

# Antropización del paisaje y diversidad de especies de aves: el caso de los valles-oasis del Desierto de Atacama

## *Landscape anthropization and bird species diversity: The case of oasis valleys in the Atacama Desert*

Martín A.H. Escobar<sup>1,2\*</sup>, Catalina B. Muñoz-Pacheco<sup>2</sup>, Nélida R. Villaseñor<sup>3,4</sup>

### RESUMEN

Los oasis son un componente clave en ecosistemas áridos y semiáridos porque concentran una alta diversidad de especies. A pesar de ser fuertemente impactados por las actividades humanas, el efecto del cambio de uso de suelo sobre la biodiversidad en ecosistemas áridos y semiáridos ha sido escasamente estudiado, lo que limita el diseño de estrategias para su protección. En este estudio evaluamos el efecto sobre las aves de la antropización de valles-oasis del desierto de Atacama. Mediante transectos analizamos las aves y estimamos el Índice Integrado Relativo de Antropización (INRA) en tres valles-oasis (Azapa, Chaca y Camarones). Evaluamos la influencia del INRA sobre la riqueza de especies mediante modelos lineales generalizados mixtos (GLMM). Además, estimamos el índice de diversidad de Shannon, comparamos curvas aleatorizadas de acumulación de especies a través del análisis de rarefacción y comparamos la composición de la comunidad de aves de los valles-oasis mediante conglomerados jerárquicos. El valle-oasis de Azapa presentó el mayor nivel de antropización (71,8), seguido por Chaca (39,9) y Camarones (4,6). La riqueza total de aves en Azapa (20), Chaca (17) y Camarones (20) fue similar. No detectamos un efecto significativo del nivel de antropización sobre la riqueza de especies por transecto ni sobre el índice de diversidad. La comparación de la riqueza total de especies mediante el análisis de rarefacción indicó una riqueza significativamente mayor en el valle-oasis de Camarones, que presenta menor nivel de antropización. La composición de la comunidad de aves de los valles-oasis difirió significativamente, indicando un cambio en la identidad de las especies. Nuestros resultados muestran que para detectar los efectos del cambio de uso de suelo en la comunidad de aves de ambientes desérticos, se requieren análisis que incorporen la identidad de las especies.

**Palabras clave:** agricultura, cambio de uso del suelo, Chile, curvas de acumulación de especies, vegetación natural.

### ABSTRACT

Oases are key components of arid ecosystems because they concentrate a high species diversity. Anthropogenic activities strongly impact oases, however, the effect of land use change on biodiversity in arid ecosystems have been poorly investigated, limiting the design of conservation strategies. Here we evaluate the effect on birds of anthropization of oasis-valleys in the Atacama Desert of northern Chile. By using transects, we evaluated birds and estimated the Relative Integrated Anthropization Index (INRA) of three oases (Azapa, Chaca and Camarones). We determined the influence of INRA on bird species richness using generalized linear mixed models (GLMM). In addition, we estimated the Shannon diversity index and compared randomized species accumulation curves among oasis-valleys by rarefaction analysis. We compared the composition of the bird community of the oasis-valleys using hierarchical clusters. The Azapa valley exhibited the highest anthropization level (71.8), followed by Chaca (39.9) and Camarones (4.6). Similar values for total bird species richness was found in Azapa (20), Chaca (17) and Camarones (20). We did not find a significant effect of the anthropization level on bird species richness per transect nor Shannon diversity index. Rarefaction analysis found a greater bird species richness in Camarones, the oasis-valley with the lowest anthropization level. Bird community composition differed significantly among valleys, indicating a change in the identity of the species. According to our findings, a better understanding of the effects of land use change on bird communities from arid environments requires to take into consideration species identities.

**Key words:** agriculture, Chile, land-use change, natural vegetation, species accumulation curves.

<sup>1</sup> Escuela de Pregrado, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. Santiago, Chile.

<sup>2</sup> MANQUE Bioexploraciones. Santiago, Chile.

<sup>3</sup> Departamento de Gestión Forestal y su Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile. Santiago, Chile.

<sup>4</sup> Departamento de Ciencias Químicas y Biológicas, Universidad Bernardo O'Higgins. Santiago, Chile.

\* Autor por correspondencia: mescobar@renare.uchile.cl

## Introducción

La pérdida de hábitat natural se encuentra entre las alteraciones más importantes inducidas por el hombre en los ecosistemas terrestres y es una de las principales amenazas a la biodiversidad a nivel global (IPBES 2019). El cambio en el uso del suelo está estrechamente relacionado con los servicios ecosistémicos e influye no sólo sobre la biodiversidad, sino también en el clima y el funcionamiento de los ecosistemas (Qi *et al.*, 2007). La actividad agrícola y otras prácticas de manejo han modificado paisajes enteros y alterado las comunidades de plantas y animales de muchos ecosistemas en todo el mundo (Lambin y Meyfroidt, 2010).

Casi el 50% de los ecosistemas terrestres corresponden a ecosistemas áridos y semiáridos (Lal, 2004) y en las últimas décadas han aumentado los estudios sobre la degradación del ambiente asociada al cambio en el uso de la tierra en estos ecosistemas (Reynolds *et al.*, 2007). Sin embargo, la evaluación de los efectos de la antropización del paisaje en las comunidades de aves ha recibido una limitada atención en regiones áridas (Norfolk *et al.*, 2015).

Un elemento particularmente sensible dentro de los ecosistemas áridos/semiáridos son los oasis, que corresponden a paisajes intrazonales específicos y únicos dentro del desierto (Qi *et al.*, 2007). Los oasis se caracterizan por presentar una cobertura vegetal más densa y con mayor complejidad estructural debido a la presencia de cuerpos de agua tanto superficiales como subterráneos (Luo *et al.*, 2010), y concentran una mayor diversidad de fauna que las áreas zonales en los ecosistemas áridos/semiáridos. Debido a estas características, los oasis también concentran una fuerte presión humana (Jia, 1996), y es urgente generar evidencia científica que promueva acciones de conservación en estos ambientes. En este contexto, es clave evaluar el efecto del cambio de uso de suelo sobre la biodiversidad presente en sistemas de oasis en zonas desérticas.

En Chile, parte de la región de Arica y Parinacota se ubica dentro del desierto de Atacama, ecosistema que se caracteriza por una casi inexistente cobertura vegetal y por la presencia de valles-oasis con una mayor disponibilidad de humedad que el entorno, lo cual permite el desarrollo de la vegetación (Hernández *et al.*, 2014). Estas características ofrecen un hábitat

de alta calidad para numerosas especies de aves, que forman una de las comunidades de aves con mayor nivel de singularidad dentro del país (e.g. Estades *et al.*, 2007).

Gran parte de la superficie de algunos de estos valles-oasis ha sido destinada para actividades agrícolas (Hernández *et al.*, 2014) y áreas urbanas (Estades *et al.*, 2007). Debido a las condiciones desérticas del entorno, estos valles-oasis constituyen el único hábitat para una gran variedad de especies de aves, que podrían ser susceptibles a los cambios producto del aumento del nivel de antropización del paisaje (Rottmann, 1972; Estades *et al.*, 2007).

Con el objetivo de aportar antecedentes para la conservación de las aves en los valles-oasis del desierto de Atacama, evaluamos si el aumento del nivel de antropización del paisaje tiene un efecto negativo en la comunidad de aves. Para esto, comparamos diferentes atributos de la comunidad de aves en tres valles-oasis del desierto de Atacama con distintos niveles de antropización del paisaje.

## Métodos

**Área de estudio.** El área de estudio es parte del desierto de Atacama, considerado el lugar más seco del planeta y con áreas de baja actividad biológica (Hernández *et al.*, 2014). Este desierto es atravesado de este a oeste por valles-oasis, que llevan las precipitaciones que ocurren en la puna de los Andes hacia el océano Pacífico. Los sitios evaluados corresponden a los valles-oasis de Azapa, Chaca y Camarones en la región de Arica y Parinacota en el norte de Chile (Figura 1).

La elección de estos valles-oasis se basó en los distintos niveles de antropización que presenta su paisaje. En el valle-oasis de Azapa existe gran actividad agrícola, donde sitios han sido quemados y transformados en zonas de cultivos, viveros o cubiertos con basura y otros desechos. En el valle-oasis de Chaca existe un menor desarrollo agrícola que en Azapa, de menor intensidad y bajas aplicaciones de pesticidas, manteniendo vegetación nativa en algunos sitios. El valle-oasis de Camarones presenta cultivos de alfalfa, que requieren bajas aplicaciones de pesticidas, y mantienen una cubierta importante de matorral con presencia de algarrobos (*Prosopis alba*) (Hernández *et al.*, 2014).

**Nivel de antropización.** Se utilizó el índice integrado relativo de antropización (INRA) propuesto

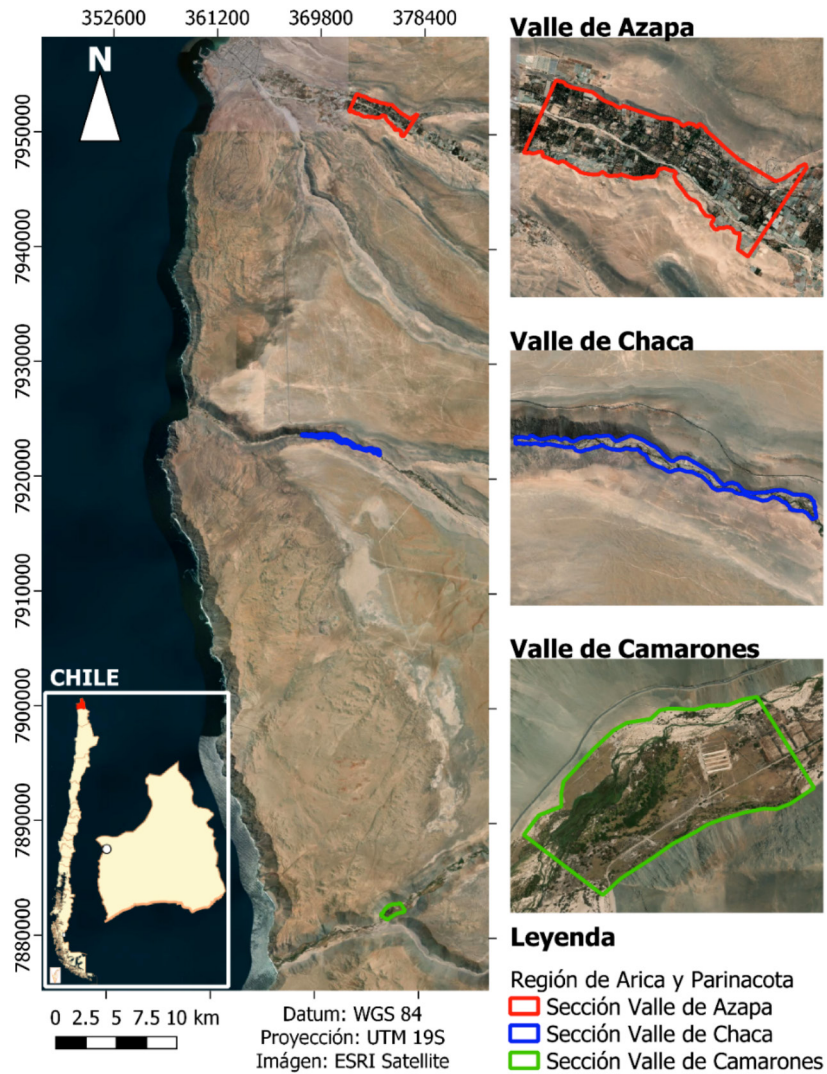


Figura 1. Localización geográfica de los valles-oasis de Azapa, Chaca y Camarones.

por Martínez-Dueñas (2010) para evaluar el nivel de antropización de los valles-oasis. La aplicación del INRA requiere determinar las coberturas del suelo de cada unidad de análisis (UA). Para esto se interpretaron imágenes satelitales de alta resolución (WorldView-2, en Google Earth) del año 2017 para las secciones de los valles-oasis (UA) evaluadas (Figura 1). Una vez definidas las coberturas o usos del suelo de las UA, se le asignó un valor entre cero y uno a cada cobertura. La determinación de estos valores parciales de antropización es inherente a la zona de estudio, lo que le confiere carácter relativo al INRA (Velásquez *et al.*, 2019).

Luego, cada UA (valles-oasis) se dividió en una cuadrícula de unidades de 1 ha que se

denominan subunidades de análisis (SUA). Según los valores definidos para las coberturas o usos del suelo identificados, asignamos un valor de antropización parcial a cada SUA de acuerdo a su cobertura dominante (Martínez-Dueñas, 2010). Ya identificados los valores de antropización para cada SUA, se procede a estimar el grado relativo de antropización por UA con base en la siguiente expresión:

$$\text{INRA} = \left( \sum_{i=1}^n \text{SUA}_i / n \right) * 100$$

Donde,  $\sum \text{SUA}$  = la sumatoria del valor de antropización parcial de todas las SUA y

$n$  = número total de SUA. La interpretación final del INRA varía de 0-100, donde 0 corresponde a una UA con nula antropización y 100 corresponde a una UA completamente antropizada.

**Evaluación de aves.** En los tres valles-oasis evaluados se establecieron sitios de muestreo donde realizamos transectos de 100 m de largo y 60 m de ancho. En estos transectos registramos las aves mediante avistamiento directo, uso de binoculares, o registro auditivo del canto o vocalización durante la mañana (entre las 7:30 h y 12:00 h). Un total de 25, 8 y 7 transectos se establecieron en los valles de Azapa, Chaca y Camarones. Estos transectos se evaluaron en primavera (diciembre 2016), verano (marzo 2017) y otoño (mayo 2017) para capturar la variabilidad estacional en la comunidad de aves de los valles-oasis comparados. De manera que en total realizamos 75 transectos en el valle de Azapa, 22 transectos en el valle de Chaca (uno de los transectos solo se pudo evaluar en primavera) y 21 transectos en el valle de Camarones.

**Análisis de datos.** Para evaluar la influencia del nivel de antropización en la riqueza de aves nativas, ajustamos un modelo lineal generalizado mixto (GLMM) con distribución de Poisson (Bolker *et al.*, 2009), que describiera la riqueza de especies de aves por transecto en función del INRA de los valles-oasis. El sitio (valle-oasis) se consideró como efecto aleatorio para estimar la dependencia espacial entre las muestras provenientes de un mismo valle-oasis. Para facilitar la interpretación de los resultados, las estimaciones de riqueza del modelo se graficaron incluyendo un intervalo de confianza del 95%. Para el análisis utilizamos el programa R.3.4.4 (2018) usando el paquete lme4 (Bates *et al.*, 2015) para los GLMM.

Con el fin de evaluar diferencias en la diversidad de la comunidad de aves en relación con el nivel de antropización, para cada valle-oasis calculamos el índice de Shannon ( $H'$ ) que expresa la heterogeneidad de una comunidad contemplando dos factores: número de especies presentes y abundancia relativa. El índice adquiere valores entre cero (se encuentra solo una especie) y logaritmo natural de la riqueza total (todas las especies tienen igual número de individuos). El cálculo se realizó con base en la expresión:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i * \log_2 p_i$$

Donde,  $S$  = número de especies y  $p_i$  = proporción de la especie  $i$  en la muestra. Calculamos intervalos de confianza al 95% mediante remuestreo utilizando el software Past 3.25 (Hammer *et al.*, 2001).

Además comparamos la riqueza total de especies nativas entre valles-oasis mediante curvas aleatorizadas de acumulación de especies, donde se evaluó la relación entre el esfuerzo de muestreo (unidades de muestreo: transectos) y el número de especies observado (Moreno y Halfpeter, 2000). Los análisis se realizaron en el programa R.3.4.4. y utilizamos el paquete “vegan” (Oksanen *et al.*, 2019) para generar las curvas de acumulación de especies. Sin embargo, debido al diferente esfuerzo de muestreo que presenta la evaluación de los valles-oasis se hizo una corrección por el método estadístico de rarefacción (Gotelli y Colwell, 2001), para una adecuada comparación de la riqueza de aves. Este método permite comparar la riqueza a un mismo nivel de esfuerzo de muestreo (dado por el sitio que presenta el menor valor de unidades de muestreo). Además, las sucesivas iteraciones entregan un intervalo de confianza para las estimaciones de los sitios con más unidades de muestreo, permitiendo comparar estos intervalos con el valor que presenta el sitio con menor esfuerzo de muestreo.

Para evaluar el grado de similitud entre los ensambles comunitarios de aves presentes en los valles-oasis realizamos un análisis de conglomerados jerárquicos a través del método de “paired group”, usando el índice de Bray-Curtis para construir la matriz de distancia. Además, para determinar el grado de significancia de los grupos detectados realizamos un procedimiento de remuestreo (1.000 iteraciones), que entrega el porcentaje de réplicas que mantienen cada nodo del dendrograma en el total de iteraciones. Para este análisis utilizamos el software Past 3.25 (Hammer *et al.*, 2001).

## Resultados

**Nivel de antropización.** Se identificaron cuatro usos de suelo en la evaluación de la cobertura de los valles-oasis: vegetación natural, suelo desnudo, cultivo (considerando invernaderos y mallas antiáfidos) y construcciones. La cobertura dominante varió de manera importante entre los valles-oasis. El valle-oasis de Camarones está dominado por vegetación natural, mientras que

en el valle-oasis de Azapa domina una cubierta agrícola. El valle-oasis de Chaca presentó una condición intermedia en relación con los otros valles-oasis (Tabla 1).

En la Tabla 1 se ven las asignaciones del valor relativo de antropización a cada tipo de cobertura identificada. El valle-oasis de Azapa presentó el mayor nivel de antropización con un INRA de

71,8. En contraste, el valle-oasis de Camarones mostró un bajo nivel de antropización con un INRA de 4,6. El valle-oasis de Chaca presentó un nivel intermedio de antropización con un INRA de 39,9.

**Evaluación de aves.** En total registramos 30 especies de aves, de las cuales 29 son especies nativas y una es exótica (Tabla 2). Los valores parciales de riqueza fueron de 21, 17 y 20 especies

Tabla 1. Categorías de antropización y valor asignado a las coberturas identificadas, para evaluar las subunidades de análisis (SUA) en las secciones de los valles-oasis evaluadas (UA) para la cuantificación del INRA.

Categoría	Valor de Antropización	Tipo de cobertura identificada	Superficie ha (%)		
			Azapa	Chaca	Camarones
A	0,00	Vegetación natural	71,1 (9)	77,2 (51)	145,1 (95)
B	0,50	Suelo desnudo	22,6 (3)	17,0 (11)	0,0 (0)
C	0,75	Uso agrícola	551,5 (77)	51,0 (34)	7,1 (4)
D	1,00	Construcción	69,9 (11)	3,7 (4)	0,01 (1)

Tabla 2. Especies registradas en los valles-oasis de Azapa, Chaca y Camarones.

Nombre común	Nombre científico	Origen	Valles-oasis		
			Azapa	Chaca	Camaroneses
Jote de cabeza colorada	<i>Cathartes aura</i>	N	X	X	
Peuco	<i>Parabuteo unicinctus</i>	N		X	X
Cernícalo	<i>Falco sparverius</i>	N	X	X	X
Halcón peregrino	<i>Falco peregrinus</i>	N			X
Pidén	<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	N		X	X
Tórtola	<i>Zenaida auriculata</i>	N	X		
Paloma de alas blancas	<i>Zenaida meloda</i>	N	X	X	X
Tortolita quiguagua	<i>Columbia cruziana</i>	N	X	X	X
Gallina ciega	<i>Systellura longirostris</i>	N	X		X
Picaflor del norte	<i>Rhodopis vesper</i>	N	X	X	X
Picaflor de Cora	<i>Thaumastura cora</i>	N	X	X	X
Picaflor de Arica	<i>Eulidia yarrellii</i>	E		X	
Trabajador	<i>Phleocryptes melanops</i>	N			X
Tijeral	<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	N	X		
Saca tu real	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	N	X	X	X
Cazamoscas pico chato	<i>Myiophobus fasciatus</i>	N	X		
Fio-fio	<i>Elaenia albiceps</i>	N	X	X	
Cachudito de cresta blanca	<i>Anairetes reguloides</i>	N			X
Golondrina de dorso negro	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	N	X	X	X
Golondrina bermeja	<i>Hirundo rustica</i>	N			X
Golondrina grande	<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>	N			X
Chercán	<i>Troglodytes aedon</i>	N	X	X	X
Comesebo chico	<i>Conirostrum cinereum</i>	N	X	X	X
Comesebo de los tamarugales	<i>Conirostrum tamarugense</i>	N			X
Negrillo	<i>Volatinia jacarina</i>	N	X		
Corbatita	<i>Sporophila telasco</i>	N	X		
Pizarrita	<i>Xenospingus concolor</i>	N	X	X	X
Chincol	<i>Zonotrichia capensis</i>	N	X	X	X
Jilguero peruano	<i>Spinus magellanica</i>	N	X	X	
Gorrión	<i>Passer domesticus</i>	I	*		
Total especies nativas			20	17	20

E = especie endémica/ N = especie nativa/ I = especie introducida.

(\*) Indica que no se consideró para los análisis.

en los valles-oasis de Azapa, Chaca y Camarones, respectivamente. Solo reportamos una especie endémica que correspondió a un registro del picaflor de Arica (*Eulidia yarrellii*) en el valle-oasis de Chaca, que se encuentra clasificada “En Peligro Crítico” (Estades *et al.*, 2007). La única especie exótica registrada fue el gorrión (*Passer domesticus*) en el valle-oasis de Azapa.

**Análisis de datos.** No se encontró un efecto estadísticamente significativo del nivel de antropización del valle-oasis sobre la riqueza de especies nativas por transecto ( $\beta = 0,0007$ ; SE = 0,0018;  $p > 0,688$ ) (Figura 2A).

El índice de diversidad de Shannon ( $H'$ ) fue muy similar para los valles-oasis de Azapa (2,13) y Chaca (2,12), y levemente inferior para el valle-oasis de Camarones (1,99). Según los intervalos

de confianza estimados, no hubo diferencias significativas en la diversidad de aves entre los valles-oasis evaluados (Figura 2B).

Las curvas aleatorizadas de acumulación de especies muestran según su pendiente que, mientras en los valles-oasis de Chaca y Camarones se continuarían agregando especies a mayor número de transectos, en el valle-oasis de Azapa el número de especies no aumentaría significativamente con un mayor esfuerzo de muestreo (Figura 3A). El análisis de rarefacción determinó que la riqueza de especies de aves sería significativamente mayor en el valle de Camarones que en los valles de Azapa y Chaca, a un mismo nivel de esfuerzo de muestreo (21 transectos), ya que el valor registrado en el valle de Camarones fue superior al intervalo de confianza estimado para los otros valles (Figura 3B).

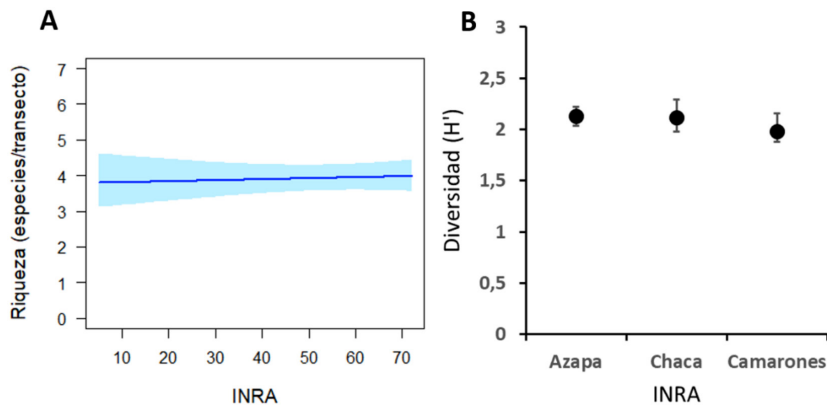


Figura 2. (A) Riqueza de especies de aves por transecto estimada en función del INRA (GLMM); (B) Índice de diversidad de Shannon ( $H'$ ) con intervalos de confianza al 95% (remuestreo) para cada valle.

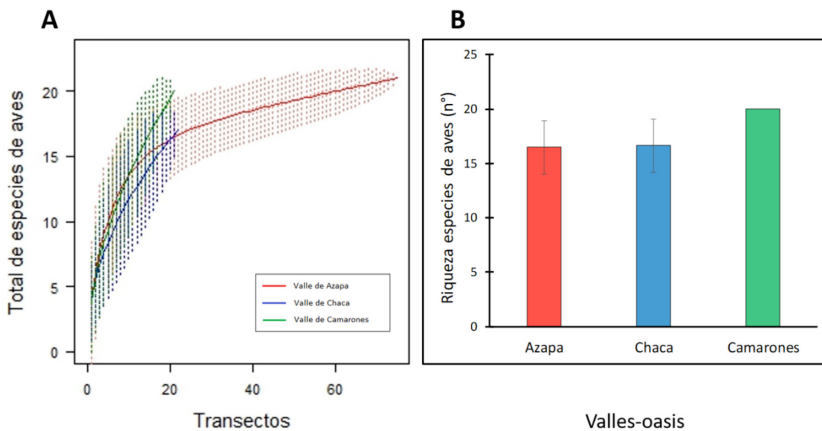


Figura 3. (A) Curvas aleatorizadas de acumulación de especies de los valles-oasis; (B) Comparación de la riqueza de aves a un mismo esfuerzo de muestreo (21 transectos), mediante corrección por rarefacción.

El análisis de conglomerados jerárquicos indicó que existen diferencias significativas entre los ensambles de aves presentes en los valles-oasis. En el caso del valle-oasis de Azapa, a pesar de tener un valor de riqueza acumulada similar a los otros valles, presenta una baja similitud en el ensamble de especies respecto a los valles-oasis de Chaca y Camarones (Figura 2D). En estos dos últimos valles, si bien el grado de similitud de sus ensambles de aves es mayor, también presentarían elementos particulares que les permiten establecerse como grupos independientes (Figura 4).

### Discusión

Mediante el uso de curvas aleatorizadas de acumulación de especies y su comparación a través de una corrección por el método de rarefacción, detectamos que valles-oasis con menor nivel de antropización presentarían una comunidad de aves más diversa. Este resultado coincide con otros estudios que han constatado una disminución en la riqueza de especies de aves asociadas a oasis en ecosistemas áridos bajo presión antrópica (e. g. Allen *et al.*, 2019).

Por otro lado, no detectamos este efecto utilizando la riqueza de especies por transecto e índices de diversidad. En este sentido, el uso de índices comunitarios para evaluar el efecto de la antropización del paisaje en las aves

no ha demostrado ser del todo efectivo. Por ejemplo, Rodríguez-Estrella (2007) no encontró diferencias en la riqueza de especies de aves entre sitios naturales y áreas transformadas por la agricultura o la urbanización en ecosistemas áridos de Baja California. Esto se debería a que las especies presentaron diferentes respuestas a la transformación del paisaje: el 29% de las especies de aves se asociaron negativamente con la antropización del paisaje, mientras que el 16% de las especies se asoció positivamente a áreas agrícolas o urbanizadas.

La riqueza de especies ha sido ampliamente usada como un indicador ecológico para estudiar el estado general de los ecosistemas (Dale y Beyeler, 2001). Sin embargo, la riqueza observada en un sitio depende del tamaño de la muestra (Jiménez-Valverde y Hortal 2003). Las curvas de acumulación de especies son una metodología ventajosa para estandarizar la estimación de riqueza obtenida en estudios donde se han empleado distintas metodologías o diferentes esfuerzos de muestreo (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003). De esta manera, su utilización proporcionaría un análisis más confiable para comparar sitios en términos de la riqueza de especies en el contexto del manejo de los recursos naturales (por ejemplo, en evaluaciones de impacto ambiental).

La composición del ensamble de especies también sería importante para determinar el efecto de la antropización en las aves en ecosistemas áridos (Rodríguez-Estrella, 2007). En nuestro estudio, las diferencias en la composición de la comunidad de aves presente en el valle-oasis de Azapa respecto a Chaca y Camarones evidenciarían un cambio en la identidad de las especies. Este cambio en la identidad de las especies podría reflejar la pérdida de especies más sensibles a las modificaciones del paisaje y una mayor ocurrencia de especies generalistas e incluso asociadas a otros tipos de ambientes (Khoury y Al-Shamli, 2006). Un ejemplo de esto último podría ser la presencia del gorrión (*Passer domesticus*) en el valle de Azapa.

Debido a que la disponibilidad de agua es un factor determinante en la riqueza de especies en ambientes áridos (Hawkins *et al.*, 2003), la presencia de fuentes artificiales de agua como represas o tranques y el riego en sistemas agrícolas y jardines aumentaría la riqueza y abundancia de aves (Khoury y Al-Shamli, 2006). Si bien en nuestro estudio no se evaluó la presencia de fuentes de agua artificiales,

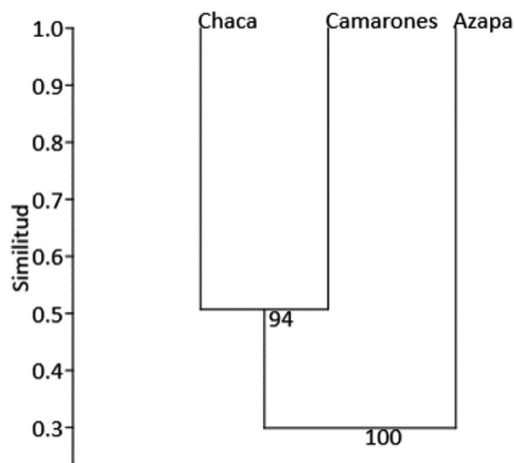


Figura 4. Conglomerado jerárquico del grado de similitud de la comunidad de aves de los valles-oasis. Los valores indican porcentaje de réplicas que mantienen cada nodo del dendrograma en el total de iteraciones (remuestreo).

el mayor desarrollo agrícola en los valles-oasis de Azapa y Chaca estaría acompañado por una mayor infraestructura para el abastecimiento constante de agua para el riego de cultivos (e.g. Aguilar *et al.*, 2015). Esta condición podría ser favorable para las aves y permitiría mantener una comunidad diversa a través del tiempo, a pesar del aumento en el nivel de antropización del valle. En este sentido, nuestro valor de riqueza total de 20 especies nativas no difiere de manera importante de las 22 especies que Rottmann (1972) registró para el valle-oasis de Azapa 50 años atrás. Sin embargo, para confirmar esta idea se necesitan estudios con un mayor esfuerzo de muestreo para realizar evaluaciones especie-específicas.

La dificultad para detectar los cambios en la comunidad de aves en sistemas áridos/semiáridos implica que para su evaluación sea necesario contar con múltiples herramientas de análisis. En nuestro trabajo, el uso de la riqueza total, riqueza promedio por unidad de muestreo e índice de diversidad no permitió determinar los efectos que el nivel de antropización tendría en la comunidad de aves. Sólo los resultados de la comparación de las curvas aleatorizadas de acumulación de especies

y el análisis de la composición de la comunidad de aves entregaron elementos que permitieron inferir algún tipo de efecto del cambio de uso de suelo en las aves.

Los valles-oasis del desierto de Atacama representan hábitats de alta complejidad estructural que contribuyen de manera importante en la diversidad de aves local y regional. En el norte de Chile, los valles-oasis son elementos paisajísticos especialmente importantes para las aves, ya que albergan ensambles de especies particulares y son claves para su conservación (Estades *et al.*, 2007). Esperamos que este trabajo incentive el desarrollo de estudios que permitan comprender los impactos ecológicos del aumento del nivel de antropización de estos ambientes para su gestión, además de mantener sus funciones ecológicas, su alta biodiversidad y los servicios ecosistémicos que proveen.

### Agradecimientos

Agradecemos a Pilar Fernández, Víctor Olivares, Bryan Casanova, Juan José De Ramón y Jorge Abarca, por la colaboración en la toma de datos en terreno.

### Literatura citada

- Aguilar, C.; Röper, C.; Mazuela, P.; Torres, A.  
2015. Tenencia de tierra y aguas de pequeños y medianos agricultores del valle de Azapa, Arica, Chile. *IDESIA* 33(4): 105-110.
- Allen, D.C.; Bateman, H.L.; Warren, P.S.; Albuquerque, F.S.; Arnett-Romero, S.; Harding, B.  
2019. Long-term effects of land-use change on bird communities depend on spatial scale and land-use type. *Ecosphere* 10(11): e02952.
- Bates, D.; Maechler, M.; Bolker, B.; Walker, S.  
2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67(1): 1-48.
- Bolker, B.M.; Brooks, M.E.; Clark, C.J.; Geange, S.W.; Poulsen, J.R.; Stevens, M.H.H.; White, J.S.  
2009. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in ecology and evolution* 24(3): 127-135.
- Dale, V.H.; Beyeler, S.C.  
2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1: 3-10.
- Estades, C.F.; Aguirre, J.; Escobar, M.A.H.; Tomasevic, J.A.; Vukasovic, M.A.; Tala, Ch.  
2007. Conservation Status of the Chilean Woodstar *Eulidia yarrellii*. *Bird Conservation International* 17: 163-175.
- Gotelli, N.J.; Colwell, R.K.  
2011. Estimating species richness. En: *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. (Eds. Magurran, A.E and B.J. McGill), pp. 39-54. Oxford University Press: EUA.
- Hammer, Ø.; Harper, D.A.T.; Ryan, P.D.  
2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaentologia Electronica* 4.
- Hawkins, B.A.; Field, R.; Cornell, H.V.; Currie, D.J.; Guégan, J.-F.; Kaufman, D.M.; Kerr, J.T.; Mittelbach, G.G.; Oberdorff, T.; O'Brien, E.M.; Porter, E.E.; Turner, J.R.G.  
2003. Energy, water and broad-scale geographic patterns of species richness. *Ecology* 84: 3105-3117.
- Hernández, J.; Estades, C.F.; Faúndez, L.; Herreros, J.  
2014. Biodiversidad Terrestre de la Región de Arica y Parinacota. Maval impresores. Santiago, Chile. 417 p. IPBES.
2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services. S. Díaz, J. Settele, E.S. Brondizio, H.T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneeth, P. Balvanera, K.A. Brauman, S.H.M. Butchart, K.M.A. Chan, L.A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S.M. Subramanian, G.F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Chowdhury, Y.J. Shin, I.J. Visseren-Hamakers, K.J. Willis, C.N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany.
- Jia, B.  
1996. Discussion on some theoretical problems of oasis landscapes. *Arid Land Geography* 19: 58-65.
- Jiménez-Valverde, A.; Hortal, J.  
2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología* 8: 151-161.



- Khoury, F.; Al-Shamli, M.  
2006. The impact of intensive agriculture on the bird community of a sand dune desert. *Journal of Arid Environments* 64: 448-459.
- Lal, R.  
2004. Carbon sequestration in dryland ecosystems. *Environmental Management* 33: 528-544.
- Lambin, E.F.; Meyfroidt, P.  
2010. Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change. *Land Use Policy* 27: 108-118.
- Luo, G.; Feng, Y.; Zhang, B.; Cheng, W.  
2010. Sustainable land-use patterns for arid lands: A case study in the northern slope areas of the Tianshan Mountains. *Journal of Geographical Sciences* 20: 510-524.
- Martínez-Dueñas, W.  
2010. INRA - Índice Integrado Relativo de Antropización: Propuesta técnica-conceptual y aplicación. *Revista Intropica* 5: 45-54.
- Moreno, C.E.; Halffter, G.  
2000. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology* 37: 149-158.
- Norfolk, O.; Power, A.; Eichhorn, M.P.; Gilbert, F.  
2015. Migratory bird species benefit from traditional agricultural gardens in arid South Sinai. *Journal of Arid Environments* 114: 110-115.
- Oksanen, J.; Guillaume-Blanchet, F.; Friendly, M.; Kindt, R.; Legendre, P.; McGlinn, D.; Minchin, P.R.; O'Hara, R.B.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; Stevens, M.H.H.; Szoecs, E.; 27. Wagner, H.  
2019. Package 'vegan': Community Ecology Package. Paquete R versión 2.5-6. Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>
- Reynolds, J.F.; Stafford-Smith, D.M.; Lambin, E.F.; Turner, B.L.; Mortimore, M.; Simon Batterbury, S.P.J.; Downing, T.E.; Dowlatabadi, H.; Fernández, R.J.; Herrick, J.E.; Huber-Sannwald, E.; Jiang, H.; Leemans, R.; Lynam, T.; Maestre, F.T.; Ayarza, M.; Walker, B.  
2007. Global Desertification: Building a Science for Dryland Development. *Science* 316: 847-851.
- Rodríguez-Estrella, R.  
2007. Land use changes affect distributional patterns of desert birds in the Baja California Peninsula, Mexico. *Diversity and Distributions* 13: 877-889.
- Rottmann, J.  
1972. Algunas aves silvestres de los valles agrícolas inferiores a 1.000 m de altitud en el Departamento de Arica. *IDESIA* 2: 59-63.
- Velázquez, S.; Valderrama, L.H.; Rodríguez, M.T.; Cruz, M.I.  
2019. Anthropization in the coastal zone associated with Mexican mangroves (2005-2015). *Environ Monit Assess* 191: 521.

