF Secretariat (2023). GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset. Consultado 4 jun. 2024. <https://doi.org/10.15468/39omei> accessed via GBIF.org on 2025-07-11.
- Gebrehiwot, B; Gessesse, B; Melgani, F. 2022. MaxEnt-based modeling of suitable habitat for rehabilitation of Podocarpus forest at landscape-scale. *Environmental Systems Research* 11(1). Consultado 6 ago. 2025 DOI: <https://doi.org/10.1186/s40068-022-00248-6>.
- Godínez-Alvarez, H; Rıos-Casanova, L; Peco, B. 2020. Are large frugivorous birds better seed dispersers than medium- and small-sized ones? Effect of body mass on seed dispersal effectiveness. s.l., John Wiley and Sons Ltd, vol.10. p. 6136-6143 DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.6285>.
- Hostnig, R; Palomino D., C. 1997. El Santuario Nacional Ampay. Refugio de la intimpa en Apurímac Perı. Hostnig, R (ed.). s.l., s.e. 1-153 p.

- Huamantupa-Chuquimaco, I; Luza-Victorio, M; Alfaro-Curitumay, L; Ururi, M; Huaman-Arque, W; Pedraza, M; Peralvo, M. 2017. Diversidad y biomasa arbórea en los Bosques Andinos del Santuario Nacional del Ampay, Apurímac - Perú (en línea). Q'EUÑA 08(1):07-26. Consultado 14 ago. 2024. Disponible en <https://revistas.unsaac.edu.pe/index.php/RQ/article/view/104>. DOI: <https://doi.org/https://doi.org/10.51343/rq.v8i1.104>.
- Imbach, P; Molina, L; Locatelli, B; Roupsard, O; Mahé, G; Neilson, R; Corrales, L; Scholze, M; Ciais, P. 2012. Modeling Potential Equilibrium States of Vegetation and Terrestrial Water Cycle of Mesoamerica under Climate Change Scenarios (en línea). Journal of Hydrometeorology 13:665-680. Consultado 24 jun. 2025. Disponible en [https://journals.ametsoc.org/view/journals/hydr/13/2/jhm-d-11-023\\_1.xml?tab\\_body=pdf](https://journals.ametsoc.org/view/journals/hydr/13/2/jhm-d-11-023_1.xml?tab_body=pdf). DOI: <https://doi.org/10.1175/JHM-D-11-023.s1>.
- Imbach, PA; Locatelli, B; Molina, LG; Ciais, P; Leadley, PW. 2013. Climate change and plant dispersal along corridors in fragmented landscapes of Mesoamerica. Ecology and Evolution 3(9):2917-2932. Consultado 10 jul. 2025. Disponible en <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/ece3.672>. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.672>.
- INRENA (Instituto Nacional de Recursos Naturales). (2004). Plan Maestro Santuario Nacional de Ampay Apurímac- Perú 2004-2008 (en línea). Apurímac, s.e. Consultado 1 jul. 2024. Disponible en <https://sis.sernanp.gob.pe/biblioteca/?publicacion=385>.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2005). Guidance Notes for Lead Authors of the IPCC Fourth Assessment Report on Addressing Uncertainties. s.l., s.e.
- Josse C.; Cuesta F.; Navarro G.; Barrena V.; Cabrera E.; Chacón-Moreno E.; Ferreira W.; Peralvo M.; Saito J.; Tovar A. (2009). Ecosistemas de los Andes del Norte y Centro. Bolivia, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela (en línea). Lima, s.e. Consultado 8 jul. 2025. Disponible en <https://www.natureserve.org/sites/default/files/publications/files/josseetal2009.pdf>.
- Karubian, J; Durães, R; Storey, JL; Smith, TB. 2012. Mating Behavior Drives Seed Dispersal by the Long-wattled Umbrellabird *Cephalopterus penduliger*. Biotropica 44(5):689-698. Consultado 27 mar. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00859.x>.
- Kearney, M; Porter, W. 2009. Mechanistic niche modelling: Combining physiological and spatial data to predict species' ranges. Ecology Letters 12(4):334-350. Consultado 16 jul. 2025. Disponible en <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1461-0248.2008.01277.x>. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01277.x>.
- Keppel, G; Van Niel, KP; Wardell-Johnson, GW; Yates, CJ; Byrne, M; Mucina, L; Schut, AGT; Hopper, SD; Franklin, SE. 2012. Refugia: Identifying and understanding safe havens for biodiversity under climate change (en línea). s.l., s.e., vol.21. p. 393-404. Consultado 19 set. 2025. Disponible en <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1466-8238.2011.00686.x>. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00686.x>.
- Keshtkar, H; Voigt, W. 2016. Potential impacts of climate and landscape fragmentation changes on plant distributions: Coupling multi-temporal satellite imagery with GIS-

- based cellular automata model. *Ecological Informatics* 32:145-155. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2016.02.002>.
- Kessler Michael. 2002. The elevational gradient of Andean plant endemism: Varying influences of taxon-specific traits and topography at different taxonomic levels. *Journal of Biogeography* 29(9):1159-1165. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2002.00773.x>.
- Leavelle, KM; Powell, LL; Powell, GVN; Forsyth, A. 2015. A Radio-telemetry Study of Home Range and Habitat Use of the Endangered Yellow-billed Cotinga (*Carpodectes antoniae*) in Costa Rica. *Wilson Journal of Ornithology* 127(2):302-309. DOI: <https://doi.org/10.1676/wils-127-02-302-309.1>.
- Loarie, SR; Duffy, PB; Hamilton, H; Asner, GP; Field, CB; Ackerly, DD. 2009. The velocity of climate change. *Nature* 462(7276):1052-1055. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature08649>.
- Malcolm, JR; Liu, C; Neilson, RP; Hansen, L; Hannah, L. 2006. Global warming and extinctions of endemic species from biodiversity hotspots. *Conservation Biology* 20(2):538-548. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00364.x>.
- MapBiomias (Mapeo Anual de Cobertura y Uso de Suelos en el Perú). 2020. MapBiomias – Colección 3 de la Serie anual de Mapas de Cobertura y Uso del Suelo de Perú. Instituto del Bien Común. Consultado 28 may. 2025. Disponible en [https://storage.googleapis.com/mapbiomas-public/initiatives/peru/collection\\_3/LULC/peru\\_collection3\\_integration\\_v1-classification\\_2020.tif](https://storage.googleapis.com/mapbiomas-public/initiatives/peru/collection_3/LULC/peru_collection3_integration_v1-classification_2020.tif).
- Martínez-Salinas, A; Declerck, F. 2010. El papel de los Agrosistemas y Bosques en la Conservación de Aves dentro de Corredores Biológicos. *Mesoamericana* 14(3):1-17.
- Mellick, R; Rossetto, M; Allen, C; Wilson, PD; Hill, RS; Lowe, A. 2013. Intraspecific divergence associated with a biogeographic barrier and climatic models show future threats and long-term decline of a rainforest conifer. *Conservation Biology Journal* 7:1-10. DOI: <https://doi.org/10.2174/1874839201307010001>.
- Mena, JL; Robles, R; Veliz, C; Riveros, JC; Alvarez, C; Valdivia, R; Vergel, C. (2014). Análisis de Vulnerabilidades de las Áreas Naturales Protegidas frente al Cambio Climático (en línea). Lima, s.e. Consultado 9 jul. 2024. Disponible en <https://sis.sernanp.gob.pe/biblioteca/?publicacion=595>.
- Merow, C; Smith, MJ; Silander, JA. 2013. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: What it does, and why inputs and settings matter (en línea). *Ecography* 36(10):1058-1069. Consultado 20 abr. 2025. Disponible en <https://nsojournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x>. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x>.
- Myers, N; Mittermeier, RA; Mittermeier, CG; Da Fonseca, GAB; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *NATURE* 403, 853-858 p. DOI: <https://doi.org/10.1038/35002501>.
- Nanami, S; Kawaguchi, H; Yamakura, T. 2005. Sex ratio and gender-dependent neighboring effects in *Podocarpus nagi*, a dioecious tree (en línea). *Plant Ecology* 177(2):209-222. Consultado 4 mar. 2025. Disponible en <https://link.springer.com/article/10.1007/s11258-005-2210-2>. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11258-005-2210-2>.

- Núñez, R. (2023). Migración potencial de cinco especies arbóreas ante el cambio climático en bosques de montaña de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica. Turrialba, s.e.
- Pearson, RG. 2006. Climate change and the migration capacity of species. *Trends in Ecology and Evolution* 21(3):111-113. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.11.022>.
- Pearson, RG; Dawson, TP. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: Are bioclimate envelope models useful? (en línea). *Global Ecology and Biogeography* 12(5):361-371. Consultado 4 may. 2025. Disponible en <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1046/j.1466-822X.2003.00042.x>. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00042.x>.
- Peyre, G; Lenoir, J; Karger, DN; Gomez, M; Gonzalez, A; Broennimann, O; Guisan, A. 2020. The fate of páramo plant assemblages in the sky islands of the northern Andes. *Journal of Vegetation Science* 31(6):967-980. DOI: <https://doi.org/10.1111/jvs.12898>.
- Phillips, SJ; Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation (en línea). *Ecography* 31:161-175. Consultado 26 jul. 2025. Disponible en <https://nsojournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.05203.x>.
- Quiroga, MP; Premoli, AC; Kitzberger, T. 2018. Niche squeeze induced by climate change of the cold-tolerant subtropical montane *Podocarpus parlatorei*. *Royal Society Open Science* 5(11). DOI: <https://doi.org/10.1098/rsos.180513>.
- Riahi, K; van Vuuren, DP; Kriegler, E; Edmonds, J; O'Neill, BC; Fujimori, S; Bauer, N; Calvin, K; Dellink, R; Fricko, O; Lutz, W; Popp, A; Cuaresma, JC; KC, S; Leimbach, M; Jiang, L; Kram, T; Rao, S; Emmerling, J; Ebi, K; Hasegawa, T; Havlik, P; Humpenöder, F; Da Silva, LA; Smith, S; Stehfest, E; Bosetti, V; Eom, J; Gernaat, D; Masui, T; Rogelj, J; Strefler, J; Drouet, L; Krey, V; Luderer, G; Harmsen, M; Takahashi, K; Baumstark, L; Doelman, JC; Kainuma, M; Klimont, Z; Marangoni, G; Lotze-Campen, H; Obersteiner, M; Tabeau, A; Tavoni, M. 2017. The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview (en línea). *Global Environmental Change* 42:153-168. Consultado 24 set. 2025. Disponible en <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378016300681>. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.05.009>.
- Rodríguez-Morata, C; Madrigal-González, J; Stoffel, M; Ballesteros-Cánovas, JA. 2020. Climate impacts on tree growth in a neotropical high mountain forest of the peruvian andes (en línea). *IForest* 13(3):194-201. Consultado 30 abr. 2025. Disponible en <https://iforest.sisef.org/contents/?id=ifor3124-013>. DOI: <https://doi.org/10.3832/ifor3124-013>.
- Ruiz-Guevara, N; Valenzuela, J; Ramírez, A; Echevarría, R; Sánchez, H; Tulliano, G. (2023). Plan de Acción para la Restauración del Paisaje en el Bosque Modelo Abancay-Apurímac (Perú) (en línea). Turrialba, s.e. Consultado 31 jul. 2024. Disponible en <https://intranet.catie.ac.cr/flipbook/EB051188/go/pdf/Plan-accion-bosque-Abancay-NRuiz.pdf>.
- Salas Cuyubamba, P; Rivas Chahuilco, C; Domínguez Ramos, R; Hilares Arone, G; Camacho Camacho, C. (2011). Evaluación del estado de conservación y diversidad

- del bosque de *Podocarpus glomeratus* «Intimpa», en el Santuario Nacional del Ampay (en línea). Abancay, Apurímac, s.e. Consultado 14 jun. 2024. Disponible en <https://sis.sernanp.gob.pe/biblioteca/?publicacion=1366>.
- Schupp, EW; Jordano, P; Gómez, JM. 2010. Seed dispersal effectiveness revisited: A conceptual review. *New Phytologist* 188(2):333-353. Consultado 3 set. 2024. Disponible en <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1469-8137.2010.03402.x>. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03402.x>.
- Sekercioglu, CH; Loarie, SR; Oviedo Brenes, F; Ehrlich, PR; Daily, GC. 2007. Persistence of forest birds in the Costa Rican agricultural countryside. *Conservation Biology* 21(2):482-494. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00655.x>.
- SERNANP (Servicio Nacional de Áreas Protegidas del Perú). (2022). Plan Maestro del Santuario Nacional del Ampay 2022-2026 (en línea). Lima, s.e. Consultado 14 jun. 2024. Disponible en <https://sis.sernanp.gob.pe/biblioteca/?publicacion=2544>.
- Sirén, APK; Morelli, TL. 2020. Interactive range-limit theory (iRLT): An extension for predicting range shifts. *Journal of Animal Ecology* 89(4):940-954. Consultado 22 ago. 2024. Disponible en <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2656.13150>. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13150>.
- Tinoco, BA; Graham, L; Astudillo, PX; Nieto, A; Aguilar, JM; Latta, SC; Graham, CH. 2019. Survival estimates of bird species across altered habitats in the tropical Andes. *Journal of Field Ornithology* 90(2):105-116. DOI: <https://doi.org/10.1111/jofo.12293>.
- Tobias, JA; Sheard, C; Pigot, AL; Devenish, AJM; Yang, J; Sayol, F; Neate-Clegg, MHC; Alioravainen, N; Weeks, TL; Barber, RA; Walkden, PA; MacGregor, HEA; Jones, SEI; Vincent, C; Phillips, AG; Marples, NM; Montaña-Centellas, FA; Leandro-Silva, V; Claramunt, S; Darski, B; Freeman, BG; Bregman, TP; Cooney, CR; Hughes, EC; Capp, EJR; Varley, ZK; Friedman, NR; Korntheuer, H; Corrales-Vargas, A; Trisos, CH; Weeks, BC; Hanz, DM; Töpfer, T; Bravo, GA; Remeš, V; Nowak, L; Carneiro, LS; Moncada R., AJ; Matysioková, B; Baldassarre, DT; Martínez-Salinas, A; Wolfe, JD; Chapman, PM; Daly, BG; Sorensen, MC; Neu, A; Ford, MA; Mayhew, RJ; Fabio Silveira, L; Kelly, DJ; Annorbah, NND; Pollock, HS; Grabowska-Zhang, AM; McEntee, JP; Carlos T. Gonzalez, J; Meneses, CG; Muñoz, MC; Powell, LL; Jamie, GA; Matthews, TJ; Johnson, O; Brito, GRR; Zyskowski, K; Crates, R; Harvey, MG; Jurado Zevallos, M; Hosner, PA; Bradfer-Lawrence, T; Maley, JM; Stiles, FG; Lima, HS; Provost, KL; Chibesa, M; Mashao, M; Howard, JT; Mlamba, E; Chua, MAH; Li, B; Gómez, MI; García, NC; Päckert, M; Fuchs, J; Ali, JR; Derryberry, EP; Carlson, ML; Urriza, RC; Brzeski, KE; Prawiradilaga, DM; Rayner, MJ; Miller, ET; Bowie, RCK; Lafontaine, RM; Scofield, RP; Lou, Y; Somarathna, L; Lepage, D; Illif, M; Neuschulz, EL; Templin, M; Dehling, DM; Cooper, JC; Pauwels, OSG; Analuddin, K; Fjeldsø, J; Seddon, N; Sweet, PR; DeClerck, FAJ; Naka, LN; Brawn, JD; Aleixo, A; Böhning-Gaese, K; Rahbek, C; Fritz, SA; Thomas, GH; Schleuning, M. 2022. AVONET: morphological, ecological and geographical data for all birds (en línea). s.l., John Wiley and Sons Inc, vol.25. p. 581-597. Consultado 13 set. 2024. Disponible en <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/11663>. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.13898>.

- Twala, TC; Fisher, JT; Glennon, KL. 2023. Projecting Podocarpaceae response to climate change: we are not out of the woods yet. *AoB PLANTS* 15(4). Consultado 11 jul. 2025. Disponible en <https://academic.oup.com/aobpla/article/15/4/plad034/7192003>. DOI: <https://doi.org/10.1093/aobpla/plad034>.
- Valenzuela, JJ. 2016. Guía de Aves del Santuario Nacional del Ampay. s.l., s.e. 129 p.
- Vasquez, R; Tovar, A; Palma, A; Mercado, W; Gomez, H. (2017). Vulnerabilidad de los bosques y otros ecosistemas andinos de Saywite - Choquequirao - Ampay al cambio climático y las presiones antrópicas. Lima, s.e.
- Veillon, J-P. 1962. Autóctonas coníferas de Venezuela: Los Podocarpus. 1 ed. Mérida, Venezuela, Facultad de Ciencias Forestales, vol.1. 156 p.
- Walker, B. 2015. Field Guide to the Birds of Machu Picchu and the Cusco Region, Peru: includes a Bird Finding Guide to the Area. s.l., Lynx Nature Books. 1-246 p.
- Wenny, DG. 2000. Seed dispersal of a high quality fruit by specialized frugivores: High quality dispersal? *Biotropica* 32(2):327-337. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00476.x>.
- Wiens, JJ. 2011. The niche, biogeography and species interactions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 366(1576):2336-2350. Consultado 6 nov. 2025. Disponible en <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rstb.2011.0059>. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0059>.
- Zani, D. 2023. Extending dynamic vegetation models to simulate range shifts. Thesis Ph.D. (compilation). Sweden, Lund University. 65 p.
- Zani, D; Lischke, H; Lehsten, V. 2024. The role of dispersal limitation in the forest biome shifts of Europe in the last 18,000 years. *Journal of Biogeography* 51(8):1438-1457. Consultado 15 nov. 4 Disponible en <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jbi.14836>. DOI: <https://doi.org/10.1111/jbi.14836>.
- Zhao, H; Yang, X; Shi, S; Xu, Y; Yu, X; Ye, X. 2023. Climate-driven distribution changes for *Bashania fargesii* in the Qinling Mountains and its implication for panda conservation. *Global Ecology and Conservation* 46:1. Consultado 24 ago. 2024. Disponible en <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2351989423002457>. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02610>.



## 7. Anexos

**Anexo 1. Base de datos de 57 registros de presencia de *Podocarpus glomeratus* en la Cordillera de los Andes de Ecuador, Perú y Bolivia.**

ID	Nombre científico	Longitud	Latitud	Zona	País
1	Podocarpus glomeratus	-72.59167	-13.08369	MachuPicchu_Cusco	Peru
2	Podocarpus glomeratus	-72.90598	-13.51474	Kiunalla_Abancay	Peru
3	Podocarpus glomeratus	-72.85339	-13.71142	Abancay	Peru
4	Podocarpus glomeratus	-72.55402	-13.1681	MachuPicchu_Cusco	Peru
5	Podocarpus glomeratus	-72.52028	-13.18201	MachuPicchu_Cusco	Peru
6	Podocarpus glomeratus	-72.42879	-13.16255	MachuPicchu_Cusco	Peru
7	Podocarpus glomeratus	-72.54244	-13.10355	MachuPicchu_Cusco	Peru
8	Podocarpus glomeratus	-72.50433	-13.19837	MachuPicchu_Cusco	Peru
9	Podocarpus glomeratus	-72.46208	-13.05156	MachuPicchu_Cusco	Peru
10	Podocarpus glomeratus	-72.46392	-13.11184	MachuPicchu_Cusco	Peru
11	Podocarpus glomeratus	-72.5791	-13.00819	MachuPicchu_Cusco	Peru
12	Podocarpus glomeratus	-72.99472	-13.59448	Abancay_Apurimac	Peru
13	Podocarpus glomeratus	-71.85841	-13.58602	SanJeronimo_Cusco	Peru
14	Podocarpus glomeratus	-72.51822	-13.20022	MachuPicchu_Cusco	Peru
15	Podocarpus glomeratus	-72.4911	-13.04047	MachuPicchu_Cusco	Peru
16	Podocarpus glomeratus	-72.52766	-13.174	MachuPicchu_Cusco	Peru
17	Podocarpus glomeratus	-72.46617	-13.0601	MachuPicchu_Cusco	Peru
18	Podocarpus glomeratus	-72.89658	-13.54304	Ampay_Apurimac	Peru
19	Podocarpus glomeratus	-79.04793	-4.02703	Canton_Zamora	Ecuador
20	Podocarpus glomeratus	-72.54789	-13.17736	MachuPicchu_Cusco	Peru
21	Podocarpus glomeratus	-72.8501	-13.70277	Abancay_Apurimac	Peru
22	Podocarpus glomeratus	-72.51533	-13.03356	MachuPicchu_Cusco	Peru
23	Podocarpus glomeratus	-72.49923	-13.13991	MachuPicchu_Cusco	Peru
24	Podocarpus glomeratus	-72.40614	-13.07644	MachuPicchu_Cusco	Peru
25	Podocarpus glomeratus	-72.42991	-13.03024	MachuPicchu_Cusco	Peru
26	Podocarpus glomeratus	-64.66139	-17.82972	ManuelMariaCaballero	Bolivia
27	Podocarpus glomeratus	-64.64444	-17.8275	ManuelMariaCaballero	Bolivia
28	Podocarpus glomeratus	-64.65444	-17.8275	ManuelMariaCaballero	Bolivia
29	Podocarpus glomeratus	-65.03917	-17.77278	Carrasco	Bolivia
30	Podocarpus glomeratus	-64.625	-17.81833	Provincia_Caballero	Bolivia
31	Podocarpus glomeratus	-64.64333	-17.83806	Provincia_Caballero	Bolivia
32	Podocarpus glomeratus	-64.61666	-17.83333	Provincia_Caballero	Bolivia
33	Podocarpus glomeratus	-64.62525	-17.81825	Provincia_Caballero	Bolivia
34	Podocarpus glomeratus	-66.85	-17.05	Provincia_Ayopaya	Bolivia
35	Podocarpus glomeratus	-64.49583	-18.45444	Provincia_Campero	Bolivia
36	Podocarpus glomeratus	-64.61805	-17.81805	Provincia_Caballero	Bolivia
37	Podocarpus glomeratus	-64.625	-17.825	Provincia_Caballero	Bolivia
38	Podocarpus glomeratus	-64.61666	-17.8	Provincia_Caballero	Bolivia
39	Podocarpus glomeratus	-78.84333	-2.79667	Canton_Azogues	Ecuador
40	Podocarpus glomeratus	-79.00833	-2.48	Canton_Cañar	Ecuador
41	Podocarpus glomeratus	-79.08	-2.92	Canton_Cuenca	Ecuador
42	Podocarpus glomeratus	-72.05	-13.35	Chincheros_Cusco	Peru
43	Podocarpus glomeratus	-72.86667	-13.63333	Abancaycity_Apurimac	Peru
44	Podocarpus glomeratus	-72.86666	-13.61666	Tamburco_Apurimac	Peru
45	Podocarpus glomeratus	-78.87	-1.8	Canton_Colta	Ecuador
46	Podocarpus glomeratus	-75.99369	-9.89825	Huanuco	Peru
47	Podocarpus glomeratus	-78.9	-1.9	Canton_Colta	Ecuador
48	Podocarpus glomeratus	-79.33	-4.58	Canton_Espindola	Ecuador
49	Podocarpus glomeratus	-75.33914	-11.93703	Plaza_Huancayo_Junin	Peru
50	Podocarpus glomeratus	-76.23333	-9.91666	Huanuco	Peru
51	Podocarpus glomeratus	-78.71594	-1.96848	Canton_Guamote	Ecuador
52	Podocarpus glomeratus	-75.95639	-9.89944	Huanuco	Peru
53	Podocarpus glomeratus	-72.91667	-13.66667	Abancay_Apurimac	Peru
54	Podocarpus glomeratus	-72.881028	-13.596242	SNAP1_Abancay_Apurimac	Peru
55	Podocarpus glomeratus	-72.884864	-13.593625	SNAP2_Abancay_Apurimac	Peru

56	Podocarpus glomeratus	-72.886767	-13.592981	SNAP3_Abancay_Apurimac	Peru
57	Podocarpus glomeratus	-72.88201	-13.603332	SNAP4_Abancay_Apurimac	Peru

**Anexo 2. Evaluación de la redundancia de información de los registros de presencias de Podocarpus glomeratus.**

Base de datos	n	AUC		Omission rate		Modelo
		AUC <sub>diff</sub>	AUC <sub>evaluation</sub>	Lowest presence threshold	10% calibration omission threshold	
Sin filtro (random k-fold 3)	57	0.013	0.958	0.056	0.128	LQ 0.5
<b>Sin filtro (jackknife)</b>	<b>57</b>	<b>0.035</b>	<b>0.963</b>	<b>0.018</b>	<b>0.182</b>	LQ 0.5
Filtrado 10 km (k-fold)	25	0.023	0.941	0.037	0.162	LQ 1.5
Filtrado 10 km (jackknife)	25	0.042	0.932	0.08	0.2	LQ 1.5
Filtrado 5 km (k-fold)	34	0.019	0.939	0.119	0.207	LQ 1.5
Filtrado 5km (jackknife)	34	0.036	0.951	0.059	0.176	LQ 1.5
Filtrado 3 km (k-fold)	39	0.013	0.942	0.128	0.154	LQ 1.5
Filtrado 3km (jackknife)	39	0.039	0.947	0.026	0.154	LQ 1.5
Filtrado 1km (k-fold)	51	0.016	0.954	0.059	0.196	LQ 0.5
Filtrado 1km (jackknife)	51	0.040	0.957	0.020	0.157	LQ 0.5

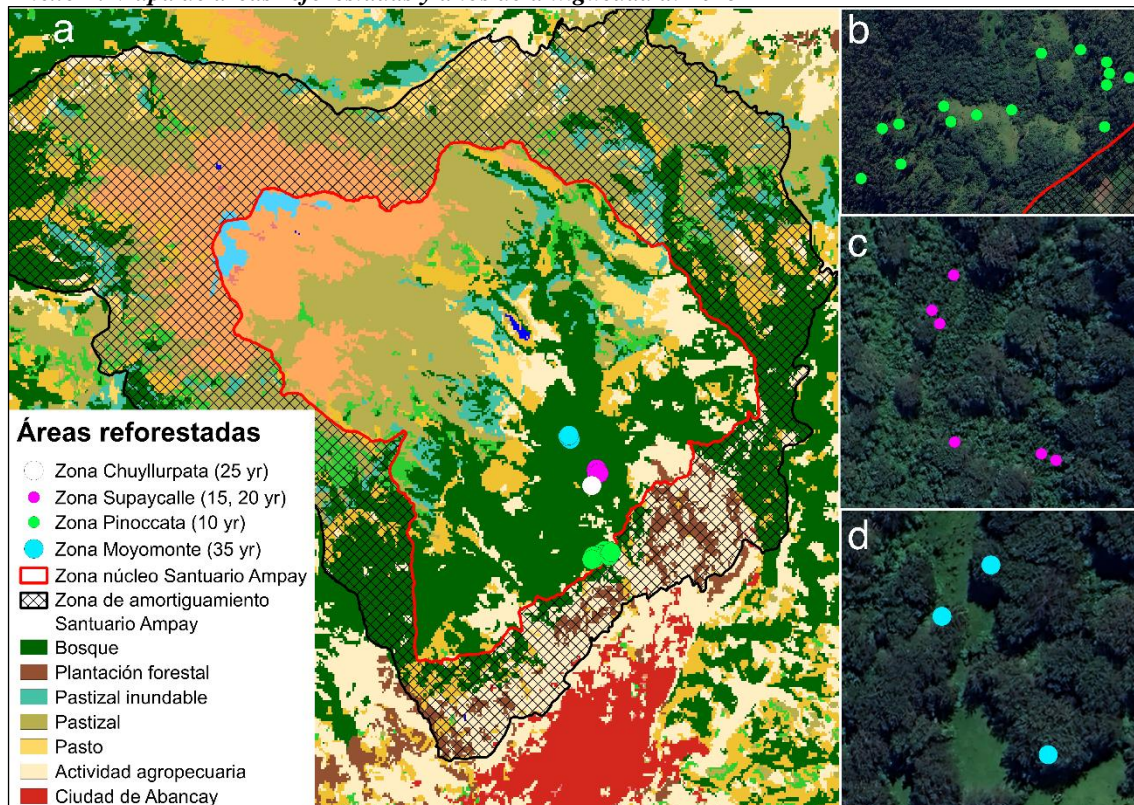
**Anexo 3. Parámetros de dispersión**

Familia	Celda (km)	IddMinDist (km)	# celdas	IddMaxDist (km)	# celdas	Especies de referencia
Thraupide	<b>0.015</b>	0.075	<b>6</b>	1.7	<b>113</b>	Thraupis sayaca Tangara icterocephala
Cotingidae	<b>0.3</b>	1.5	<b>6</b>	4.3	<b>14</b>	Cephalopterus penduliger Carpodectes antoniae

Fuente: Camargo et al. 2020, Sekercioglu et al. 2007, Leavelle et al. 2015, Karubian et al. 2012.

IddMinDist: distancia mínima de los eventos de dispersión de larga distancia o distancia promedio de dispersión. IddMaxDist: distancia máxima de los eventos de dispersión de larga distancia.

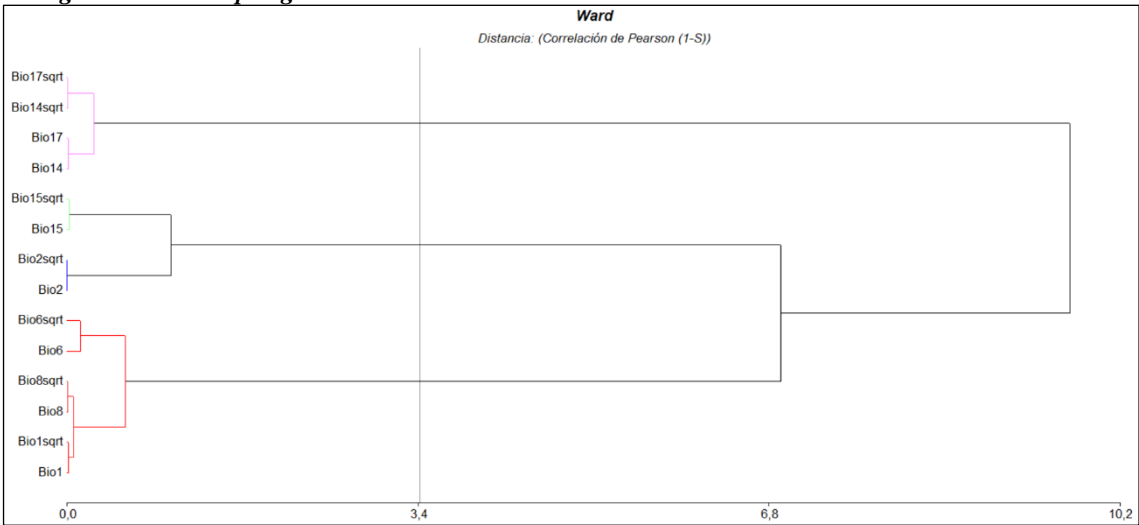
**Anexo 4. Mapa de áreas reforestadas y años de antigüedad al 2025**



Mapa del Santuario Nacional de Ampay y las zonas reforestadas donde se identificó árboles hembras reproductivos (a), Ubicaciones de individuos hembras reproductivos muestreados en la zona de Pinoccata reforestado el año 2015 (b), Ubicaciones de individuos hembras reproductivos en la zona de Supaycalle

reforestada los años 2005 y 2010 (c), Ubicaciones de individuos hembras reproductivos en la zona de Moyomonte reforestada el año 1990 (d).

**Anexo 5. Distancia calculada con correlación de Pearson (1-S) del modelo de 7 variables del nicho ecológico de *Podocarpus glomeratus***



El gráfico de Ward agrupó en conglomerados las variables correlacionadas. Se seleccionó dos grupos de variables correlacionadas (Bio1: temperatura promedio anual y Bio8: temperatura promedio del trimestre más húmedo; Bio14: precipitación del mes más seco y Bio17: precipitación del trimestre más seco) y se priorizó una variable de la correlación. Las variables priorizadas fueron Bio1 y Bio17.

**Anexo 6. Matriz de correlación de Pearson entre las 19 variables bioclimáticas de las 57 presencias de *Podocarpus glomeratus*.**

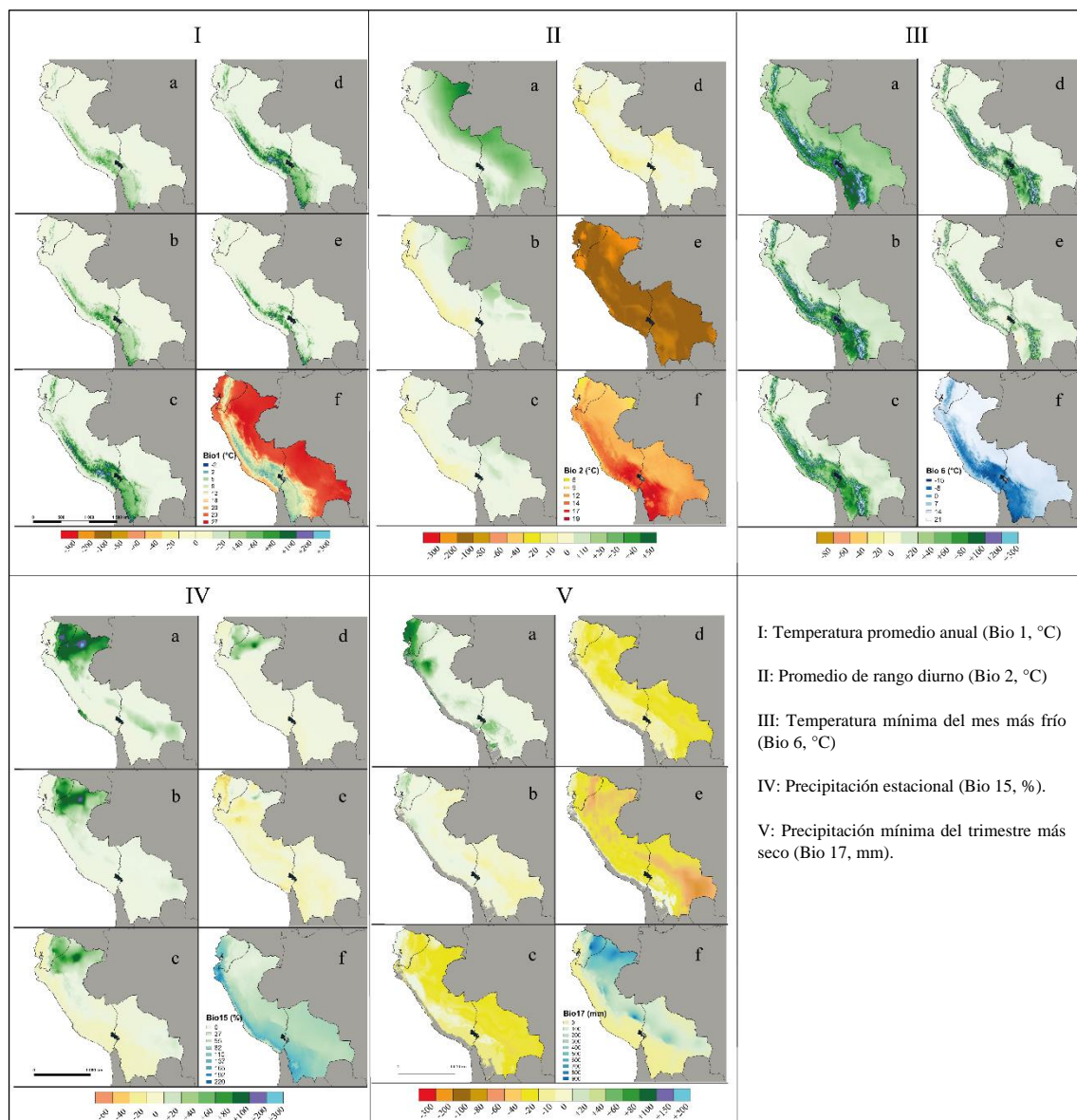
<b>BIO</b>	<b>Bio1</b>	<b>Bio2</b>	<b>Bio3</b>	<b>Bio4</b>	<b>Bio5</b>	<b>Bio6</b>	<b>Bio7</b>	<b>Bio8</b>	<b>Bio9</b>	<b>Bio10</b>	<b>Bio11</b>	<b>Bio12</b>	<b>Bio13</b>	<b>Bio14</b>	<b>Bio15</b>	<b>Bio16</b>	<b>Bio17</b>	<b>Bio18</b>	<b>Bio19</b>
<b>Bio 1</b>	1.00	0.03	0.00	0.17	0.00	0.00	0.60	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.94	0.70	0.00	0.68	0.98	0.77
<b>Bio 2</b>	0.29	1.00	0.00	0.02	0.00	0.68	0.00	0.02	0.13	0.01	0.12	0.18	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.64	0.00
<b>Bio 3</b>	0.39	-0.43	1.00	0.00	0.09	0.00	0.00	0.14	0.00	0.07	0.00	0.00	0.01	0.03	0.00	0.01	0.00	0.01	0.02
<b>Bio 4</b>	-0.20	0.33	-0.87	1.00	0.70	0.00	0.00	0.84	0.01	0.79	0.01	0.00	0.01	0.02	0.00	0.01	0.01	0.00	0.02
<b>Bio 5</b>	0.97	0.48	0.23	-0.06	1.00	0.00	0.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.46	0.11	0.00	0.75	0.70	0.70
<b>Bio 6</b>	0.87	0.06	0.62	-0.48	0.78	1.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14	0.03	0.00	0.03	0.12	0.06
<b>Bio 7</b>	-0.07	0.84	-0.83	0.73	0.13	-0.34	1.00	0.70	0.14	0.74	0.14	0.14	0.94	0.00	0.00	0.95	0.00	0.10	0.00
<b>Bio 8</b>	0.97	0.33	0.21	0.03	0.97	0.77	0.05	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.64	0.12	0.00	0.92	0.36	0.90
<b>Bio 9</b>	0.98	0.21	0.53	-0.37	0.93	0.93	-0.21	0.91	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.66	0.48	0.00	0.32	0.48	0.42
<b>Bio 10</b>	0.99	0.36	0.25	-0.04	0.99	0.80	0.05	1.00	0.94	1.00	0.00	0.00	0.00	0.63	0.17	0.00	0.94	0.57	0.91
<b>Bio 11</b>	0.98	0.22	0.54	-0.37	0.93	0.93	-0.21	0.91	1.00	0.94	1.00	0.00	0.00	0.73	0.47	0.00	0.36	0.45	0.47
<b>Bio 12</b>	0.54	0.19	0.50	-0.50	0.51	0.68	-0.21	0.42	0.61	0.47	0.61	1.00	0.00	0.11	0.07	0.00	0.02	0.71	0.05
<b>Bio 13</b>	0.54	0.37	0.37	-0.35	0.55	0.61	-0.01	0.44	0.58	0.49	0.58	0.96	1.00	0.95	0.87	0.00	0.45	0.32	0.70
<b>Bio 14</b>	-0.01	-0.50	0.31	-0.31	-0.10	0.21	-0.48	-0.07	0.06	-0.07	0.05	0.23	0.01	1.00	0.00	0.95	0.00	0.43	0.00
<b>Bio 15</b>	0.06	0.66	-0.76	0.77	0.23	-0.30	0.82	0.22	-0.10	0.19	-0.10	-0.25	-0.02	-0.60	1.00	0.92	0.00	0.01	0.00
<b>Bio 16</b>	0.55	0.39	0.37	-0.37	0.56	0.61	-0.01	0.45	0.59	0.50	0.59	0.96	1.00	-0.01	-0.01	1.00	0.53	0.42	0.77
<b>Bio 17</b>	0.06	-0.50	0.39	-0.38	-0.05	0.29	-0.53	-0.01	0.14	-0.01	0.13	0.33	0.11	0.99	-0.64	0.09	1.00	0.40	0.00
<b>Bio 18</b>	0.00	0.07	-0.35	0.51	0.05	-0.22	0.23	0.13	-0.10	0.08	-0.11	0.05	0.14	-0.11	0.38	0.11	-0.12	1.00	0.40
<b>Bio 19</b>	0.04	-0.48	0.32	-0.32	-0.05	0.26	-0.48	-0.02	0.12	-0.02	0.10	0.28	0.05	0.99	-0.59	0.04	0.99	-0.12	1.00

#### **Anexo 7. Evaluación de anomalías**

Las anomalías de cada variable climática del modelo de nicho ecológico de *Podocarpus glomeratus* se calcularon como la diferencia entre los valores correspondientes al periodo de referencia (1975-2000) y los valores proyectados por los 13 GCM al año 2100. La evaluación de las incertidumbres se realizó mediante la comparación entre las variables del periodo referencial y las anomalías estimadas, considerando distintas probabilidades: valores extremos (máximos y mínimos), optimistas (percentil 75), medias (percentil 50) y moderadas (percentil 25) de los 13 GCM para el año 2100 (Imbach et al. 2012), en cada escenario climático SSP5-8.5 y SSP2-4.5.

Bajo el escenario de alto calentamiento (SSP5-8.5), se prevé un aumento generalizado de la temperatura a lo largo de toda la cordillera de los Andes, con incrementos más pronunciados en los Andes centrales y en la zona de estudio (Figura 13.Ib-e). El rango térmico diurno disminuirá temporalmente hasta un 20% en el lado occidental de la cordillera (Figura 13.IIc-d). Además, la temperatura mínima presentará un incremento (Figura 13.III). La precipitación estacional mostrará alta incertidumbre; su estacionalidad aumentará en el norte de la cordillera en los escenarios de percentiles inferiores (Figura 13.IVab) y disminuirá ligeramente disminución en escenarios de percentiles inferiores (Figura 13.IVc-e). Por último, la precipitación mínima aumentará en la cordillera norte en escenarios de percentiles altos (Figura 13.Vab) y disminuirá en las zonas central y sur en los percentiles bajos (Figura 13.Vc-e).

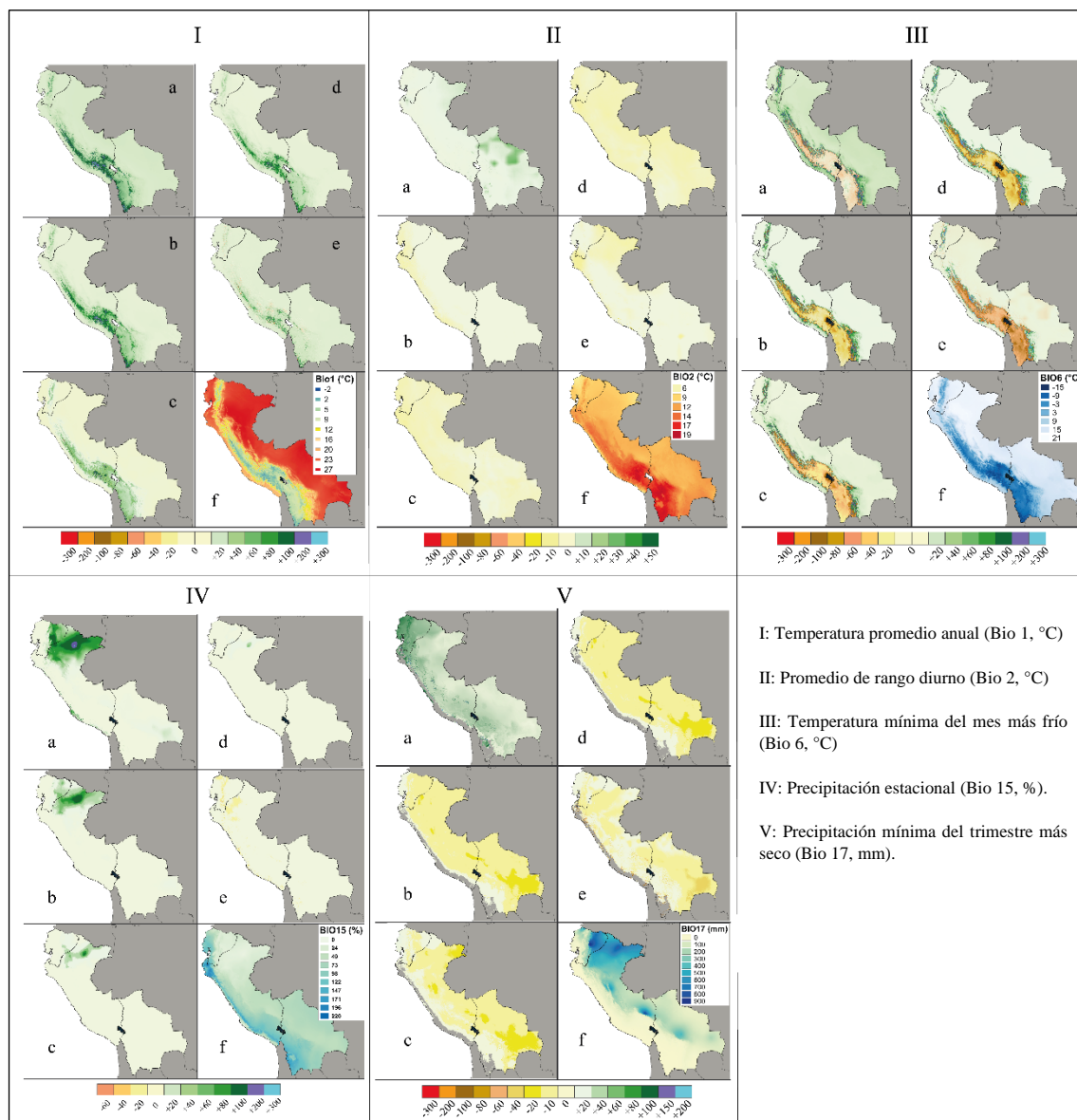




**Figura 13. Evaluación de anomalías climáticas al 2100 en el escenario climático SSP5-8.5.**

Cambios en las 5 variables del nicho ecológico de *Podocarpus glomeratus* (%) proyectado al periodo 2081-2100 para los valores máximos (a), percentil 75 (b), percentil 50 (c), percentil 25 (d), mínimos (e) del escenario SSP5-8.5 en comparación al (f) periodo de referencia (1975-2000).

En el escenario intermedio (SSP2-4.5), se proyecta un aumento generalizado de la temperatura a lo largo de toda la cordillera (Figura 14.Ia-e), junto a una disminución de térmica en las cumbres de las zonas central y sur (Figura 14.Ib-d). El rango término diario se mantendrá constante en los escenarios extremos y en los percentiles superiores (Figura 14.IIabe), mientras que en los percentiles inferiores se observa una reducción hasta un 20% (Figura 14.IIcd). La temperatura mínima del mes más frío aumentará en el norte de la cordillera y disminuirá en la parte central y sur (Figura 14.IIIa-e). La estacionalidad de la precipitación permanecerá sin cambios significativos (Figura 14.IVa-e), exceptuando el escenario con valores extremos, donde se anticipa una reducción de la estacionalidad en el norte de la cordillera (Figura 14.IVe). Finalmente, la precipitación mínima se reducirá hasta en un 20% a lo largo de toda la cordillera (Figura 14.Vb-e), mientras que los eventos extremos de precipitación aumentarán en la zona norte (Figura 14.Va).



**Figura 14. Evaluación de anomalías al 2100 en el escenario climático SSP2-4.5**

Cambios en las 5 variables del nicho ecológico de *P. glomeratus* (%) proyectada al periodo 2081-2100 para los valores máximos (a), percentil 75 (b), percentil 50 (c), percentil 25 (d), mínimos (e) del escenario SSP5-8.5 en comparación al (f) periodo de referencia (1975-2000).

#### Anexo 8. Tablas de métricas migratorias

**Tabla 6. Métricas de capacidad migratoria de *P. glomeratus* en escenario SSP585 con dispersor *Cotingidae*, a 12 años de madurez reproductiva, en regeneración en bosque y varios usos de suelo**

		Cotinga585_bosque				Cotinga585_usos			
		CMR	CNOMR	DM	PEC	CMR	CNOMR	DM	PEC
2021-2040	ha	48,609	1,071	5,211	21,528	185,679	1,449	2,988	21,528
	%	14.1	0.3	1.5	6.3	53.9	0.4	0.9	6.3
2041-2060	ha	3,402	1,125	5,346	225	4,887	909	2,745	513
	%	1	0.3	1.6	0	1.4	0.3	0.8	0.2
2061-2080	ha	1,584	549	4,959	0	2,106	630	2,097	0
	%	0.5	0.2	1.5	0	0.6	0.2	0.6	0
2081-2100	ha	1,548	117	4,905	0	3,582	360	1,692	0
	%	0.5	0	1.5	0	1.1	0.1	0.5	0
<b>Total</b>	ha	<b>55,143</b>	<b>117</b>	<b>4,905</b>	<b>21,753</b>	<b>196,254</b>	<b>360</b>	<b>1,692</b>	<b>22,041</b>
	%	<b>16.4</b>	<b>0</b>	<b>1.5</b>	<b>6.5</b>	<b>58.4</b>	<b>0.1</b>	<b>0.5</b>	<b>6.6</b>

Nota. Áreas de envoltantes climáticas de nicho óptimo de escenario climático SSP5-8.5. (a) 2021-2040: 344,268 ha. (b) 2041-2060: 341,847 ha. (c) 2061-2080: 336,440 ha. (d) 2081-2100: 336,117 ha. CMR:

Colonizado con madurez reproductiva. CNOMR: Colonizado sin madurez reproductiva. DM: Discrepancia migratoria. PEC: Pérdida de la envolvente climática del periodo.

**Tabla 7. Métricas de capacidad migratoria de *P. glomeratus* en escenario SSP5.85 con dispersor Traupidos, a 12 años de madurez reproductiva, en regeneración en bosque y varios usos de suelo**

		Traupido585_bosque				Traupido585_usos			
		CMR	CNOMR	DM	PEC	CMR	CNOMR	DM	PEC
2021-2040	ha	15,544	31	49,324	890	68,480	215	99,097	890
	%	4.5	0	14.3	0.3	19.9	0.1	28.8	0.3
2041-2060	ha	5,006	1,761	61,143	7	11,671	5,348	115,283	9
	%	1.5	0.5	17.9	0	3.4	1.6	33.7	0
2061-2080	ha	2,321	1,437	57,403	140	5,643	5,710	106,119	323
	%	0.7	0.4	17.1	0	1.7	1.7	31.5	0.1
2081-2100	ha	2,048	1,744	57,747	1,069	5,009	6,692	103,040	2,170
	%	0.6	0.5	17.2	0.3	1.5	2	30.6	0.6
<b>Total</b>	ha	<b>24,919</b>	<b>1,744</b>	<b>57,747</b>	<b>2,106</b>	<b>90,803</b>	<b>6,692</b>	<b>103,040</b>	<b>3,392</b>
	%	<b>7.4</b>	<b>0.5</b>	<b>17.2</b>	<b>0.6</b>	<b>27</b>	<b>2</b>	<b>30.6</b>	<b>1</b>

Nota. Áreas de envolventes climáticas de nicho óptimo de escenario climático SSP5-8.5. (a) 2021-2040: 344,268 ha. (b) 2041-2060: 341,847 ha. (c) 2061-2080: 336,440 ha. (d) 2081-2100: 336,117 ha. CMR: Colonizado con madurez reproductiva. CNOMR: Colonizado sin madurez reproductiva. DM: Discrepancia migratoria. PEC: Pérdida de la envolvente climática del periodo.

**Tabla 8. Métricas de capacidad migratoria de *P. glomeratus* en escenario SSP2.45 con dispersor Cotingidae, a 12 años de madurez reproductiva, en regeneración en bosque y varios usos de suelo**

		Cotinga245_bosque				Cotinga245_usos			
		CMR	CNOMR	DM	PEC	CMR	CNOMR	DM	PEC
2021-2040	ha	49,194	1,134	6,372	22,356	181,935	1,413	2,862	22,356
	%	14.3	0.3	1.9	6.5	53.1	0.4	0.8	6.5
2041-2060	ha	3,330	1,287	7,038	0	4,212	882	2,610	0
	%	0.9	0.4	2.1	0	1.2	0.3	0.8	0
2061-2080	ha	1,521	837	6,660	0	2,124	405	2,178	0
	%	0.4	0.2	1.9	0	0.6	0.1	0.6	0
2081-2100	ha	1,350	252	6,453	0	1,620	360	1,791	0
	%	0.4	0.1	1.9	0	0.5	0.1	0.5	0
<b>Total</b>	ha	<b>55,395</b>	<b>252</b>	<b>6,453</b>	<b>22,356</b>	<b>189,891</b>	<b>360</b>	<b>1,791</b>	<b>22,356</b>
	%	<b>16.2</b>	<b>0.1</b>	<b>1.9</b>	<b>6.6</b>	<b>55.6</b>	<b>0.1</b>	<b>0.5</b>	<b>6.6</b>

Nota. Áreas de envolventes climáticas de nicho óptimo de escenario climático SSP2-4.5. (a) 2021-2040: 342,896 ha. (b) 2041-2060: 342,573 ha. (c) 2061-2080: 340,072 ha. (d) 2081-2100: 341,201 ha. CMR: Colonizado con madurez reproductiva. CNOMR: Colonizado sin madurez reproductiva. DM: Discrepancia migratoria. PEC: Pérdida de la envolvente climática del periodo.

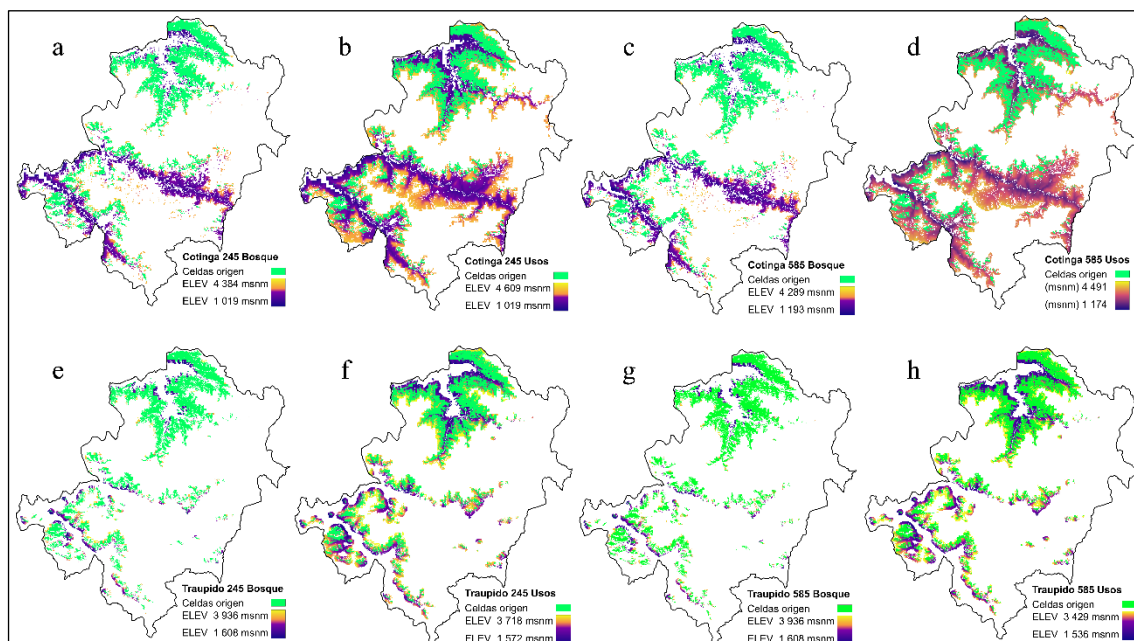
**Tabla 9. Métricas de capacidad migratoria de *P. glomeratus* en escenario SSP2.45 con dispersor Traupidos, a 12 años de madurez reproductiva, en regeneración en bosque y varios usos de suelo**

		Traupido245_bosque				Traupido245_usos			
		CMR	CNOMR	DM	PEC	CMR	CNOMR	DM	PEC
2021-2040	ha	14,927	46	49,092	136	66,839	211	97,996	136
	%	4.4	0	14.3	0	19.5	0.1	28.6	0
2041-2060	ha	5,115	1,871	60,896	0	11,937	5,715	114,740	0
	%	1.5	0.5	17.8	0	3.5	1.7	33.5	0
2061-2080	ha	2,029	1,345	57,662	0	5,110	5,545	106,056	0
	%	0.6	0.4	17	0	1.5	1.6	31.2	0
2081-2100	ha	1,384	1,218	56,184	0	3,913	5,493	102,067	0
	%	0.4	0.4	16.5	0	1.1	1.6	29.9	0
<b>Total</b>	ha	<b>23,445</b>	<b>1,218</b>	<b>56,184</b>	<b>136</b>	<b>87,799</b>	<b>5,493</b>	<b>102,067</b>	<b>136</b>
	%	<b>6.9</b>	<b>0.4</b>	<b>16.5</b>	<b>0</b>	<b>25.7</b>	<b>1.6</b>	<b>29.9</b>	<b>0</b>

Nota. Áreas de envolventes climáticas de nicho óptimo de escenario climático SSP2-4.5. (a) 2021-2040: 342,896 ha. (b) 2041-2060: 342,573 ha. (c) 2061-2080: 340,072 ha. (d) 2081-2100: 341,201 ha. CMR: Colonizado con madurez reproductiva. CNOMR: Colonizado sin madurez reproductiva. DM: Discrepancia migratoria. PEC: Pérdida de la envolvente climática del periodo.

#### **Anexo 9. Mapas de cambios en la distribución de *P. glomeratus* al 2100, por gradiente altitudinal y escenario de migración**





Mapas de escenarios migratorios: (a) Cotinga245\_bosque, (b) Cotinga245\_usos, (c) Cotinga585\_bosque, (d) Cotinga585\_usos, (e) Traupido245\_bosque, (f) Traupido245\_usos, (g) Traupido585\_bosque, (h) Traupido585\_usos.

#### Anexo 10. Modelos de nicho ecológico de especies de Podocarpus

Especie	Nº	Modelos Variables	País	Fuente
Podocarpus parlatorei	8	Bio3, Bio4, Bio10, Bio11. Bio14, Bio15, Bio18, Bio19.	Argentina	Quiroga et al. 2018
Podocarpus elatus	11	Bio1, Bio6, Bio8, Bio9. Bio12, Bio14, Bio15, Bio16, Bio17, Bio18, Bio19.	Australia	Mellick et al. 2013
Podocarpus falcatus	8	Bio1, Bio3, Bio7. Bio17, Bio18, Bio19.	Etiopía	Gebrehiwot et al. 2022
Podocarpus latifolius	7	Elevación, pendiente. Bio5, Bio7, Bio8, Bio11.	Sudáfrica	Twala et al. 2023
Podocarpus henkelii		Bio16, Bio17, Bio18.		
Afrocarpus falcatus				
Pseudotropheus elongatus				
Podocarpus lambertii	5	Bio4, Bio10. Bio14, Bio16, Bio18.	Brasil	Bernardi et al. 2020

Nota: Bio1: Temperatura promedio anual, Bio3: Isotermalidad, Bio4: Temperatura estacional, Bio5: Máxima temperatura del mes más caliente, Bio6: Temperatura mínima del mes más frío, Bio7: Rango de temperatura anual, Bio8: Temperatura promedio del trimestre más húmedo, Bio10: Temperatura promedio del trimestre más caliente, Bio11: Temperatura promedio del trimestre más frío, Bio12: Precipitación anual, Bio14: Precipitación del mes más seco, Bio15: Precipitación estacional, Bio16: Precipitación del trimestre más húmedo, Bio17: Precipitación del trimestre más seco, Bio18: Precipitación del trimestre más caliente, Bio19: Precipitación del trimestre más frío.