

Título: IMPULSORES ANTROPOGENICOS Y ABIOTICOS DEL AUMENTO DEL RIESGO DE EXTINCIÓN DE *COPIAPOA* (CACTACEAE)

Angélica Villalobo^{1,2}, Carol M. Peña³, Antonio Varas-Myrik^{1,2}, Bárbara Goettsch^{4,5}, Michiel Pillet^{5,6}, Paulina Jahnsen^{1,2}, Patricio Pliscoff^{2,7,8,9}, & Pablo C. Guerrero^{1,2,10*}

1 Departamento de Botánica, Facultad de Ciencias Naturales & Oceanográficas, Universidad de Concepción, Concepción, 4030000, Chile

2 Institute of Ecology and Biodiversity (IEB), Concepción, 4030000, Chile

3 Departamento de Ciencias y Tecnología Vegetal, Escuela de Ciencias y Tecnologías, Universidad de Concepción, Los Ángeles, 4451032, Chile

4 The Biodiversity Consultancy Ltd, Cuernavaca, Mexico.

5 International Union for Conservation of Nature, Species Survival Commission, Cactus and Succulent Plants Specialist Group, Cambridge, UK.

6 Department of Ecology and Evolutionary Biology, The University of Arizona, Tucson, AZ, USA.

7 Facultad de Historia, Geografía y Ciencia Política, Instituto de Geografía, Pontificia Universidad Católica de Chile, Avenida Vicuña Mackenna 4860, Santiago, 7820436, Chile

8 Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias Biológicas, Pontificia Universidad Católica de Chile, Alameda 340, Santiago 8331150, Chile

9 Center of Applied Ecology and Sustainability (CAPES), Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago 8331150, Chile.

10 Millennium Institute Biodiversity of Antarctic and Sub-Antarctic Ecosystems, Santiago 7800003, Chile.

*Corresponding autor: pablo.c.guerrero@gmail.com

RESUMEN

La biodiversidad mundial está en peligro debido a la extinción acelerada causada por la destrucción del hábitat, la explotación directa, el cambio climático, la contaminación y la invasión de especies exóticas. Las plantas vasculares son particularmente afectadas, y la amenaza aumenta debido a los impulsores antrópicos. Aunque solo el 10% de las especies de plantas con flores han sido evaluadas según la Lista Roja de la UICN, este estudio se centró en el estado de conservación de las especies del género *Copiapoa*. Se evaluaron amenazas, área de ocupación, extensión de presencia y factores de riesgo de extinción. Se utilizaron datos de herbarios y campo para evaluar cada especie según los criterios de la UICN. Se identificaron impulsores antropogénicos, biológicos y ambientales que afectan el riesgo de extinción de *Copiapoa*. 29 especies tenían una ocupación menor a 10 km² y 16 están en Peligro Crítico. El tráfico ilegal y la estacionalidad de frecuencias nubosas fueron impulsores de amenaza. Este estudio destaca la creciente amenaza a la biodiversidad en el desierto Costero de Atacama y el riesgo de extinción de *Copiapoa*. Nueve especies anteriormente de "Preocupación Menor" están ahora en Peligro Crítico, En Peligro o son Vulnerables debido a sequía, cambio climático y recolección ilegal. Se deben establecer estrategias de conservación y manejo que consideren estos impulsores y la participación de las comunidades locales.

Palabras Claves: Biodiversidad, Plantas vasculares, Conservación

Evaluación, Amenazas, Área de ocupación, Factores predictivos, Estrategias de manejo.

ABSTRACT

Global biodiversity is at risk due to accelerated extinction caused by habitat destruction, direct exploitation, climate change, pollution and invasion by alien species. Vascular plants are particularly affected, and the threat is increasing due to anthropogenic drivers. Although only 10% of flowering plant species have been assessed according to the IUCN Red List, this study focused on the conservation status of species in the genus *Copiapoa*. Threats, area of occupancy, extent of occurrence, and extinction risk factors were assessed. Herbarium and field data were used to evaluate each species according to IUCN criteria. Anthropogenic, biological and environmental drivers affecting the extinction risk of *Copiapoa* were identified. Twenty-nine species had an occupancy of less than 10 km² and 16 are Critically Endangered. Illegal trafficking and seasonality of cloud frequencies were drivers of threat. This study highlights the increasing threat to biodiversity in the Coastal Atacama Desert and the risk of extinction of *Copiapoa*. Nine species previously of "Least Concern" are now Critically Endangered, Endangered or Vulnerable due to drought, climate change and illegal collection. Conservation and management strategies must be established that consider these drivers and the involvement of local communities.

Key words: Biodiversity, Vascular plants, Conservation, Assessment
Threats, Area of occupancy, Predictive factors, Management strategies.

INTRODUCCIÓN

La biodiversidad mundial se enfrenta hoy a la mayor extinción registrada en los últimos 65 millones de años (De Vos et al., 2015). Los impulsores directos de este cambio con mayor repercusión mundial han sido el cambio de uso de la tierra (destrucción del hábitat), la explotación directa de los organismos, el cambio climático, la contaminación y la invasión de especies exóticas (IPBES et al., 2019). Los impulsores directos de la degradación ambiental varían entre los diferentes biomas (Aronson et al., 2014). Históricamente, los cambios en el hábitat y el uso del suelo han sido las principales amenazas que han afectado a la biodiversidad en todos los biomas, y han acelerado el ritmo de extinción de las especies, afectando considerablemente las propiedades de los ecosistemas (Barnosky et al., 2012; Ellis, 2011; Pichs-Madruga et al., 2016).

Uno de los grupos más afectados por estos impulsores antropogénicos son las plantas vasculares (Aronson et al., 2014), la probabilidad de extinción en las plantas ha incrementado por los impulsores antrópicos, produciendo un aumento en la tasa de extinción, cada año se ha extinguido 1,26 especies vasculares, esta tasa de extinción es alta en comparación con las tasas históricas de extinción (Joppa et al., 2011; Le Roux et al., 2019). Este riesgo de extinción es similar al de los mamíferos y más alto que el de las aves (Haddaway & Leclère, 2020; Humphreys et al., 2019), incluso una de cada cinco especies de plantas (22%) está amenazada de extinción, siendo en su mayoría de zonas tropicales (Brummitt et al., 2015; Haddaway & Leclère, 2020) Además, las

plantas tienen un área de distribución geográfica en promedio más pequeña que la de muchos otros grupos como los vertebrados, siendo un factor clave para el riesgo de extinción (Gaston, 2003; Goettsch et al., 2015a). No obstante, sólo el 10 % de las 300 000 especies estimadas de plantas con flores se han evaluado según los criterios de la Lista Roja de la UICN (Goettsch et al., 2015a; UICN, 2001).

Schussler et al. (2010) indican que los altos costos de evaluación global de especies de plantas y la falta de atractivo popular de estos grupos dificultan la obtención de fondos para estas evaluaciones. Heywood (2017) coincide con esta idea y además señala la limitada cobertura taxonómica de la Lista Roja de la UICN, que solo ha evaluado aproximadamente el 10% de las especies de plantas. Por otro lado, Heywood (2018) afirma que se desconoce cuáles son las plantas más amenazadas y dónde se encuentran. Finalmente, Kougioumoutzis et al. (2021) concluyen que las estrategias de conservación actuales son ineficaces para evitar la disminución de la biodiversidad, según lo establecido por el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB).

En consecuencia, esta situación ha impulsado la necesidad de implementar métodos que aceleren el proceso de evaluación del riesgo de extinción (Bachman et al., 2017; Le Breton et al., 2019), especialmente considerando la creciente intensidad de las amenazas antropogénicas a la biodiversidad en las próximas décadas (Le Roux et al., 2019) en respuesta a esta problemática actual, la estrategia mundial para la conservación de las plantas 2011- 2020 establece como objetivo principal la determinación del estado de amenaza de todas las especies conocidas (Joppa et al., 2011). Es fundamental que

se tomen medidas inmediatas para lograr este objetivo, ya que la falta de información sobre la situación de las especies dificulta la toma de decisiones para su conservación y supervivencia a largo plazo.

La evaluación del riesgo de extinción de las especies de plantas según las normas y los criterios de la UICN es una herramienta objetiva y rigurosa de priorización de especies (Pfab et al., 2011; Pressey et al., 2013). Sin embargo, muy pocos países, independientemente de su prosperidad económica o de su riqueza de especies vegetales, han evaluado en su totalidad su flora endémica (Johnson et al., 2017). La disponibilidad de métodos de evaluación de la conservación rentables, rápidos, fiables y automatizados (Dauby et al., 2017; Nic Lughadha et al., 2018; Stévant et al., 2019). Interesantemente los cactus son de las pocas familias que han sido completamente evaluadas (Goettsch et al., 2015), eso permite hacer comparaciones sobre el cambio en el tiempo del estado de conservación de sus especies.

Las Cactáceas son una de las familias con más especies amenazadas de extinción, un tercio de las ca. 1500 especies están en alguna categoría de amenaza (Ellis, 2011; Goettsch et al., 2015b; Guerrero et al., 2011; Hernández & Barcenas, 1996; IUCN, 2015; Larridon et al., 2015; Mourelle & Ezcurra, 1997; Ortega-Baes & Godínez-Alvarez, 2006). Estas se distribuyen en casi todas las ecorregiones de América, incluso en las selvas tropicales, no se encuentran en ambientes boreales o subantárticos. La mayor diversidad se concentra en las regiones áridas y semiáridas situadas entre los 35° de latitud norte y sur, y desde el nivel del mar hasta los 5.000 m de altura (Anderson, 2001; Oldfield, 1997; Ortega-Baes & Godínez-Alvarez, 2006). El Desierto de Atacama en Chile

alberga una vegetación única con numerosos linajes endémicos y especies amenazadas, principalmente en oasis de niebla costeros o formaciones de lomas y en cordilleras preandinas y andinas (Gómez-Silva & Batista-García, 2022). Sin embargo, el cambio extenso de uso del suelo ha llevado a la desaparición y fragmentación del ecosistema natural en el Desierto de Atacama, afectando negativamente la biodiversidad, la disponibilidad hídrica y la provisión de servicios ecosistémicos (Calderón-Seguel et al., 2021; Perez-Quezada & Rodrigo, 2018).

Chile es el hábitat de más de 140 especies de cactus, de las cuales el >90% son endémicas (WALTER & Guerrero, 2022). La gran mayoría crece en el norte del país, desde las regiones de Arica y Parinacota (XV) hasta Coquimbo (IV), entre los 18° a 32° latitud (WALTER & Guerrero, 2022) , pero algunas especies pueden llegar mucho más al sur (43°S); (Anderson, 2001; Miesen et al., 2015), concentrándose la mayor riqueza de especies en las elevaciones más bajas (<1000 m.s.n.m.) y en las latitudes medias (entre el 25° y el 28° S) (Guerrero et al., 2011; Hunt, 2006).

El género más diverso de cactus en Chile es *Eriosyce*, con cerca de 50 especies descritas y distribuido desde la Región de Atacama hasta la Región de Coquimbo (Gajardo, 1994) Otro género emblemático de cactus en Chile es *Copiapoa*, con alrededor de 30 especies, principalmente en la Región de Atacama. *Echinopsis* (Ostolaza, 2009) es otro género diverso en todo el continente sudamericano, incluyendo Chile, con aproximadamente 20 especies, y se encuentra principalmente en la zona centro-norte del país. Por último,

Parodia (Hoffmann, & Walter, 2004) es un género con alrededor de 10 especies que se encuentra principalmente en la Región de Atacama.

El género *Copiapoa* Britton & Rose, el cual incluye 32 especies endémicas del hotspot de biodiversidad de Chile Central (Duarte et al., 2014; Larridon et al., 2015) y la mitad de las especies de este género delimitadas por (Hunt, 2006) fueron evaluadas como amenazadas (Larridon et al., 2014, 2015, 2018). Las especies de este género enfrentan múltiples factores de vulnerabilidad que aumentan su susceptibilidad a las amenazas a su conservación. Entre estos factores se encuentran las distribuciones restringidas, con algunas especies que tienen una extensión de ocurrencia inferior a 100 km² (IUCN, 2015; Larridon et al., 2018), lo que las hace más vulnerables a la recolección ilegal, la minería, la agricultura, la construcción de carreteras (Larridon et al., 2014, 2018), la erosión genética (Kramer & Havens, 2009; Larridon et al., 2015), entre otros. Además, el aumento de la aridez debido al cambio climático es una amenaza que representa un riesgo directo para la supervivencia de estas especies (Cochrane et al., 2014a). También existe una amenaza por la recolección de plantas y semillas del hábitat para el comercio hortícola y las colecciones privadas. Por lo tanto, es importante implementar medidas de conservación y gestión efectivas para enfrentar estas amenazas para proteger las especies de este género (Goettsch et al., 2015a). Las especies de este género son comúnmente cultivadas en los jardines botánicos y en las colecciones privadas de cactus de todo el mundo y son especialmente populares en países como Estados Unidos, Alemania, el Reino Unido y países de Asia (Larridon et al., 2014^a, 2015).

Para monitorear la dinámica de los riesgos de extinción en el tiempo, es esencial reevaluar las especies periódicamente. Esta reevaluación puede dar lugar a que las especies pasen de una categoría a otra (IUCN, 2019) por información actualizada donde se dispone de datos más recientes sobre el tamaño de las poblaciones, los procesos de amenaza, las tasas de disminución o recuperación, etc. Las razones para una reevaluación del estado de conservación de una especie pueden incluir: nueva información taxonómica, errores en la evaluación anterior, cambios en los criterios de la Lista Roja de la UICN, mejoras o empeoramientos en las amenazas y las medidas de conservación.

Actualmente la mayoría de las especies de *Copiapoa* tienen alto riesgo de extinción, principalmente por la destrucción y degradación de sus hábitats producto de los cambios en el uso de la tierra (Larridon et al., 2014^a, 2015, 2018). Entre los años 2005 y 2012 se evaluaron las categorías de estado de conservación de *Copiapoa*, arrojando que 26 especies presentaban algún grado de amenaza, de las cuales se encontraba una en Peligro Crítico (*C. krainziana*), cinco En peligro – Rara (*C. ahremephiana*, *C. aphanes*, *C. hypogaea*, *C. laui*, *C. solaris*), cuatro Casi Amenazado (*C. cinerea*, *C. coquimbana*, *C. echinata*, *C. echinoides*), seis En Peligro (*C. fiedleriana*, *C. grandiflora*, *C. montana*, *C. rupestris*, *C. serpentisulcata*, *C. taltalensis*), Y Vulnerable (*C. boliviana*, *C. calderana*, *C. dealbata*, *C. humilis*, *C. longistaminea*, *C. marginata*, *C. megarhiza*), (DS 50/2008, DS 19/2012, DS 13/2013, DS 41/2011 DS 33/2011, MMA).

En este trabajo se propone actualizar y comparar el estado de conservación de las especies de *Copiapoa* con la información de destrucción del

hábitat, área de ocupación y extensión de presencia e impulsores predictivos. Se evaluarán según los criterios de la lista roja de la UICN (UICN, 2001), los cuales permiten hacer una categorización de las especies a partir de información básica como distribución geográfica, número de individuos o tendencias poblacionales a su vez tuvimos en cuenta la identificación de impulsores predictivos del riesgo de extinción siendo un aporte crucial para la conservación de la biodiversidad y para prevenir la pérdida de especies. Los análisis de impulsores predictivos son de gran ayuda para complementar la información proporcionada por los criterios de la lista roja de la UICN y permitir una evaluación más completa del estado de conservación de las especies.

La identificación de los impulsores relevantes en el género *Copiapoa* es fundamental para comprender los procesos que llevan a cambios en el riesgo de extinción de las diferentes especies (Brook et al., 2008) Estos impulsores incluyen variables antropogénicas, biológicas y ambientales, que han sido cuidadosamente seleccionadas por su potencial influencia en el riesgo de extinción. Las variables antropogénicas como el tráfico ilegal y la antropización de los paisajes (Mu et al., 2022), proporcionan una visión clara de la influencia de la actividad humana en la probabilidad extinción de las especies. Las variables biológicas como el diámetro de la planta, la distintividad evolutiva, la frecuencia de las localidades, la latitud y la categoría de conservación, proporcionan información valiosa sobre las características biológicas de las especies (Brook et al., 2008; Koh et al., 2004). Por último, la variable ambiental índice de estacionalidad de frecuencias nubosas, que integra 15 años de observaciones de índice de estacionalidad de frecuencias nubosas obtenidas por teledetección,

ayuda a entender cómo las condiciones climáticas pueden influir en la supervivencia de las especies (Dufresne & Bony, 2008; Wilson & Jetz, 2016).

La inclusión de estos impulsores relevantes en el análisis de riesgo de extinción del género *Copiapoa* proporciona una comprensión más completa de los factores que influyen en el riesgo de extinción y puede ayudar a guiar la toma de decisiones de conservación. Por lo tanto, la combinación de la evaluación de las especies según los criterios de la lista roja de la UICN y la identificación de los impulsores predictivos del riesgo de extinción puede proporcionar una evaluación más completa del estado de conservación de las especies y ayudar a guiar las acciones de conservación necesarias para prevenir la extinción de las especies.

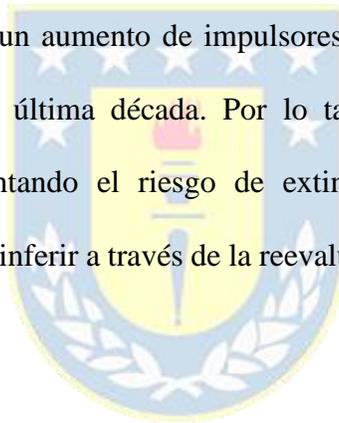


Pregunta de investigación:

¿Cómo han cambiado los estados de conservación de las especies de *Copiapoa* desde su última evaluación en la lista roja de la UICN?, y ¿Cuáles son impulsores antrópicos, biológicos, ambientales que impulsan el cambio en los estados de conservación en el género *Copiapoa*?

Hipótesis:

La intensificación global de las amenazas a la biodiversidad ha llevado a un aumento en el riesgo de extinción de las especies. Además, existen antecedentes que sugieren un aumento de impulsores antrópicos en el desierto costero de Atacama en la última década. Por lo tanto, se espera que estos impulsores estén incrementando el riesgo de extinción de las especies de *Copiapoa*, lo cual se puede inferir a través de la reevaluación de las categorías de la lista roja de la UICN.



Materiales y métodos

Estados de conservación de las especies de Copiapoa

Se recopilaron puntos de ocurrencia georreferenciados para cada una de las especies del género *Copiapoa* de diferentes herbarios nacionales (CONC, ULS, SGO) e internacionales que cuentan repositorios digitales de acceso público (NY: New York Botanical Garden, EE. UU.; U: Herbarium Utrecht, Países Bajos). Además, se utilizaron los datos de terreno del laboratorio BIOMAS de la Universidad de Concepción, Cabe destacar que antes de utilizar los datos recopilados, se realizó un riguroso proceso de filtrado para eliminar aquellos puntos de ocurrencia que presentaban errores o ambigüedades en su georreferenciación. Este proceso se llevó a cabo con el fin de garantizar la calidad y la precisión de los datos utilizados en el análisis.

La UICN ha desarrollado categorías y criterios que ofrecen una metodología completa para evaluar el estado de conservación de los organismos, según señala Rodrigues et al. (2006). El criterio B de la Lista Roja emplea principalmente datos de distribución para evaluar el estado de conservación de una especie. En este estudio se utilizó el paquete computacional "ConR v 1.2.2" (Dauby et al., 2017; Kougioumoutzis et al., 2021; Nic Lughadha et al., 2018; Stévant et al., 2019; UICN, 2001; Zizka et al., 2020). Para R, que permite realizar cálculos multi-específicos de gran escala de los tres parámetros principales del criterio B extensión de presencia (EOP), área de ocupación (AOO) y el número de localidades (**Tabla 1.**). El tamaño de cuadrícula utilizado para calcular el AOO fue de 2x2 km. ConR es una herramienta automatizada que genera mapas

para facilitar la evaluación completa de la Lista Roja (Dauby et al., 2017). Esta herramienta se puede aplicar a cualquier organismo con datos de distribución.

Además de los criterios establecidos por la UICN, para asignar el estado de conservación de las especies se utilizó el Servicio de Información de Especies (SIS) en colaboración con investigadores expertos. Esta metodología permitió una evaluación más rigurosa y detallada de la información disponible para cada especie, lo que nos permitió asignar el estado de conservación de manera más precisa y confiable. La colaboración con expertos también aseguró que se consideraran todos los factores relevantes para cada especie en particular, lo que aumentó la validez y la fiabilidad de las evaluaciones de conservación resultantes.

Variables predictoras para el análisis de riesgo de extinción

Las variables utilizadas en este estudio fueron seleccionadas cuidadosamente con el objetivo de comprender las diferentes presiones antropogénicas, biológicas y ambientales que afectan al género *Copiapoa* y cómo estas influyen en su riesgo de extinción. En conjunto, estas variables nos permitieron evaluar de manera integral el riesgo de extinción de las especies del género y comprender mejor los factores que influyen en su supervivencia (tabla 2).

Para las antropogénicas se incluyó el tráfico ilegal, estos datos fueron obtenidos directamente de la base de datos del Informe anual sobre el comercio ilegal - CITES (CITES, 2022), y de la “Operación Atacama” IUCN Species Survival Commission, 2021) . así mismo se utilizó el raster de la dinámica anual

de la Huella Humana global de 2000 a 2018 con ocho variables que reflejan diferentes aspectos de las presiones humanas urbanización densidad de población, iluminación nocturna, cultivos, pastizales, carreteras, vías férreas, vías navegables (Di Marco et al., 2018), seguido del índice de condición del paisaje (MCL) donde reúne los conjuntos de datos como transporte, desarrollo urbano e industrial, y Cubierta terrestre gestionada y modificada (Hak & Comer, 2017), para las variables biológicas tuvimos en cuenta la medida del diámetro mínimo y diámetro máximo en cm (centímetros) de las especies, obtenida a partir de datos previamente publicados (Friedrich Ritter Selbstverlag, 1980; Hoffmann, 2021; Hoffmann & Walter, 2004; Schulz Rudolf, 2006), de la misma forma la Distintividad Evolutiva, se tuvo en cuenta ya que esta representa la cantidad de historia evolutiva compartida entre las especies que constituyen el género *Copiapoa*, para calcularla se utilizó el paquete de R picante (B. Daru et al., 2020), así mismo la variable clase filo, reúne los clados de las especies que conforman el género (Larridon et al., 2015). Así mismo se tuvieron en cuenta dentro de las variables biológicas la frecuencia de las localidades, la latitud y la categoría de conservación que obtuvimos de cada especie, finalmente para la variable ambiental índice de estacionalidad de frecuencias nubosas obtuvimos un conjunto de datos que integran 15 años de observaciones de índice de estacionalidad de frecuencias nubosas obtenidas por teledetección dos veces al día con una resolución de 1 km (Wilson & Jetz, 2016).

Evaluación de impulsores como predictores del riesgo de extinción.

Se utilizó un modelo de regresión logística de probabilidades proporcionales (*POLR*, por sus siglas en inglés) para correlacionar la variable respuesta (categoría de conservación) con las variables predictoras. Este modelo es adecuado para variables categóricas ordenadas como los estados de conservación de la UICN, ya que estima la probabilidad de que se produzca un evento (por ejemplo, que una especie quede dentro de una categoría de conservación determinada) en función de un conjunto de variables independientes predictoras. El *POLR*, también conocido como modelo logit, se ajustó mediante la ecuación 1.

$$\text{Logit}P(Y \leq k|x) = \zeta_k - \eta \quad [\text{Ec. 1}]$$

La ecuación 1, se refiere a las probabilidades logarítmicas de la categoría k o inferior, dada un conjunto de predictores x . Es importante mencionar que estas probabilidades logarítmicas son proporcionales, ya que solo difieren en una constante para diferentes valores de k . Es por esta razón que se utiliza el término "regresión logística de probabilidades proporcionales" (*POLR*). De esta manera, el modelo *POLR* permite estimar la probabilidad acumulada de que la variable respuesta quede dentro de una categoría determinada, dado un conjunto de variables predictoras. En resumen, la ecuación 1 permite calcular la probabilidad logarítmica de que la variable respuesta se encuentre en una categoría específica, y el modelo *POLR* utiliza esta ecuación para estimar las probabilidades proporcionales correspondientes (Clements et al., 2011; Cochrane et al., 2014b; Frank E. Harrell, 2013) .

La salida del modelo es una probabilidad acumulada (en el rango entre 0 y 1) de que, dado un set de valores de variables predictoras, una especie quede dentro de una categoría k , o como en este caso, dentro de una categoría de estado de conservación. Ya que la variable categórica utilizada en este estudio está ordenada, es decir las categorías de conservación se pueden ordenar de mayor a menor riesgo de extinción (**CR, EN, VU, LC**) y la salida del modelo es una probabilidad acumulada, el cálculo de las probabilidades individuales se realiza restando la probabilidad acumulada de una categoría determinada con la probabilidad acumulada de la categoría anterior. Así, la categoría con mayor probabilidad individual será la categoría predicha por el modelo (Figura 1). El modelamiento se ejecutó con la función *polr* del paquete de R MASS (Venables et al. 2002).

Significancia de las variables predictoras

La significancia de las variables fue evaluada mediante un análisis de varianza del modelo ajustado, mediante la función *Anova* del paquete de R *car* (Weisberg & Fox, 2011). el cual implementa una prueba de tipo II que difiere del anova comúnmente utilizado para modelos lineales no generalizados. Las pruebas tipo II son más adecuadas para modelos generalizados y se calculan de acuerdo con el principio de marginalidad, probando cada término después de todos los demás, ignorando los términos emparentados de orden superior (Fox J & Weisberg S, 2019).

RESULTADOS

Categorías de amenaza de cada especie

Para las 32 especies de *Copiapoa* recopilamos un total de 1.242 datos de ocurrencias; luego de esto se realizó un proceso de depuración y homogenización de la nomenclatura para los datos obtenidos. Se eliminaron datos imprecisos y redundantes, así como también se verificó que no hubiera errores en la información. Adicionalmente, se detectaron posibles datos repetidos y se procedió a su eliminación, todo esto con el objetivo de garantizar la calidad y fiabilidad de los datos analizados, quedando un total de 892 datos de ocurrencias, 75 correspondientes a registros existentes en especímenes de herbario (20: CONC; 14: SGO; 4: VEG; 30: GENT), de jardines botánicos (ANT 6; 1 DES),

295 registros de la literatura que incluye papers y libros, de igual forma 501 datos de ocurrencia de los terrenos del laboratorio BIOMAS (Anexo 1). De acuerdo con el AOO estimada para estas 29 especies se obtuvo que presentaron un área de ocupación (AOO) menor a 10 Km² (*C. australis*, *aphanes*, *C. decorticans*, *C. humilis subsp. tenuissima*, *C. leonensis*, *C. longispina*, *C. mollicula*), y el resto presentaron un área menor a 500 Km² (Figura 1). las especies evaluadas se distribuyen en las siguientes categorías de amenaza: En Peligro Crítico con 16 especies, En Peligro con 16 especies, Vulnerable con 4 especies y Preocupación Menor 3 especies (Figura 1), y por separado se pueden observar en la (Tabla 3).

Impulsores del riesgo de amenaza

El ajuste del modelo (Estado de conservación = * Tráfico ilegal + * Índice de estacionalidad de frecuencias nubosas + * Modelo condición del paisaje * logit (Tráfico ilegal) logit (Índice de estacionalidad de frecuencias nubosas),

mostró un porcentaje de aciertos del 79.4% en la categoría de conservación (27 de 34) lo que nos permite obtener conclusiones robustas (Tabla 4).

Se concluye que los predictores " Clase Filo", " Tráfico ilegal ", " Huella Humana" "Modelo condición del paisaje ", " Distintividad Evolutiva " e "Índice de estacionalidad de frecuencias nubosas" son significativos para predecir la respuesta MMA. Las variables significativas fueron Índice de estacionalidad de frecuencias nubosas, condición del paisaje (0.00008), seguidas por el Tráfico ilegal (0.00356) y la distintividad evolutiva (0.00383) que tienen valores P por debajo del nivel de significancia de 0.05, lo que indica que tienen un efecto significativo en la variable de respuesta en el modelo.

Por otra parte, para comprender el comportamiento del modelo de predicción, se analizaron los efectos combinados de tres variables significativas (Figura 4). Se puede observar que a medida que aumenta el porcentaje de tráfico, las probabilidades de caer en una categoría de mayor riesgo también aumentan. Por ejemplo, si tomamos un porcentaje de tráfico del 10% (línea púrpura), la probabilidad acumulada para la categoría de preocupación menor (LC) será cercana a cero, para la categoría vulnerable (VU) cercana a 20%, para la categoría en peligro (EN) cercana a 90%, y para la categoría de peligro crítico (CR) será 100%, ya que se habla de probabilidades acumuladas.

Si se desea obtener la categoría predicha por el modelo, esta sería aquella zona en la que la línea púrpura intercepta en mayor longitud, que en este caso sería la categoría en peligro (EN). Es importante destacar que si esta línea se desplaza hacia la derecha (mayor porcentaje de tráfico), las probabilidades de caer en una categoría de mayor riesgo aumentan, hasta llegar al 100% de probabilidad

de caer en peligro crítico (CR) para un porcentaje de tráfico del 40%. En conclusión, esta figura nos muestra la importancia del porcentaje de tráfico y su impacto en las categorías de conservación predichas por el modelo.

De igual forma se puede observar que el modelo produce resultados esperados en cuanto a las predicciones de Categoría de Conservación. A medida que aumenta el parámetro Índice de estacionalidad de frecuencias nubosas en el eje X, los paneles muestran una tonalidad más favorable (tonos azules), lo que indica un efecto ambiental favorable en el hábitat de las especies estudiadas. Además, se puede destacar que el panel encerrado en el recuadro verde representa la mejor condición del gráfico, donde independientemente del porcentaje de Tráfico ilegal, el Índice de estacionalidad de frecuencias nubosas y Condición del Paisaje garantizan una probabilidad del 100% de que la especie se encuentre en la categoría Preocupación menor (LC). Sin embargo, al analizar las tendencias en el eje Y, al aumentar la Condición del Paisaje, que implica una mayor antropización, aumenta la probabilidad de que la especie quede en una categoría de mayor riesgo. La peor situación se encuentra en el panel encerrado en el recuadro rojo, donde independientemente del porcentaje de Tráfico ilegal, las condiciones de antropización y ambiente árido por falta de Índice de estacionalidad de frecuencias nubosas hacen que sea 100% probable que la especie quede en la categoría de mayor riesgo, Peligro Crítico (CR).

DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio muestran que la intensificación de las amenazas a la biodiversidad en el desierto costero de Atacama ha generado un aumento significativo en el riesgo de extinción de las especies de *Copiapoa*. Al comparar los resultados con evaluaciones anteriores, se observa que algunas especies han mantenido su estado de conservación, mientras que otras han experimentado cambios significativos. En particular, nueve especies que antes se consideraban en Preocupación Menor ahora se consideran, dos En peligro Crítico, seis En Peligro y una Vulnerable. El cambio de categoría de amenaza se debe a la disminución poblacional significativa a causa de la sequía, el cambio climático (Schulz,2006), (Schulz et al 2012) y la recolección ilegal (CITES, 2022).

Comparativamente, otras evaluaciones en especies de cactus en México y Baja California también han identificado que el saqueo y el cambio climático junto con otros procesos antropogénicos tendrían un impacto negativo en las poblaciones de cactus, el 60% de las especies experimentarían una reducción en el clima favorable para su supervivencia, con alrededor de un cuarto de las especies expuestas a condiciones ambientales fuera de su nicho actual en más del 25% de su distribución actual (Pillet et al., 2022).

Por otra parte, la hipótesis planteada se cumple, es decir, que la intensificación de las amenazas a la biodiversidad genera un aumento en el riesgo de extinción de las especies del género *Copiapoa*. respecto a las evaluaciones anteriores la evaluación del riesgo de extinción de las especies en 2008 a 2012 identificó impulsores significativos que amenazan la supervivencia de estas especies, como la pérdida y degradación de hábitats debido a la construcción de

caminos, la sequía prolongada, el proceso de desertificación y erosión producto del cambio climático global. (Squeo et al. 2008; Guerrero, observación personal; Schulz & Kapitany, 1996). Sin embargo, nuestro estudio revela la presencia de nuevos impulsores significativos para predecir la respuesta de los estados de conservación, antrópicos como el tráfico ilegal y Condición del Paisaje, biológicos como Distintividad Evolutiva e impulsores ambientales como índice de estacionalidad de frecuencias nubosas.

En diversos estudios se ha demostrado que hay una relación sinérgica entre los factores ambientales y antrópicos que aumentan el riesgo de extinción en diferentes grupos biológicos (Thompson et al., 2021), incluso una especie con un rango geográfico estrecho puede enfrentar un mayor riesgo de extinción debido a que su rango restringido puede incluir solo áreas que sean vulnerables al cambio ambiental (Cahill et al., 2012). Las aves marinas, por ejemplo, se ven afectadas directamente por la destrucción del hábitat, la fecundidad y la temperatura, mientras que en los roedores se ha caracterizado la compleja relación entre los impulsores ambientales, como la latitud y la temperatura, y los impulsores biológicos, como el tamaño corporal, que permitiría detectar especies en peligro de extinción en un futuro cercano (Fourcade & Alhajeri, 2023; Richards et al., 2021). En los cactus, por otro lado, se han identificado cuatro impulsores de cambio global que aceleran su riesgo de extinción, como son los aumentos en las concentraciones atmosféricas de CO₂, las temperaturas medias anuales y las olas de calor, las sequías y los incendios forestales causados por la invasión de especies no nativas (Hultine et al., 2023).

El modelo de regresión logística ordinal ha evidenciado la alta significancia del impulsor Condición del Paisaje en la distribución y supervivencia de las especies, especialmente en aquellas que habitan en zonas donde la calidad del hábitat se ha visto altamente modificada o deteriorada. Se ha demostrado que este impulsor es un predictor destacado en las transiciones de riesgo de extinción en mamíferos terrestres, como se ha observado en estudios previos (Daily et al., 2003; Di Marco et al., 2018; Ramírez-Delgado et al., 2022). La fragmentación del paisaje es uno de los factores de estrés inducidos por el ser humano que perturba la dispersión de las especies y otros procesos ecológicos que requieren continuidad en las condiciones naturales (Lindenmayer & Fischer, 2007). Además, en los murciélagos se ha demostrado que el rango geográfico y el endemismo insular son los impulsores más fuertes que incrementan los riesgos de extinción (Welch & Beaulieu, 2018).

Nuestros resultados demuestran además la importancia crucial de incluir el tráfico ilegal en las evaluaciones como un impulsor del riesgo de extinción (Liu et al., 2022a), en el caso de la especie *Copiapoa cinerea*, categorizada En Peligro, se caracteriza principalmente porque ha estado bajo el foco de los coleccionistas nacionales e internacionales que buscan adquirir estas plantas por su atractivo color y forma (Nuwer, 2021), así como también la recolección intensiva de semillas e individuos de diferentes tamaños ha afectado seriamente a las poblaciones de *C. cinerea* según los datos de CITES (2022), esta especie es la cactácea chilena más comercializada a nivel internacional y es común la venta de semillas extraídas de su hábitat, algo similar pasa con el orangután *Pongo tapanuliensis* (Sloan et al., 2018) y el primate *Trachypithecus*

popa (Roos et al., 2020), especies que habitan en las selvas tropicales que ya se encuentran En Peligro de extinción debido a impulsores como la deforestación y el tráfico ilegal. Por otro lado, el conocido comercio ilegal de Orquídeas, tanto con fines medicinales, alimenticios y ornamentales, es un problema que afecta a más del 70% de las especies (Bashyal et al., 2023; Welch & Beaulieu, 2018).

La distintividad evolutiva es una medida de cuán única es una especie en términos de su historia evolutiva y características genéticas que puede afectar su capacidad para adaptarse a los cambios en su entorno. Las especies más distintas tienen mayores probabilidades de extinción debido a su incapacidad para adaptarse a los cambios en su entorno (Liu et al., 2022b) Por lo tanto, los datos presentados podrían utilizarse para analizar cómo la distintividad evolutiva de diferentes especies afecta su capacidad para sobrevivir en diferentes condiciones ambientales y su vulnerabilidad a la extinción.

Es importante señalar también que en nuestros resultados podemos evidenciar que puede existir una correlación significativa entre el impulsor estacionalidad de frecuencias nubosas y la posible supervivencia de taxones microendémicos como, *C. australis*, *C. decorticans*, *C. humilis* subsp. *tenuissima*, *C. longispina*, *C. mollicula*, *C. aphanes* y *C. leonensis*, ya que son especialistas de zona de neblina conocido localmente (Camanchaca). Esto se ve respaldado por la bibliografía, que sugiere que el cambio climático está afectando a la frecuencia de las nubes en las regiones costeras hiperáridas, tal y como informó Rutllant en 2003 (Rutllant et al., 2003; Schulz et al., 2012). Un aumento de la temperatura puede afectar negativamente a la formación de nubes, reduciendo la presencia de la camanchaca y repercutiendo en la supervivencia de la vegetación costera.

Además, un aumento de la temperatura puede afectar negativamente a la humedad atmosférica y a la radiación solar, lo que podría repercutir en la supervivencia de especies dependientes de la camanchaca.

En consecuencia, se considera que los impulsores significativos encontrados en este estudio pueden ser utilizados como herramientas útiles para el diseño de estrategias de conservación y manejo de las especies de *Copiapoa* en las áreas de estudio. Comprender las condiciones externas en las que una especie puede enfrentarse a un mayor riesgo de extinción es fundamental para informar las políticas de conservación y las estrategias de gestión.



CONCLUSIÓN

Los resultados de este estudio destacan la intensificación de las amenazas a la biodiversidad en el desierto costero de Atacama y su impacto en las especies del género *Copiapoa*, con un aumento significativo en el riesgo de extinción de estas especies. Se observó que algunas especies han experimentado cambios significativos en su categoría de amenaza. También se evidenció la presencia de nuevos impulsores significativos, que amenazan la supervivencia de estas especies. se logró identificar que el tráfico ilegal y el cambio climático, junto con otros procesos antropogénicos, también tienen un impacto negativo en las poblaciones de las especies y que hay una relación sinérgica entre los impulsores antrópicos, biológicos y ambientales que aumentan el riesgo de extinción.

Finalmente, con la información obtenida se podrían establecer estrategias de conservación y manejo que tomen en cuenta estos riesgos, así como involucrar a las comunidades locales en la protección y recuperación de estos ecosistemas, para comprender de cerca la dinámica de los ecosistemas y el impacto del cambio climático en la biodiversidad de la región.

AGRADECIMIENTOS

PROYECTOS FONDECYT 1211441 y FONDO BASAL IEB FB 210006” por su valioso apoyo financiero que permitió realizar esta investigación.



REFERENCIAS

- Anderson, E. (2001). *2001. The Cactus Family. Timber Press.* Timber Press.
- Aronson, M., La Sorte, F., Nilon, C., Katti, M., Goddard, M., Lepczyk, C., Warren, P., Williams, N., Cilliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R., Hedblom, M., Klotz, S., Louwe Kooijmans, J., Kühn, I., MacGregor-Fors, I., McDonnell, M., Mörtberg, U., & Winter, M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *281*, 20133330. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>
- Bachman, S., Nic Lughadha, E., & Rivers, M. (2017). Quantifying progress toward a conservation assessment for all plants. *Conservation Biology*, *32*. <https://doi.org/10.1111/cobi.13071>
- Barnosky, A., Hadly, E., Bascompte, J., Berlow, E., Brown, J., Fortelius, M., Getz, W., Harte, J., Hastings, A., Marquet, P., Martinez, N., Mooers, A., Roopnarine, P., Vermeij, G., Williams, J., Gillespie, R., Kitzes, J., Marshall, C., Matzke, N., & Smith, A. (2012). Approaching a state shift in Earth's biosphere. *Nature*, *486*, 52–58.
- Bashyal, R., Paudel, K., Hinsley, A., & Phelps, J. (2023). Making sense of domestic wildlife and CITES legislation: The example of Nepal's orchids. *Biological Conservation*, *280*. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.109951>
- Brook, B. W., Sodhi, N. S., & Bradshaw, C. J. A. (2008). Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology & Evolution*, *23*(8), 453–460. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.03.011>
- Brummitt, N., Bachman, S., Griffiths-Lee, J., Lutz, M., Moat, J., Farjon, A., Donaldson, J., Hilton-Taylor, C., Meagher, T., Albuquerque, S., Aletrari, E., Andrews, A., Atchison, G., Baloch, E., Barlozzini, B., Brunazzi, A., Carretero, J., Celesti, M., Chadburn, H., & Nic Lughadha, E. (2015). Green Plants in the Red: A Baseline Global Assessment for the IUCN Sampled Red List Index for Plants. *PloS one*, *10*, e0135152. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135152>
- Cahill, A., Aiello-Lammens, M., Fisher-Reid, M. C., Hua, X., Karanewsky, C., Ryu, H., Sbeglia, G., Spagnolo, F., Waldron, J., & Warsi, M. (2012). How does climate change cause extinction? *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society*, *280*. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.1890>
- Calderón-Seguel, M., Prieto, M., Meseguer-Ruiz, O., Viñales, F., Hidalgo, P., & Esper, E. (2021). Mining, Urban Growth, and Agrarian Changes in the Atacama Desert: The Case of the Calama Oasis in Northern Chile. *Land*, *10*. <https://doi.org/10.3390/land10111262>
- CITES. (2022, octubre 20). *CITES*.
- Clements, G. R., Bradshaw, C., Brook, B., & Laurance, W. (2011). The SAFE index: Using a threshold population target to measure relative species threat. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *9*, 521–525. <https://doi.org/10.1890/100177>
- Cochrane, A., Yates, C., Hoyle, G., & Nicotra, A. (2014a). Will among-population variation in seed traits improve the chance of species persistence under

climate change? *Global Ecology and Biogeography*, 24.
<https://doi.org/10.1111/geb.12234>

Cochrane, A., Yates, C., Hoyle, G., & Nicotra, A. (2014b). Will among-population variation in seed traits improve the chance of species persistence under climate change? *Global Ecology and Biogeography*, 24.
<https://doi.org/10.1111/geb.12234>

Daily, G., Ceballos, G., Pacheco, J., Suzan, G., & Anchez-Azofeifa, A. (2003). Countryside Biogeography of Neotropical Mammals: Conservation Opportunities in Agricultural Landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology - CONSERV BIOL*, 17. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2003.00298.x>

Daru, B. H., Karunarathne, P., & Schliep, K. (2020). phyloregion: R package for biogeographical regionalization and macroecology. *Methods in Ecology and Evolution*, 11(11), 1483–1491.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/2041-210X.13478>

Daru, B., Karunarathne, P., & Schliep, K. (2020). phyloregion: R package for biogeographic regionalization and macroecology. *Methods in Ecology and Evolution*, 11. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13478>

Dauby, G., Stévant, T., Droissart, V., Cosiaux, A., Deblauwe, V., Simo-Droissart, M., Sosef, M., Lowry II, P., Schatz, G., Gereau, R., & Couvreur, T. (2017). ConR: An R package to assist large-scale multispecies preliminary conservation assessments using distribution data. *Ecology and Evolution*, 7. <https://doi.org/10.1002/ece3.3704>

De Vos, J. M., Joppa, L. N., Gittleman, J. L., Stephens, P. R., & Pimm, S. L. (2015). Estimating the normal background rate of species extinction. *Conservation Biology*, 29(2), 452–462. <https://doi.org/10.1111/cobi.12380>

Di Marco, M., Venter, O., Possingham, H., & Watson, J. (2018). Changes in human footprint drive changes in species extinction risk. *Nature Communications*, 9. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-07049-5>

Duarte, M., Guerrero, P., Carvalho, G., & Bustamante, R. (2014). Conservation network design for endemic cacti under taxonomic uncertainty. *Biological Conservation*, 176, 236–242.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.05.028>

Dufresne, J.-L., & Bony, S. (2008). An assessment of the primary sources of spread of global warming estimates from coupled atmosphere-ocean models. *Journal of Climate*, 21(19), 5135–5144.
<https://doi.org/10.1175/2008JCLI2239.1>

Ellis, E. (2011). Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. *Philosophical transactions. Series A, Mathematical, physical, and engineering sciences*, 369, 1010–1035. <https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0331>

Fourcade, Y., & Alhajeri, B. (2023). Environmental correlates of body size influence range size and extinction risk: A global study in rodents. *Global Ecology and Biogeography*, 32, 206–217. <https://doi.org/10.1111/geb.13622>

Fox J, & Weisberg S. (2019). *An R Companion to Applied Regression*,.

Frank E. Harrell. (2013). *Regression Modeling Strategies* (1^a ed.).

Friedrich Ritter Selbstverlag. (1980). *Kakteen in Südamerika*. .

Gaston, K. (2003). *The Structure and Dynamics of Geographic Ranges*.

Goettsch, B., Hilton-Taylor, C., Cruz-Piñón, G., Duffy, J., Frances, A., Hernández, H., Inger, R., Pollock, C., Schipper, J., Superina, M., Taylor, N., Tognelli, M., Abba, A., Arias, S., Arreola-Nava, H., Baker, M., Barcenás, R., Barrios, D., Braun, P., & Gaston, K. (2015a). High proportion of cactus species threatened with extinction. *Nature Plants*, *1*, 15142. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.142>

Goettsch, B., Hilton-Taylor, C., Cruz-Piñón, G., Duffy, J., Frances, A., Hernández, H., Inger, R., Pollock, C., Schipper, J., Superina, M., Taylor, N., Tognelli, M., Abba, A., Arias, S., Arreola-Nava, H., Baker, M., Barcenás, R., Barrios, D., Braun, P., & Gaston, K. (2015b). High proportion of cactus species threatened with extinction. *Nature Plants*, *1*, 15142. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.142>

Gómez-Silva, B., & Batista-García, R. A. (2022). The Atacama Desert: A Biodiversity Hotspot and Not Just a Mineral-Rich Region. *Frontiers in Microbiology*, *13*. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.812842>

Guerrero, P., Durán, A., & Walter, H. (2011). Latitudinal and altitudinal patterns of the endemic cacti from the Atacama Desert to Mediterranean Chile. *Journal of Arid Environments*, *75*, 991–997. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.04.036>

Haddaway, N., & Leclère, D. (2020). *WWF Living Planet Report 2020*.

Hak, J., & Comer, P. (2017). Modeling landscape condition for biodiversity assessment—Application in temperate North America. *Ecological Indicators*, *82*, 206–216. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.049>

Hernández, H., & Barcenás, R. (1996). Endangered Cacti in the Chihuahuan Desert: II. Biogeography and Conservation. *Conservation Biology - CONSERV BIOL*, *10*, 1200–1209. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10041200.x>

Hoffmann, A. (2021). *Flora silvestre de Chile. Vol.2: Zona austral. Santiago: Ed. Fundación Claudio Gay, 1982, 1.*

Hoffmann, A., & Walter, H. (2004). *Cactaceas en la flora silvestre de Chile: una guía para la identificación de los cactus que crecen en el país*. Ediciones Fundación Claudio Gay. <https://books.google.com.co/books?id=VNUnMgAACAAJ>

Hultine, K., Hernández-Hernández, T., Williams, D., Albeke, S., Tran, N., Puente-Martínez, R., & Larios, E. (2023). Global change impacts on cacti (Cactaceae): current threats, challenges and conservation solutions. *Annals of botany*. <https://doi.org/10.1093/aob/mcad040>

Humphreys, A., Govaerts, R., Ficinski, S., Nic Lughadha, E., & Vorontsova, M. (2019). Global dataset shows geography and life form predict modern plant extinction and rediscovery. *Nature Ecology & Evolution*, *3*, 1–5. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0906-2>

Hunt, D. (2006). *The New Cactus Lexicon*. DH Books. <https://books.google.com.co/books?id=GaAZMQAACAAJ>

IPBES, Pengue, W., Zaccagnini, M., J, R., & N, V. (2019). *2018 IPBES AMERICAS FULL REPORT PUBLICADO ENERO 2019*.

IUCN. (2015). 2014 Annual Report of the Species Survival Commission and the Global Species Programme. *Species*, 56, 212. www.naturebureau.co.uk

IUCN. (2019). *The IUCN Red List of Threatened Species*. Name. <https://www.iucnredlist.org/resources/summary-statistics>

Johnson, C. N., Balmford, A., Brook, B. W., Buettel, J. C., Galetti, M., Guangchun, L., & Wilmschurst, J. M. (2017). Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene. *Science (New York, N.Y.)*, 356(6335), 270–275. <https://doi.org/10.1126/science.aam9317>

Joppa, L., Roberts, D., Myers, N., & Pimm, S. (2011). Biodiversity hotspots House most undiscovered plant species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108, 13171–13176. <https://doi.org/10.1073/pnas.1109389108>

Koh, L. P., Dunn, R. R., Sodhi, N. S., Colwell, R. K., Proctor, H. C., & Smith, V. S. (2004). Species coextinctions and the biodiversity crisis. *Science*, 305(5690), 1632–1634. <https://doi.org/10.1126/science.1101101>

Kougioumoutzis, K., Kokkoris, I., Panitsa, M., Strid, A., & Dimopoulos, P. (2021). Extinction Risk Assessment of the Greek Endemic Flora. *Biology*, 10, 195. <https://doi.org/10.3390/biology10030195>

Kramer, A., & Havens, K. (2009). Plant conservation genetics in a changing world. *Trends in plant science*, 14, 599–607. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2009.08.005>

Larridon, I., Shaw, K., Cisternas, M. A., Paizanni Guillén, A., Sharrock, S., Oldfield, S., Goetghebeur, P., & Samain, M.-S. (2014). Is there a future for the Cactaceae genera Copiapoa, Eriocyce and Eulychnia? A status report of a prickly situation. *Biodiversity and Conservation*, 23(5), 1249–1287. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0664-z>

Larridon, I., Veltjen, E., Semmouri, I., Asselman, P., Guerrero, P. C., Duarte, M., Walter, H. E., Cisternas, M. A., & Samain, M.-S. (2018). Investigating taxon boundaries and extinction risk in endemic Chilean cacti (Copiapoa subsection Cinerei, Cactaceae) using chloroplast DNA sequences, microsatellite data and 3D mapping. *Kew Bulletin*, 73(4), 55. <https://doi.org/10.1007/s12225-018-9780-3>

Larridon, I., Walter, H. E., Guerrero, P. C., Duarte, M., Cisternas, M. A., Hernández, C. P., Bauters, K., Asselman, P., Goetghebeur, P., & Samain, M. S. (2015). An integrative approach to understanding the evolution and diversity of Copiapoa (Cactaceae), a threatened endemic Chilean genus from the Atacama desert. *American Journal of Botany*, 102(9), 1506–1520. <https://doi.org/10.3732/ajb.1500168>

Le Breton, T., Zimmer, H., Gallagher, R., Cox, M., Allen, S., & Auld, T. (2019). Using IUCN criteria to perform rapid assessments of at-risk taxa. *Biodiversity and Conservation*, 28. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01697-9>

Le Roux, J., Hui, C., Castillo, M. L., Iriondo, J., Keet, J.-H., Khapugin, A., Médail, F., Rejmanek, M., Theron, G., Yannelli, F., & Hirsch, H. (2019). Recent Anthropogenic Plant Extinctions Differ in Biodiversity Hotspots and Coldspots. *Current Biology*, 29, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.07.063>

Lindenmayer, D., & Fischer, J. (2007). Habitat Fragmentation and Landscape Change: An Ecological and Conservation Synthesis. *Bibliovault OAI Repository, the University of Chicago Press*.

Liu, J., Slik, F., Zheng, S., & Lindenmayer, D. (2022a). Undescribed species have higher extinction risk than known species. *Conservation Letters*, 15. <https://doi.org/10.1111/conl.12876>

Liu, J., Slik, F., Zheng, S., & Lindenmayer, D. (2022b). Undescribed species have higher extinction risk than known species. *Conservation Letters*, 15. <https://doi.org/10.1111/conl.12876>

Miesen, F., de Porras, M., & Maldonado, A. (2015). Pollen morphology of Cactaceae in Northern Chile. *Gayana - Botanica*, 72, 258–271. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432015000200010>

Mourelle, C., & Ezcurra, E. (1997). Rapoport's Rule: A Comparative Analysis Between South and North American Columnar Cacti. *The American naturalist*, 150, 131–142. <https://doi.org/10.1086/286060>

Mu, H., Li, X., Wen, Y., Huang, J., Du, P., Su, W., Miao, S., & Geng, M. (2022). A global record of annual terrestrial Human Footprint dataset from 2000 to 2018. *Scientific Data*, 9(1), 176. <https://doi.org/10.1038/s41597-022-01284-8>

Nic Lughadha, E., Walker, B., Canteiro, C., Chadburn, H., Davis, A., Hargreaves, S., Lucas, E., Schuiteman, A., Williams, E., Bachman, S., Baines, D., Barker, A., Budden, A., Carretero, J., Clarkson, J., Roberts, A., & Rivers, M. (2018). The use and misuse of herbarium specimens in evaluating plant extinction risks. *Philosophical Transactions of The Royal Society B Biological Sciences*, 374.

Oldfield, S. (comp.). (1997). Cactus and succulent plants - status survey and conservation action plan. En *IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK*. <https://www.iucn.org/es/content/cactus-and-succulent-plants-status-survey-and-conservation-action-plan>

Ortega-Baes, P., & Godínez-Alvarez, H. (2006). Global Diversity and Conservation Priorities in the Cactaceae. *Biodiversity and Conservation*, 15, 817–827. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-1461-x>

Perez-Quezada, J., & Rodrigo, P. (2018). *METODOLOGÍAS APLICADAS PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD EN CHILE*.

Pfab, M., Victor, J., & Armstrong, A. (2011). Application of the IUCN Red Listing system to setting species targets for conservation planning purposes. *Biodiversity and Conservation - BIODIVERS CONSERV*, 20, 1001–1012. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0009-0>

Pichs-Madruga, Obersteiner, M., Cantele, M., Ahmed, M. T., Cui, X., Cury, P., Fall, S., Kellner, K., & Verburg, P. (2016). *Building scenarios and models of drivers of biodiversity and ecosystem change* (pp. 102–145).

Pillet, M., Goettsch, B., Merow, C., Maitner, B., Feng, X., Roehrdanz, P., & Enquist, B. (2022). Elevated extinction risk of cacti under climate change. *Nature Plants*, 8. <https://doi.org/10.1038/s41477-022-01130-0>

Pressey, R., Mills, M., Weeks, R., & Day, J. (2013). The plan of the day: Managing the dynamic transition from regional conservation designs to local conservation actions. *Biological Conservation*, 166, 155–169. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.06.025>

Ramírez-Delgado, J. P., Di Marco, M., Watson, J., Johnson, C., Rondinini, C., Corredor Llano, X., Arias, M., & Venter, O. (2022). Matrix condition mediates the effects of habitat fragmentation on species extinction risk. *Nature Communications*, *13*. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-28270-3>

Richards, C., Cooke, R., & Bates, A. (2021). Biological traits of seabirds predict extinction risk and vulnerability to anthropogenic threats. *Global Ecology and Biogeography*, *30*. <https://doi.org/10.1111/geb.13279>

Roos, C., Helgen, K., Portela Miguez, R., May, N., Thant, L., Lwin, N., Ko Lin, A., Lin, A., Yi, K., Soe, P., Hein, Z., Nyein, M., Myint, N., Ahmed, T., Chetry, D., Urh, M., Veatch, E., Duncan, N., Kamminga, P., & Momberg, F. (2020). Mitogenomic phylogeny of the Asian colobine genus *Trachypithecus* with special focus on *Trachypithecus phayrei* (Blyth, 1847) and description of a new species. *Zoological Research*, *41*, 656–669. <https://doi.org/10.24272/j.issn.2095-8137.2020.254>

Rutllant, J., Fuenzalida, H., & Aceituno, P. (2003). Climate dynamics along the arid northern coast of Chile: The 1997-1998 Dinámica del Clima de la Región de Antofagasta (DICLIMA) experiment. *Journal of Geophysical Research (Atmospheres)*, *108*, 4538. <https://doi.org/10.1029/2002JD003357>

Schulz, N., Boisier, J. P., & Aceituno, P. (2012). Climate change along the arid coast of northern Chile. *International Journal of Climatology*, *32*, 1803–1814. <https://doi.org/10.1002/joc.2395>

Schulz Rudolf. (2006). *Copiapoa in Their Environment*.

Sloan, S., Supriatna, J., Campbell, M., Alamgir, M., & Laurance, W. (2018). Newly Discovered Orangutan Species Requires Urgent Habitat Protection. *Current Biology*, *28*. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.04.082>

Stévant, T., Dauby, G., Lowry II, P., Blach-Overgaard, A., Droissart, V., Harris, D., Mackinder, B., Schatz, G., Sonké, B., Sosef, M., Svenning, J.-C., Wieringa, J., & Couvreur, T. (2019). A third of the tropical African flora is potentially threatened with extinction. *Science Advances*, *5*, eaax9444. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax9444>

The New York Time. (2021, abril 3). *Los traficantes de cactus están saqueando los desiertos*.

Thompson, J., Morato, R., Niebuhr, B., Alegre, V., Oshima, J., De Barros, A., Paviolo, A., de la Torre, J. A., Lima, F., Jr, R., de Paula, R., Jr, L., Silveira, L., Kantek, D., Ramalho, E., Maranhão, L., Haberkfeld, M., Sana, D., Medellín, R., & Ribeiro, M. (2021). Environmental and anthropogenic factors synergistically affect space use of jaguars. *Current Biology*.

UICN. (2001). IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. En *World*. <https://www.iucn.org/content/iucn-red-list-categories-and-criteria-version-31>

Venables, W. N., & Ripley B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S*.

WALTER, H., & Guerrero, P. (2022). Towards a unified taxonomic catalogue for the Chilean cacti: assembling molecular systematics and classical taxonomy. *Phytotaxa*, *550*. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.550.2.1>

Weisberg, S., & Fox, J. (2011). *An R Companion to Applied Regression*. En *Sage*.

Welch, J., & Beaulieu, J. (2018). Predicting Extinction Risk for Data Deficient Bats. *Diversity*, *10*. <https://doi.org/10.3390/d10030063>

Wilson, A., & Jetz, W. (2016). Remotely Sensed High-Resolution Global Cloud Dynamics for Predicting Ecosystem and Biodiversity Distributions. *PLoS biology*, *14*, e1002415. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1002415>

Zizka, A., Silvestro, D., Vitt, P., & Knight, T. (2020). Automated conservation assessment of the orchid family with deep learning. *Conservation Biology*, *35*. <https://doi.org/10.1111/cobi.13616>



Tabla 1. Criterios utilizados para asignar el estado de conservación de una especie a una de las categorías de amenaza de acuerdo con el criterio B.

B. Distribución geográfica representada como extensión de presencia (B1) Y/O área de ocupación (B2)			
	En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
B1. Extensión de presencia (EOO)	< 100 km ²	< 5.000 km ²	< 20.000 km ²
B2. Área de ocupación (AOO)	< 10 km ²	< 500 km ²	< 2.000 km ²
Y por lo menos 2 de las siguientes 3 condiciones:			
(a) Severamente fragmentada, O Número de localidades	= 1	≤ 5	≤ 10
(b) Disminución continúa observada, estimada, inferida o proyectada en cualesquiera de: (i) extensión de presencia; (ii) área de ocupación; (iii) área, extensión y/o calidad del hábitat; (iv) número de localidades o subpoblaciones; (v) número de individuos maduros			
(c) Fluctuaciones extremas en cualesquiera de: (i) extensión de presencia; (ii) área de ocupación; (iii) número de localidades o subpoblaciones; (iv) número de individuos maduros			

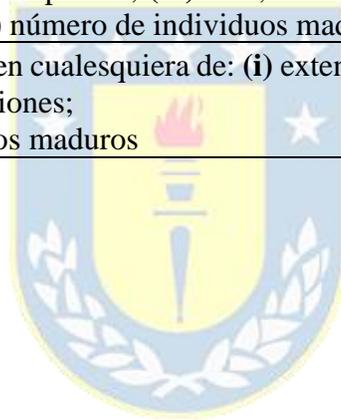


Tabla 2. Lista de variables antrópicas, biológicas y ambientales escogidas para predecir el riesgo de extinción

Clase	Impulsor	Descripción	Fuente
Antrópico	Tráfico	Porcentaje de tráfico (%traff) asociado con esa cantidad de exportación.	CITES, 2022
ilegal			
Humana	Huella	Raster de la dinámica anual de la Huella Humana global de 2000 a 2018 con ocho variables que reflejan diferentes aspectos de las presiones humanas. Urbanización Densidad de población, Iluminación nocturna, Cultivos, Pastizales, Carreteras, Vías férreas, Vías navegables.	Mu et al., 2022
	Modelo	Medida	Hak &
Condición del paisaje		calculada en función al uso del suelo y distancia de los caminos:	Comer, 2017
		Autopistas primarias con acceso limitado (vector)	
		Carreteras primarias sin acceso limitado (vector)	
		Carreteras secundarias y de conexión (vector)	
		Carreteras locales, vecinales y de conexión (vector)	
		Carreteras secundarias y de tierra (vector)	
		Desarrollo urbano e industrial	
		Minas (vector)	
		Urbanización de alta intensidad (raster)	

Líneas de transmisión (vector)
 Pozos de petróleo y gas (vector)
 Torres de transmisión y servicios públicos (vector)
 Tuberías (vector)
 Desarrollo de intensidad media (raster)
 Espacios abiertos (raster)
 Desarrollo de baja intensidad (raster)
 Cubierta terrestre gestionada y modificada
 Agricultura (trama)
 Hierba y maleza introducidas en tierras altas (trama)
 Humedal introducido (trama)
 Pastizales (trama)
 Plantaciones de árboles gestionadas (raster)
 Recientemente talado (raster)



Biológico	Diámetro mínimo y Diámetro máximo (cm)	Tamaño mínimo que alcanzan las especies	F Ritter, 1980
	Distintividad Evolutiva	Métrica que cuantifica el grado de aislamiento de una especie en un árbol filogenético.	Daru et al., 2020
	Clase Filo	Órdenes taxonómicos de las especies.	Larridon et al., 2015
	Frecuencia Localidad	Cantidad de veces que se han registrado observaciones de la especie	

		en una determinada ubicación geográfica.	
	Latitud	Posición de cada punto, de cada especie en la superficie de la Tierra con respecto al ecuador	
	Categoría de Conservación	Variable respuesta	
Ambiental	índice de estacionalidad de frecuencias nubosas	Los conjuntos de datos integran 15 años de observaciones de índice de estacionalidad de frecuencias nubosas obtenidas por teledetección dos veces al día con una resolución de 1 km.	Wilson & Jetz, 2016



Table 3: Extensión de presencia, área de ocupación y Estados de conservación de *Copiapoa* según la UICN 2023.

Taxón	AOO	EOO	Categoría IUCN
1. <i>Copiapoa angustiflora</i>	12	99	CR
2. <i>Copiapoa aphanes</i>	4	4	CR
3. <i>Copiapoa armata</i>	44	1758	EN
4. <i>Copiapoa atacamensis</i>	48	1381	EN
5. <i>Copiapoa australis</i>	4	4	CR
6. <i>Copiapoa calderana</i>	76	405	VU
7. <i>Copiapoa cinerascens</i>	68	526	EN
8. <i>Copiapoa cinerea</i>	240	1577	EN
9. <i>Copiapoa cinerea</i> subsp. <i>columna - alba</i>	168	943	EN
10. <i>Copiapoa cinerea</i> subsp. <i>cinerea</i>	48	81	EN
11. <i>Copiapoa cinerea</i> subsp. <i>krainziana</i>	16	16	CR
12. <i>Copiapoa conglomerata</i>	12	12	CR
13. <i>Copiapoa coquimbana</i>	112	17536	LC
14. <i>Copiapoa dealbata</i>	60	384	LC
15. <i>Copiapoa echinoides</i>	116	2073	EN
16. <i>Copiapoa decorticans</i>	8	8	CR
17. <i>Copiapoa desertorum</i>	12	12	CR
18. <i>Copiapoa esmeraldana</i>	12	12	CR
19. <i>Copiapoa fiedleriana</i>	100	3607	VU
20. <i>Copiapoa gigantea</i>	208	784	VU
21. <i>Copiapoa grandiflora</i>	44	138	EN

22. <i>Copiapoa humilis</i> subsp. <i>Humilis</i>	36	204	CR
23. <i>Copiapoa humilis</i>	72	3851	EN
24. <i>Copiapoa humilis</i> subsp. <i>tenuissima</i>	8	8	CR
25. <i>Copiapoa humilis</i> subsp. <i>Tocopillana</i>	12	19	CR
26. <i>Copiapoa humilis</i> subsp. <i>varispinata</i>	12	12	CR
27. <i>Copiapoa hypogaea</i>	16	39	EN
28. <i>Copiapoa longistaminea</i>	40	362	LC
29. <i>Copiapoa marginata</i>	56	1838	VU
30. <i>Copiapoa laui</i>	16	28	EN
31. <i>Copiapoa leonensis</i>	4	4	CR
32. <i>Copiapoa montana</i>	24	110	EN
33. <i>Copiapoa rupestris</i>	28	356	EN
34. <i>Copiapoa longispina</i>	4	4	CR
35. <i>Copiapoa megarhiza</i>	48	272	EN
36. <i>Copiapoa mollicula</i>	4	4	CR
37. <i>Copiapoa serpentisulcata</i>	24	32	EN
38. <i>Copiapoa solaris</i>	44	80	CR
39. <i>Copiapoa taltalensis</i>	12	12	EN

Nota: La tabla muestra la evaluación de la conservación de diferentes taxones según los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Se incluyen tres medidas de la extensión geográfica: la Extensión de presencia (EOO), el Área de ocupación (AOO) y la categoría de riesgo de extinción según la UICN. Los datos fueron obtenidos de la evaluación más reciente de la UICN para cada taxón incluido en la tabla. Los resultados indican la categoría de riesgo de extinción a la que está asignado cada taxón, siendo la categoría de mayor riesgo "En Peligro Crítico" y la de menor riesgo "Preocupación Menor". La EOO se refiere al área de distribución de la especie en todo su rango geográfico, mientras que el AOO se refiere al área de distribución ocupada por la especie en una escala más fina. Ambas medidas son importantes para evaluar el grado de amenaza a la supervivencia de una especie y para orientar medidas de conservación y manejo de los hábitats naturales

Tabla 4. Análisis de varianza (pruebas de tipo II)

Variable	LR Chisq	Df	Pr (>Chis)
1. Clase filogenética	10.1126	5	0.07211
2. Tráfico ilegal	8.4940	1	0.00356 **
3. Huella Humana	6.3188	1	0.01195 *
4. Modelo condición del paisaje	15.4553	1	0.00008 ***
5. Diámetro mínimo (cm)	-1.2480	1	1.00000
6. Diámetro máximo (cm)	-0.5470	1	1.00000
7. Distintividad Evolutiva	8.3615	1	0.00383 **
8. Punto medio Latitud	0.6443	1	0.42217
9. Índice de estacionalidad de frecuencias nubosas	11.4484	1	0.00072 ***

Nota: Se muestra los resultados de la prueba de hipótesis Tipo II para evaluar la importancia de cada predictor en el modelo de regresión logística ordenada para los datos de MMA. La columna "LR Chisq" indica el estadístico de prueba y la columna "Pr(>Chisq)" muestra el valor de p correspondiente. Los predictores con valores de p pequeños (menores a 0.05) son significativos, mientras que los predictores con valores de p grandes (mayores a 0.1) no lo son.

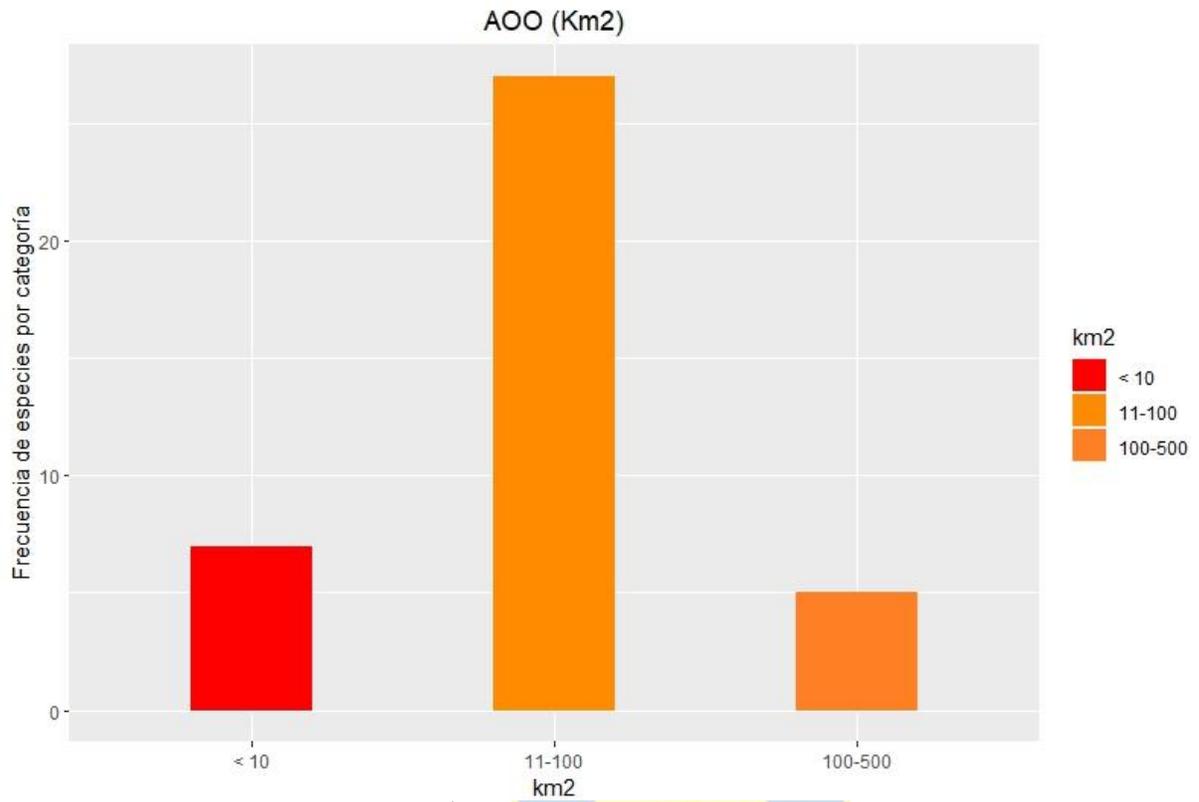


Figura 1. Área de ocupación con su respectiva frecuencia de especies por categoría.



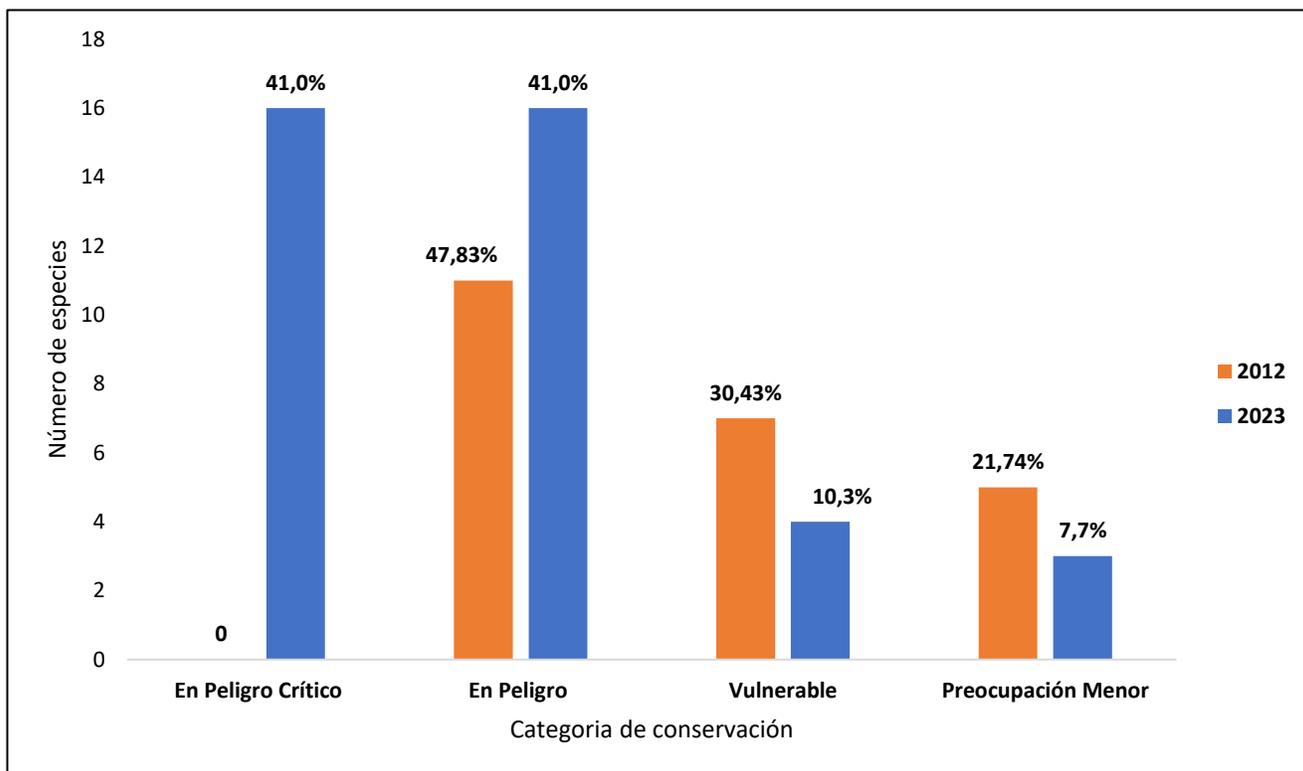


Figura 2. Especies evaluadas dentro de cada categoría según los lineamientos de la UICN.



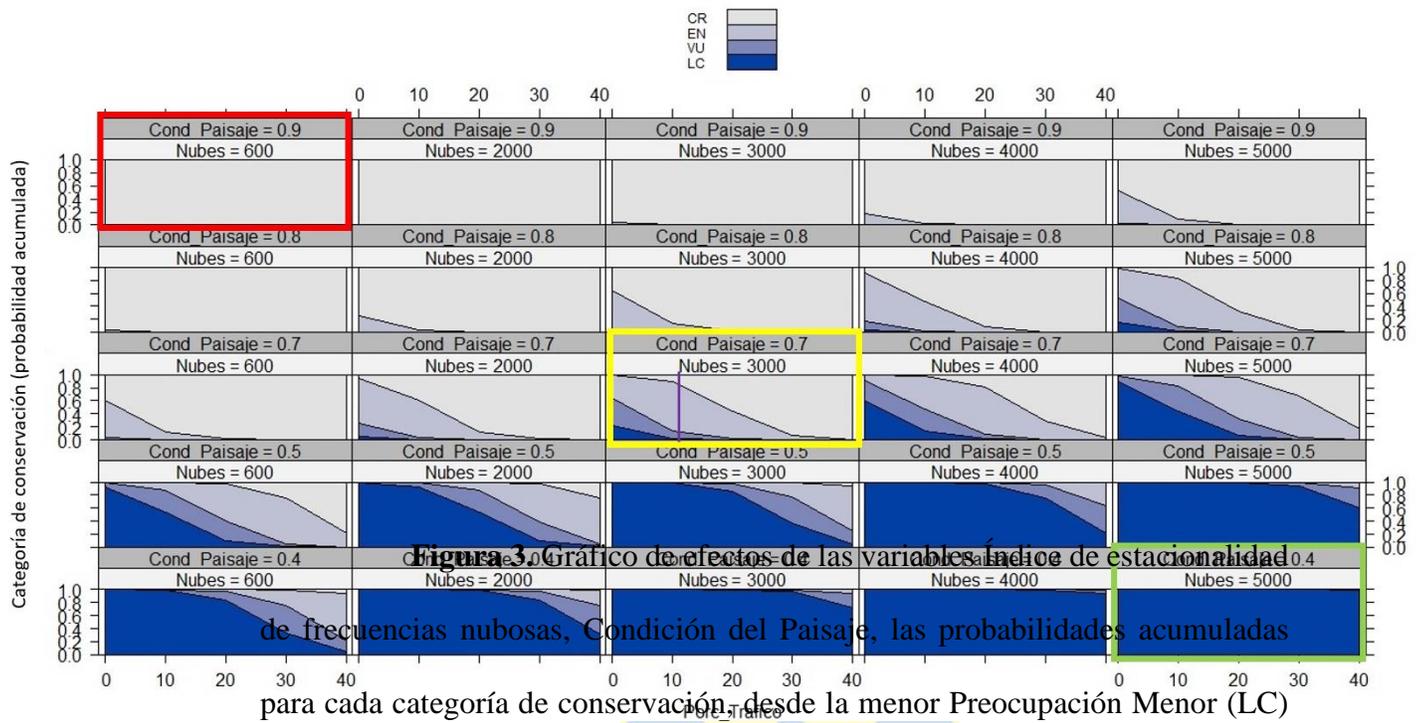


Figura 3. Gráfico de efectos de las variables índice de estacionalidad de frecuencias nubosas, Condición del Paisaje, las probabilidades acumuladas para cada categoría de conservación, desde la menor Preocupación Menor (LC) en color azul, hasta Peligro Crítico (CR) en color gris.

