



CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY



La avifauna de los charcos temporales en la cuenca de la Laguna de Castillos, Rocha: evaluación ecológica y potencial para el aviturismo



Trabajo final

Estudiante: Eliana Nabón

Manejo de Ecosistemas, Licenciatura en Gestión Ambiental

Centro Universitario Regional del Este - Universidad de la República

Orientadora: Dra. Matilde Alfaro

Co-orientadora: Dra. Ana Borthagaray

Departamento de Ecología y Gestión Ambiental, CURE- Udelar

Maldonado, Uruguay

2025

Resumen

Los charcos temporales son ecosistemas que albergan una gran biodiversidad. No obstante, a pesar de su alta productividad natural y sus múltiples funciones ecosistémicas, estos sistemas son frecuentemente vistos como tierras improductivas, que pueden ser drenadas y convertidas para otros usos de la tierra. Diversas especies dependen de los humedales en alguna etapa de su ciclo de vida. Dentro de los vertebrados se destacan las aves por presentar una enorme diversidad de especies, tanto residentes como migratorias. El presente estudio tuvo como objetivo evaluar el uso del sistema de charcos temporales por el ensamble de aves en la cuenca de la Laguna de Castillos, Rocha, y su potencial para el aviturismo. Entre agosto de 2021 y junio de 2022, mediante 20 cámaras trampa activas en 17 charcos temporales se registraron 68 especies y 11.468 individuos. Se evaluó el efecto de variables ambientales locales (área, profundidad, heterogeneidad, hidroperiodo) y métricas de centralidad (grado, intermediación y cercanía) sobre la riqueza, abundancia y atributos morfológicos de las aves, así como la estructura y roles topológicos que emergen de la interacción aves–charcos. Los modelos indicaron que la riqueza estuvo determinada por el área de los charcos, mientras que la abundancia estuvo determinada por la centralidad. La masa corporal, la longitud del pico y la longitud del tarso de las aves se relacionaron con métricas de centralidad de los charcos. La modularidad de la red aves–charcos no fue estadísticamente significativa. Sin embargo, se observó una estructura espacial compuesta por seis grupos similares a módulos. La composición de cada módulo agrupó a un conjunto específico de especies de aves, con asociaciones particulares según su hábitat y grupo trófico. La red mostró una estructura significativamente anidada, un patrón de interacciones en el que las aves y los charcos menos conectados se asocian solo con un subconjunto de aves y charcos más conectados. La mayoría de las aves y charcos tuvieron un rol periférico, algunos fueron conectores con otros módulos y otros charcos fueron conectores intra e intermódulos. Los resultados destacan la importancia de conservar los charcos temporales, ya que estos funcionan como núcleos de diversidad de aves, incluyendo especies prioritarias. Además, ofrecen oportunidades para el desarrollo de iniciativas de aviturismo. La conservación del paisaje de charcos tanto los de mayor tamaño, así como los de menor tamaño, mantienen la conectividad ecológica, por lo cual es esencial para sostener la diversidad de aves y preservar los procesos ecológicos en estos sistemas. Asimismo, el valor de estos ambientes para el aviturismo subraya la oportunidad de promover estrategias de manejo que integren la conservación de la biodiversidad y uso público responsable, fortaleciendo el reconocimiento social de los charcos temporales como ecosistemas prioritarios a conservar.

Palabras clave: charcos temporales, aves, redes ecológicas, conectividad, conservación, aviturismo.

Abstract

Temporary ponds are ecosystems that harbor a high level of biodiversity. However, despite their high natural productivity and multiple ecosystem functions, these systems are frequently viewed as unproductive land that can be drained and converted to other land uses. Various species depend on wetlands at some stage of their life cycle. Among vertebrates, birds stand out for their enormous diversity of species, both resident and migratory. This study aimed to evaluate the use of the temporary pond system by bird assemblages in the Laguna de Castillos basin, Rocha, and its potential for birdwatching tourism. Between August 2021 and June 2022, 68 species and 11,468 individuals were recorded using 20 active camera traps in 17 temporary ponds. The effect of local environmental variables (area, depth, heterogeneity, hydroperiod) and centrality metrics (degree, betweenness, and closeness) on bird richness, abundance, and morphological attributes was evaluated, as well as the topological structure and roles emerging from the bird-pond interaction. The models indicated that richness was determined by pond area, while abundance was determined by centrality. Bird body mass, bill length, and tarsus length were related to pond centrality metrics. The modularity of the bird-pond network was not statistically significant. However, a spatial structure composed of six groups resembling modules was observed. The composition of each module grouped a specific set of bird species, with particular associations according to their habitat and trophic group. The network showed a significantly nested structure, a pattern of interactions in which less connected birds and ponds are associated only with a subset of more connected birds and ponds. Most of the birds and ponds played a peripheral role; some served as connectors to other modules, while others acted as intra- and inter-module connectors. The results highlight the importance of conserving temporary ponds, as these function as nuclei of bird diversity, including priority species. Furthermore, they offer opportunities for developing birdwatching tourism initiatives. Conserving the pond landscape, both large and small, maintains ecological connectivity, which is essential for sustaining bird diversity and preserving ecological processes in these systems. Likewise, the value of these environments for birdwatching underscores the opportunity to promote management strategies that integrate biodiversity conservation and responsible public use, strengthening the social recognition of temporary ponds as priority ecosystems to be conserved.

Keywords: temporary ponds, birds, ecological networks, connectivity, conservation, birdwatching.

Índice

RESUMEN	2
ABSTRACT	3
1. INTRODUCCIÓN Y/O JUSTIFICACIÓN DEL TEMA	6
2. OBJETIVOS	8
OBJETIVO GENERAL:	8
OBJETIVOS ESPECÍFICOS:.....	8
3. MATERIALES Y MÉTODOS	8
3.1 ÁREA DE ESTUDIO.....	8
3.2 REGISTRO DE AVES	10
3.3 CARACTERIZACIÓN DEL ENSAMBLE DE AVES (OBJETIVO ESPECÍFICO 1)	11
3.4 DETERMINANTES LOCALES Y CONECTIVIDAD DEL ENSAMBLE DE AVES (OBJETIVO ESPECÍFICO 2).....	11
3.5 RED BIPARTITA DE AVES Y CHARCOS (OBJETIVO ESPECÍFICO 3).....	13
3.6 ROLES TOPOLÓGICOS DE AVES Y CHARCOS (OBJETIVO ESPECÍFICO 4)	14
4. RESULTADOS	14
4.1 COMUNIDAD DE AVES EN LOS CHARCOS TEMPORALES	14
4.1.1: Descripción de la comunidad de aves	14
4.1.2 Esfuerzo de muestreo de las cámaras trampa en los charcos temporales	16
4.2 VARIABLES AMBIENTALES Y MÉTRICAS DE CONECTIVIDAD COMO DETERMINANTES DE LA RIQUEZA, ABUNDANCIA Y ATRIBUTOS DE LAS ESPECIES DE AVES.....	17
4.2.1 Variables determinantes de la riqueza de especies (registrada en 110 días).....	18
4.2.2 Variables determinantes de la abundancia de especies (registrada en 110 días)	19
4.2.3 Análisis de los determinantes locales y conectividad sobre los atributos morfológicos de las aves	20
4.3 ANÁLISIS DE LA RED BIPARTITA AVES-CHARCOS.....	27
4.4 ANÁLISIS DE ROLES TOPOLÓGICOS Y ATRIBUTOS DE LAS ESPECIES EN LA RED AVES-CHARCOS	32
4.4.1 Clasificación en roles topológicos de los nodos de la red aves-charcos.	32
4.4.2 Atributos de las aves según su pertenencia modular	34
5. DISCUSIÓN	36
5.1 DETERMINANTES DE LA RIQUEZA, ABUNDANCIA Y ATRIBUTOS DE LAS ESPECIES DE AVES	36
5.2 RED BIPARTITA AVES-CHARCOS.....	39
5.3 CLASIFICACIÓN DE ROLES DE LOS NODOS.....	41
6. RECOMENDACIONES (OBJETIVO ESPECÍFICO 5)	43
6.1 APORTES Y RECOMENDACIONES PARA LA GESTIÓN AMBIENTAL	43
6.2 MEDIDAS PARA LA GESTIÓN DEL DESARROLLO DEL AVITURISMO EN LOS CHARCOS TEMPORALES.....	44
6.3 RECOMENDACIONES PARA CIRCUITOS DE AVITURISMO BASADOS EN LOS MÓDULOS DE LOS CHARCOS.....	46
Aves de pastizal y rapaces	46
Aves de humedales y acuáticas	46
Aves de ambientes antropizados.....	47
Aves de hábitats mixtos	47
Especies a menazadas y de interés para la conservación	47
7. BIBLIOGRAFÍA	48
8. ANEXOS	56
OBJETIVO ESPECÍFICO 1.....	56
Tabla A: Lista de aves registradas en los charcos temporales	56
Tabla B: Abundancia y porcentaje total de aves y su presencia en charcos	57

<i>Tabla C: Abundancia de aves por charco</i>	59
<i>Tabla D: Atributos morfológicos de las aves (Tobias et al. 2022)</i>	61
<i>Figura A: Matriz de correlación de los atributos morfológicos de las aves.</i>	62
OBJETIVO ESPECÍFICO 2.....	63
<i>Figura B: Matriz de correlación entre variables predictoras.</i>	63
<i>Figura C. Distribución de las variables ambientales y métricas de centralidad por charco.</i>	64
OBJETIVO ESPECÍFICO 3.....	65
<i>Tabla E. Valores de las métricas de conectividad (z) y coeficiente de participación (c) y el rol topológico de los nodos de la red aves–charcos.</i>	65
IMÁGENES DESTACADAS.....	67

1. Introducción y/o Justificación del tema

La observación de fauna silvestre como recurso turístico es, quizá, la actividad que mayor auge ha tenido durante los últimos años y se está transformando en uno de los principales ejes de desarrollo para muchos países (Rivera 2007). Uno de los segmentos que ha crecido especialmente, y en el cual Uruguay posee recursos para su potenciación, es el turismo de observación de aves, conocido como aviturismo u orniturismo, que es un sector especializado dentro del ecoturismo (Cajas Bravo et al. 2021). El aviturismo implica el desplazamiento hacia un destino específico con el interés de observar la avifauna local en su entorno natural, promover su protección y conservación, así como también la conservación de los ecosistemas donde habitan (Rivera 2007; Cajas-Bravo et al. 2021). Esta observación suele llevarse a cabo en un área natural específica, con binoculares, telescopios o cámaras, y en muchos casos se registra en una lista el conteo de las especies observadas (Rivera 2007; Cajas-Bravo et al. 2021). El aviturismo es una actividad turística que genera ingresos económicos para las comunidades locales, brinda oportunidades de investigación científica, y promueve la educación y conciencia ambiental (Rivera 2007; Cajas-Bravo et al. 2021).

En Uruguay, existen diversas empresas y emprendimientos dedicados a los tours de observación de aves, lo que indica una demanda no solo local, sino también internacional, para esta modalidad turística. Nuestro país posee una importante diversidad de aves, con más de 470 especies aproximadamente entre residentes y migratorias (Raffo et al. 2009; Azpiroz 2021). Esto representa alrededor de un 5% de la diversidad global de aves, considerando que en el mundo existen unas 10,000 especies de aves (Raffo et al. 2009; Azpiroz 2021). Aunque es menor que en otros países de la región, en términos relativos (número de especies por superficie territorial) es uno de los países más ricos en aves en América del Sur (Cracco et al. 2005; Raffo et al. 2009). Alrededor de un tercio de la avifauna de Uruguay es migratoria, incluyendo las que migran del sur así como las que migran del norte y la región, cada una con sus características particulares (Azpiroz 2021). Respecto a las aves acuáticas, presentes principalmente en zonas de humedales costeros y/o marinos del Uruguay, la riqueza alcanza más de 200 especies (Azpiroz 2003; Viana-Maturro 2009).

Dentro de los ecosistemas naturales más destacados para realizar aviturismo encontramos los humedales; la abundancia de aves acuáticas y su fácil observación hacen de estos ambientes un destino ideal para los amantes de la ornitología. En Uruguay, a lo largo de la costa atlántica se extiende la Reserva de Biosfera “Bañados del Este” de la UNESCO, ubicada en los departamentos de Cerro Largo, Maldonado, Rocha y Treinta y Tres. Esta reserva comprende un conjunto de lagunas que incluyen a la Laguna Merín, Laguna Negra, Laguna de Castillos, Laguna de Rocha y Laguna Garzón (Álvarez y De Souza 1997; Ramsar 2016; Barreneche y Zarucki 2017). Los Bañados del Este albergan una gran variedad de especies de aves (75% de las aves del Uruguay), principalmente

acuáticas y migratorias (PROBIDES 1999; Alfaro 2017). La diversidad y abundancia de aves de estos ambientes varía según la temporada y el régimen de precipitaciones (Alfaro y Clara 2007; Borges et al. 2019).

Dentro de estos ecosistemas de humedales, los charcos temporales son de suma importancia y han sido reconocidos por su capacidad para albergar una alta biodiversidad, a menudo poco estudiada (Illarze et al. 2021; Bartrons et al. 2025), que incluye, entre otros grupos, a las aves. Estos son cuerpos de agua dulce efímeros que presentan un hidropereodo particular, alternando entre estados activos, durante las estaciones lluviosas, y estados secos (Illarze et al. 2021; Bartrons et al. 2025). A pesar de su tamaño reducido, estos cuerpos de agua contienen una heterogeneidad de hábitats que a menudo presentan una mayor diversidad que los cuerpos de agua dulce más grandes y permanentes, y son vitales para la dispersión y el ciclo de vida de muchas especies (Dixneuf et al. 2021; Illarze et al. 2021). También son refugios importantes en paisajes urbanos y agrícolas, proporcionando hábitats esenciales para especies raras y amenazadas a nivel nacional e internacional (Davies et al. 2008; Chester y Robson 2013; Azpiroz et al. 2017; Illarze et al. 2021). Es importante destacar que se han reportado especies de aves incluidas en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN en estos sistemas y sus márgenes semi-acuáticos (Azpiroz 2000; Liguori-Rechain 2011; Azpiroz et al. 2017). Sin embargo, los charcos temporales no han sido considerados como potenciales sistemas para la práctica de aviturismo, según la literatura consultada.

Este trabajo se propone estudiar el ensamble de aves que habitan o frecuentan un sistema de charcos temporales ubicados en la cuenca de la Laguna de Castillos, en el departamento de Rocha. Para ello, a través de un muestreo basado en cámaras trampa se realizará una descripción en términos de riqueza y abundancia de aves. Se construirá una red bipartita de aves-charcos. Las redes bipartitas, representan las conexiones entre dos grupos diferentes de entidades llamados nodos, como plantas y polinizadores, plantas y dispersores de semillas, hospedadores y parásitos, y en el caso de este estudio, aves y charcos temporales (Martín González et al. 2020). Las conexiones tienen lugar, sólo entre los grupos diferentes de nodos. Luego se evaluará su estructura a partir de la estimación de dos métricas de redes: la modularidad y el anidamiento. Estas métricas han sido históricamente relacionadas con la estabilidad de los ecosistemas (Bascompte et al. 2003; Fortuna et al. 2010), y nos permitirán avanzar en la comprensión del uso espacial que hace el ensamble de aves del paisaje de charcos temporales. Una estructura modular, implica la identificación de subgrupos de nodos (módulos) que interactúan más entre sí que con nodos fuera de su módulo (Newman 2006; Olesen et al. 2007; Fortuna et al. 2010). En nuestro sistema implica la identificación de grupos de aves que utilizan un mismo conjunto de charcos. Por otro lado, una estructura anidada implica que los charcos con menor riqueza son una submuestra de los charcos con mayor riqueza, por ejemplo las especies presentes en un único charco son una submuestra de especies con

distribución más generalizada presentes en todos los charcos. Por tanto, se determinará la ocurrencia o no de una estructura modular y/o anidada para la red bipartita de aves-charcos. Finalmente, a partir de la red bipartita se avanzará en la importancia de ciertas aves y charcos en la estructura de la red. Para ello se estimará el rol topológico de los charcos y aves en base a la membresía estimada en el análisis de modularidad (pertenencia o no a un módulo) (Olessen et al. 2007; Borthagaray et al. 2014). En un contexto de potencial aviturismo, avanzar en la comprensión de la estructura de la red bipartita así como en la identificación de los roles de las aves y charcos, representa un primer paso hacia una gestión sustentada en evidencia científica.

2. Objetivos

Objetivo general:

Evaluar el uso del sistema de charcos temporales por el ensamble de aves en la cuenca de la Laguna de Castillos, en el departamento de Rocha, y su potencial para el aviturismo.

Objetivos específicos:

1. Caracterizar el ensamble de aves de los charcos temporales en términos de riqueza, abundancia (frecuencia de ocurrencia) y atributos.
2. Evaluar el rol de los filtros ambientales de los charcos y su ubicación espacial en el paisaje (conectividad) como determinantes de la riqueza, abundancia (frecuencia de ocurrencia) y atributos de las especies de aves.
3. Construir la red bipartita de aves y charcos, y determinar su estructura a través de la estimación de la modularidad y el anidamiento.
4. Estimar el rol de las aves y los charcos en la estructura de la red, y evaluar la asociación de dichos roles con los atributos de las especies.
5. Formular recomendaciones para promover el aviturismo en el área de estudio, teniendo en cuenta la vulnerabilidad del ambiente y de las especies involucradas.

3. Materiales y Métodos

3.1 Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en un sistema de charcos temporales localizados en dos establecimientos privados "Barra Grande" y "El Gurí", ubicados en la cuenca de la Laguna de Castillos, en el kilómetro 249 de la ruta 9, departamento de Rocha (Figura 1). En estos establecimientos, junto con la práctica

de la ganadería extensiva, también se desarrollan actividades turísticas vinculadas al agroturismo, el ecoturismo y la observación de aves (aviturismo). El área también ha sido objeto de investigación científica desde el año 2005, donde se han llevado a cabo diversos estudios en ecología, monitoreando la diversidad de vegetación, invertebrados y vertebrados (Borthagaray et al. 2015a; Rodríguez-Tricot y Arim 2019; Illarze et al. 2021, 2024; Arim et al. 2023).

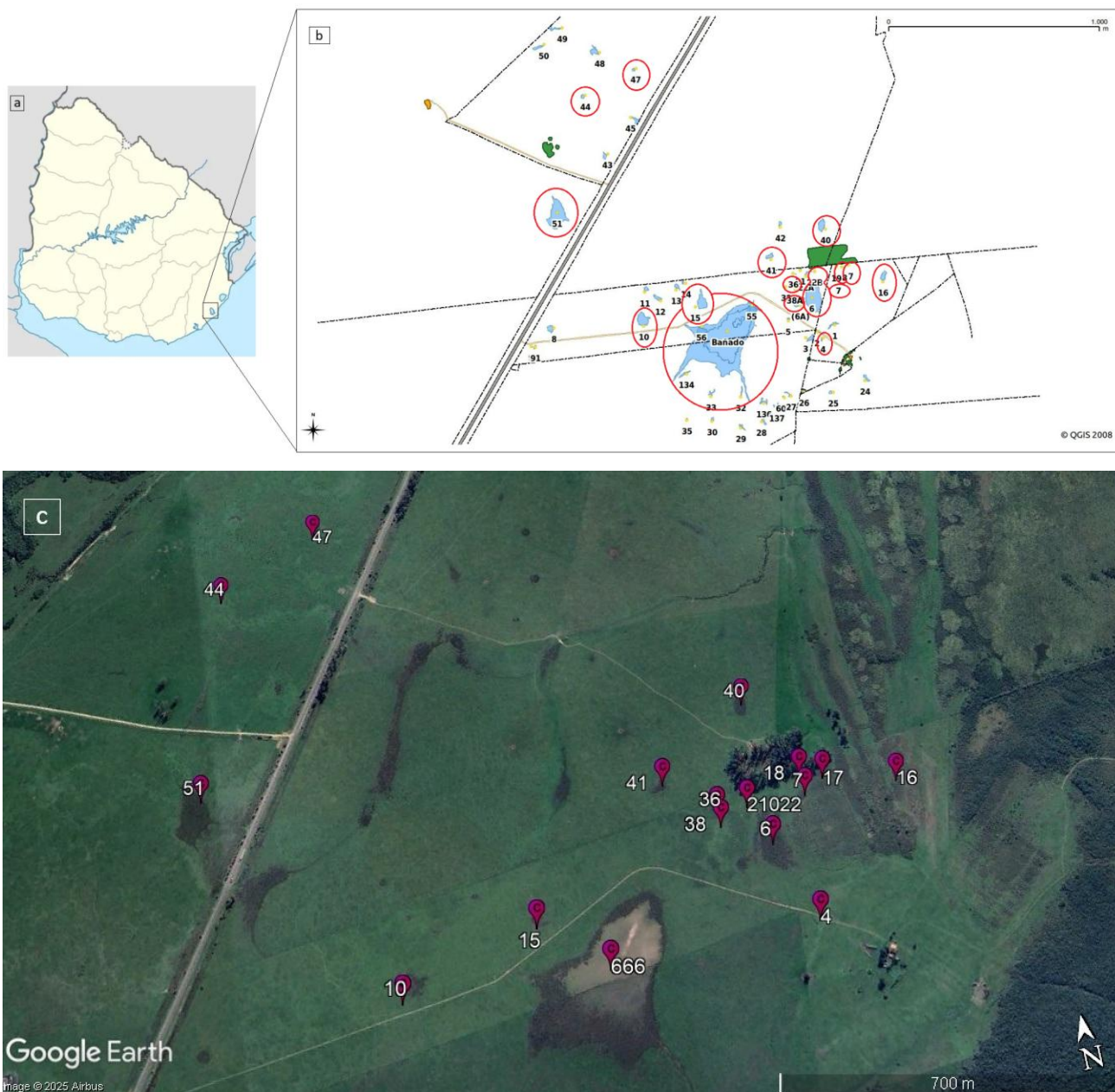


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio: a- Ubicación del área de charcos temporales en la costa norte de Laguna de Castillos del departamento de Rocha, Uruguay. b- Mapa del área de estudio que muestra la distribución de los charcos temporales que conforman el sistema. Los charcos se representan en color celeste junto con su número identificador, se destacan con contorno en rojo los 17 charcos que finalmente fueron estudiados (ver resultados). Se observan variaciones en su forma y tamaño. En color verde se destacan las formaciones de bosque de abrigo de *Eucalyptus sp.*, mientras que las líneas punteadas indican la ubicación

de los alambrados y la línea gris representa la ruta 9. c- Imagen satelital del área donde se identifican con marcadores y respectivos identificadores numéricos los 17 charcos estudiados.

El sistema consiste en un total de 61 charcos que se encuentran en leves depresiones en el suelo sobre una pradera inundable. En su conjunto los charcos presentan una alta variabilidad en tamaño, gradiente de área de cinco órdenes de magnitud (desde uno a 25000 m²), en profundidad, con una profundidad media de 24 cm y características abióticas (Liguori-Rechain 2011; Rodriguez-Tricot y Arim 2019). Durante la estación lluviosa pueden llegar a conectarse, favoreciendo el movimiento de organismos entre ellos (Pinelli 2016). El sistema alberga una alta diversidad de peces, anfibios, invertebrados y plantas, generando un importante gradiente de riqueza en el sistema (Borthagaray et al. 2015a; Pinelli 2016; Illarze et al. 2021; Arim et al. 2023). La vegetación dominante corresponde a especies herbáceas de porte bajo, principalmente gramíneas de pradera como *Cynodon dactylon*, *Paspalum spp.* y *Panicum spp.*, así como especies acuáticas como *Ludwigia peploides*, *Myriophyllum aquaticum* y *Azolla filiculoides* (Pinelli 2016; Arim et al. 2023).

3.2 Registro de aves

Los datos utilizados fueron obtenidos mediante la instalación de 53 cámaras trampa con sensor de movimiento en 42 charcos (Figura 1), ubicadas entre dos y cuatro metros de altura en postes de madera del alambrado, árboles o columnas de alta tensión dentro del área de estudio. La configuración y colocación de las cámaras trampa se basaron en los criterios establecidos por Zhu et al. (2021 y 2022). Los charcos donde fueron colocadas las cámaras, representan un gradiente de tamaño y profundidad, y se encuentran espacialmente distribuidos a lo largo del paisaje. Las cámaras trampa estuvieron colocadas entre agosto de 2021 y junio de 2022 y fueron programadas para funcionar las 24 horas del día y tomar tres fotografías por cada detección de movimiento. Fueron revisadas aproximadamente cada dos meses para el cambio de baterías y tarjetas de memoria.

Se cuantificaron los días en los cuales las cámaras trampa permanecieron activas, y el número de capturas (fotografías) de aves de cada sitio, con la finalidad de determinar el esfuerzo de muestreo (Silva-Rodríguez et al. 2025). Las imágenes fueron clasificadas manualmente para identificar eventos con presencia de aves. Para el análisis de los datos se seleccionaron las capturas efectivas, es decir, aquellas en las cuales fue posible identificar a la especie registrada (los registros fotográficos en los que no fue posible identificar la especie, ya sea por baja calidad de imagen o lejanía, fueron excluidos del análisis) y se tomó la cantidad de registros de cada una como proxy de medida de abundancia (frecuencia de ocurrencia). Cada registro se consideró como independiente luego de transcurridos 30 minutos entre registros de la misma especie (Peral et al. 2022).

Para la identificación de las aves se utilizó la Guía fotográfica de Aves (Azpiroz 2012) y la aplicación Merlin Bird ID de Cornell Lab. A partir de los registros fotográficos, se generó la base de datos de la ocurrencia de cada individuo de especies de aves en cada charco, con la cual se construyó la matriz de aves x charcos, donde en cada celda se encuentra la abundancia de cierta especie de ave en un cierto charco.

3.3 Caracterización del ensamble de aves (objetivo específico 1)

Se estimó la riqueza y la abundancia de aves para cada uno de los charcos. Adicionalmente, se estimó la riqueza esperada bajo diferentes niveles de esfuerzo temporal. Para lo mismo se realizaron curvas de rarefacción para evaluar el esfuerzo de muestreo en términos de la riqueza de especies detectadas en función del número de días muestreados, utilizando el paquete iNEXT del programa R (Hsieh et al. 2016). Este análisis, además, permitió comparar la efectividad del muestreo entre charcos. La abundancia se estimó como la frecuencia de ocurrencia de cada especie en los registros fotográficos, considerando un intervalo mínimo de 30 minutos entre detecciones para evitar contabilizar múltiples fotos del mismo individuo. Esta medida no representa una estimación poblacional directa, sino una medida relativa de actividad o uso del charco.

En base a bibliografía se determinaron atributos morfológicos de las especies de aves presentes en el sistema. Específicamente se utilizaron: a) masa corporal (Body Mass) medida en gramos (g); b) longitud del pico (Beak Length – Culmen), medida desde la base superior hasta la punta del pico, expresada en milímetros (mm); c) longitud del tarso (Tarsus Length), se refiere a la medida del metatarso, expresada en milímetros (mm), que se mide externamente desde la articulación intertarsiana, en la parte superior del tarso, hasta el borde inferior de la última escama indivisa, en el punto donde comienza la primera falange; y d) índice mano-ala (Hand-Wing Index, HWI), es una medida morfológica que se utiliza como un indicador indirecto de la capacidad de vuelo y de dispersión de un ave (Tobias et al. 2022). El HWI, está relacionado con la forma del ala, en particular con qué tan puntiaguda es, lo cual influye en la eficiencia del vuelo a larga distancia (Subasinghe et al. 2021; Tobias et al. 2022). A partir de esta información se estimó la media ponderada de estos atributos por la abundancia de cada especie en cada charco. Adicionalmente, se registraron atributos funcionales como tipo de hábitat principal y grupo trófico (Tobias et al. 2022). Con esta información se construyó una matriz de atributos morfológicos y funcionales para las especies de aves de este sistema de charcos temporales.

3.4 Determinantes locales y conectividad del ensamble de aves (objetivo específico 2)

Se evaluó el rol de los determinantes locales y conectividad de los charcos sobre la riqueza observada en los charcos que tuvieron un esfuerzo de muestreo entre 70 y 110 días (N=110 días; n = 11 charcos), abundancia y media ponderada de los atributos morfológicos del ensamble de aves.

Los **determinantes locales** de los charcos utilizados fueron: área, logaritmo del área, volumen, heterogeneidad (representada en este estudio como la densidad de montículos de tierra que sobresalen de la superficie del agua), hidroperiodo y profundidad media (ver: Ródriguez-Tricot y Arim 2019, y Arim et al. 2023). Asimismo, se caracterizó **la conectividad** de los charcos mediante tres métricas de centralidad: grado, intermediación y cercanía. Estas métricas permiten caracterizar la posición geográfica de cada charco en el paisaje en relación a los otros charcos (Urban y Keitt 2001). Típicamente esto es estimado a partir de un grafo que representa la red metacomunitaria de charcos, donde los nodos corresponden a los charcos, y las conexiones representan el potencial flujo de individuos de las distintas especies, en este caso de aves, entre ellos. Este grafo fue generado a partir de la distancia de percolación, i.e.: la distancia mínima posible que garantiza que todos los nodos de la red estén conectados en un único elemento (Borthagaray et al. 2015b). Brevemente, la centralidad de grado (DC) es una medida local que cuantifica el número de conexiones directas que tiene un nodo (es decir, el número de vecinos de un charco) (Newman 2018). Representa el nivel de actividad o visibilidad de un nodo, y se interpreta como el riesgo inmediato o la probabilidad de recibir cualquier cosa que fluya por la red, como información o recursos (Koschützki y Schreiber 2008; Parau et al. 2017; Zhang y Luo 2017). La centralidad de intermediación (BC) evalúa cuántas veces un nodo actúa como puente en las rutas más cortas entre pares de nodos (Newman 2018). Un nodo con alta intermediación tiene potencial para controlar el flujo de información o conectividad entre otros nodos, y su eliminación puede fragmentar la red (Koschützki y Schreiber 2008; Parau et al. 2017; Zhang y Luo 2017). La centralidad de cercanía (CC) mide cuán cerca está un nodo del resto de los nodos en la red, en términos de la longitud promedio de los caminos más cortos (Newman 2018). Los nodos con alta cercanía pueden difundir información de manera más rápida o eficiente (Koschützki y Schreiber 2008; Parau et al. 2017; Zhang y Luo 2017). En este trabajo, tanto las variables locales de los charcos, así como las métricas de conectividad fueron tomadas de bases de datos generadas en trabajos previos en el sistema (Borthagaray et al. 2015a; Arim et al. 2023; Illarze et al. 2024).

Se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM) junto con una rutina de selección de modelos para determinar el rol de los determinantes locales y la conectividad de los charcos sobre la riqueza, abundancia y atributos morfológicos de las aves (variables de respuesta). Como predictores se consideraron las variables locales y de conectividad descriptas anteriormente, incorporando también sus términos cuadráticos. Se realizó una exploración completa de posibles modelos incluyendo todas las variables predictoras y sus términos cuadráticos, con un número máximo hasta dos variables predictoras. La selección del mejor modelo se basó en el criterio de información de Akaike (AIC), dónde son seleccionados los modelos con menor AIC y diferencias de dos unidades en relación a los modelos alternativos.

3.5 Red bipartita de aves y charcos (objetivo específico 3)

Con el objetivo de evaluar cómo las especies de aves se distribuyen y se asocian espacialmente con los charcos temporales del sistema, se construyó y analizó una red bipartita que representa las ocurrencias (abundancias) de las especies de aves en los charcos. Para caracterizar la estructura de esta red, se estimó, la modularidad y el anidamiento utilizando la matriz de interacción binaria (presencia/ausencia).

La modularidad de la red se estimó mediante el algoritmo de agrupamiento de Louvain (Blondel et al. 2008) implementado en el paquete *igraph* del R (Csardi y Nepusz 2006). Esto permite identificar grupos de charcos y aves más conectados entre sí que con el resto de las aves y los charcos del sistema. Su fundamento radica en determinar las densidades de conexiones dentro y fuera de cada grupo y comparándolas con la densidad general que tendría si la red fuera aleatoria (Newman y Girvan 2004; Palacio Niño 2020). Estos agrupamientos se denominan módulos. El valor de modularidad (Q) puede variar entre -1 y 1. Valores cercanos a 0 indican una estructura poco modular, mientras que valores superiores a 0.3 sugieren una organización en módulos claramente definidos (Newman y Girvan 2004; Palacio Niño 2020). Para evaluar la significancia de la estructura modular observada de la red, se comparó el valor de modularidad observado con valores obtenidos a partir de un modelo nulo. Para ello, se generaron 1000 matrices aleatorias, utilizando el modelo *r2dtable*, mediante la función *nullmodel* del paquete *bipartite* de R (Dormann et al. 2008), que asigna al azar las conexiones manteniendo la distribución de grado de la red. Una red se considera significativamente más modular de lo esperado por azar si el valor observado supera al percentil 95 de la distribución de los valores de modularidad esperados. Posteriormente, se caracterizó la composición de cada módulo en función del tipo de hábitat preferido y del grupo trófico de las especies incluidas.

El grado de anidamiento de la red se calculó utilizando el índice NODF (del inglés: nestedness measure based on overlap and decreasing fills) mediante la función *nested* del paquete *bipartite* en R (Dormann et al. 2008). Esta métrica cuantifica el nivel de anidamiento de las interacciones, evaluando si las especies generalistas tienden a interactuar con un subconjunto de las especies especialistas, proporcionando un valor en una escala de 0 a 100, donde valores altos indican mayor anidamiento (Almeida-Neto et al. 2008). El grado de anidamiento observado se comparó con un modelo nulo, generando 1000 matrices aleatorias, utilizando el modelo *r2dtable*, mediante la función *nullmodel* del paquete *bipartite* de R (Dormann et al. 2008). Una red se considera significativamente más anidada de lo esperado por azar si el valor observado supera al percentil 95 de la distribución de los valores de anidamiento de las matrices nulas. Por el contrario, si el valor de NODF no difiere del esperado por azar ($p > 0.05$), la red no presenta anidamiento significativo (Bascompte et al. 2003).

Para la construcción y visualización de la red bipartita y sus módulos se utilizaron los paquetes del software R: *bipartite*, *igraph*, *ggraph* y *ggplot2*.

3.6 Roles topológicos de aves y charcos (objetivo específico 4)

El análisis de los roles topológicos de los nodos de la red aves-charcos se realizó siguiendo el enfoque propuesto por Guimerà y Amaral (2005) y adaptado a redes ecológicas por Olesen et al. (2007). Este enfoque permite clasificar los nodos en función de su conectividad dentro de su propio módulo y con otros módulos, utilizando dos métricas: el z (within-module degree), que mide el grado de conexión del nodo dentro de su módulo, y el c (participation coefficient), que cuantifica la proporción de conexiones del nodo con nodos pertenecientes a otros módulos.

Los cálculos de z y c para cada nodo de la red bipartita se realizaron en el entorno R utilizando una función personalizada (Borthagaray et al. 2014), basada en funciones del paquete *igraph* como `degree()` y `membership()` (Csardi y Nepusz 2006). A partir de estos valores, los nodos fueron clasificados en cuatro categorías estructurales:

- Periféricos: $z < 2.5$ y $c < 0.62$, nodos con baja conectividad intra e intermodular.
- Conectores: $z < 2.5$ y $c \geq 0.62$, nodos que conectan diferentes módulos.
- Hub de módulo: $z \geq 2.5$ y $c < 0.62$, nodos altamente conectados dentro de su módulo.
- Hub de red: $z \geq 2.5$ y $c \geq 0.62$, nodos con alta conectividad tanto dentro como entre módulos.

Esta clasificación permitió identificar los roles topológicos de cada charco y especie de ave, y evaluar su posible importancia en la estructura de la red ecológica.

4. Resultados

4.1 Comunidad de aves en los charcos temporales

4.1.1: Descripción de la comunidad de aves

Durante el periodo de muestreo 2021-2022, de las 53 cámaras trampa colocadas sólo 20 fueron las que registraron presencia de aves distribuidas en 17 charcos. Las restantes no aportaron datos debido a fallas técnicas, interferencias del ganado o condiciones meteorológicas adversas. Se registraron un total de 11468 individuos en los 17 charcos temporales mediante 20 cámaras trampa. Se identificaron 68 especies de aves, pertenecientes a 30 familias y 15 órdenes (ver anexos: Tabla A). La riqueza de especies por charco varió entre 1 y 50, siendo el charco 666 (charco de mayor área) el que presentó el mayor número de especies (50) y 9942 individuos observados. Esta abundancia representa más del 86% de la abundancia (frecuencia de ocurrencia) total observada del sistema, seguido por el charco 51 con 14 especies y 256 individuos, y por el charco 6 con 13 especies y 126 individuos (ver anexos: Tabla C). En contraste, varios charcos presentaron una riqueza muy

baja (entre una y cuatro especies) y escasa abundancia (Tabla 1). Entre las especies que registraron mayor número de individuos se encuentran el Cuervillo de Cañada (*Plegadis chihi*) (7680), la Gaviota Capucho Café (*Chroicocephalus maculipennis*) (1135), el Tero Común (*Vanellus chilensis*) (495), el Chajá (*Chauna torquata*) (275) y el Gavilán Caracolero (*Rostrhamus sociabilis*) (212). En cuanto a la distribución espacial de las especies en el sistema, el Tordo Común (*Molothrus bonariensis*) se registró en diez charcos, el Cuervillo de Cañada en nueve, el Carancho (*Caracara plancus*) en ocho y la Cigüeña Común (*Ciconia maguari*) en siete. El resto de las especies registraron presencia en seis o menos charcos (ver anexos: Tabla B).

Cabe señalar que, si bien el número total de individuos registrados fue de 11806 y el total de individuos identificados a nivel de especie fue de 11468, los 338 individuos restantes no pudieron ser identificados a qué especie pertenecían, debido a limitaciones de resolución fotográfica de las cámaras trampa. Dentro de estos registros no identificables, 42 pudieron ser asignados a la familia *Anatidae* (Patos) y 36 a la familia *Hirundinidae* (Golondrinas).

Se observaron patrones de composición específicos por charco, con ciertas especies registradas exclusivamente en un solo charco (ver: Tabla 1; Figura 2).

Tabla 1: Resumen del set de datos proporcionado por las cámaras trampa en cada charco. El “-”, son los charcos cuya riqueza no fue extrapolada por presentar un número inferior a los 70 días de muestreo.

ID Charco	Riqueza Observada total	Abundancia	N° Días total	N° Días con eventos de detección	N° Fotos Total	N° Fotos con eventos de detección	Riqueza en 110 días
4	1	1	110	1	896	4	1
6	13	126	110	45	3119	74	13
7	8	27	110	14	2575	19	8
10	2	46	8	3	974	4	-
15	9	639	11	10	8696	69	-
16	1	6	110	4	2501	4	1
17	1	1	98	1	324	1	1
18	2	5	16	4	4349	4	-
36	7	17	110	11	2972	12	7
38	10	46	110	25	3526	32	10
40	11	22	74	19	5540	22	11
41	5	84	110	24	1637	47	5
44	9	229	110	20	3291	24	9
47	6	13	64	10	2315	12	-
51	14	256	110	56	2488	87	14
666	50	9942	288	230	37844	1745	31
21022	4	8	31	4	511	6	-

Los atributos morfológicos de las aves considerados en este estudio fueron la masa corporal, la longitud del pico, la longitud del tarso y el índice mano-ala. Las especies de aves registradas en el sistema de charcos presentaron una amplia variación en sus atributos morfológicos. Específicamente, el rango de masa corporal de las especies varió entre 23000 g del Ñandú (*Rhea americana*) y 7,8 g del Sietecolores de Laguna (*Tachuris rubrigastra*); la longitud del pico medida desde el culmen entre 248,5 mm de la Cigüeña Común y 8,6 mm de la Golondrina Azul Chica (*Pygochelidon cyanoleuca*); la longitud del tarso entre 308 mm del Ñandú y 10,1 mm de la Golondrina Azul Chica y el índice mano-ala (HWI) entre 55,1 de la Gaviota Capucho Café y 0,1 del Ñandú (ver anexos: Tabla D). Cabe destacar, que la longitud del tarso y el índice mano-ala estuvieron positiva ($r_p=0,91$; $p\text{-valor}<0.05$) y negativamente ($r_p=-0,62$; $p\text{-valor}<0.05$) correlacionados con la masa corporal, respectivamente, mientras que la longitud del tarso y la longitud del pico mostraron una correlación positiva ($r_p=0,67$; $p\text{-valor}<0.05$) para las aves estudiadas (ver anexos: Figura A).

4.1.2 Esfuerzo de muestreo de las cámaras trampa en los charcos temporales

Las 20 cámaras trampa efectivas se distribuyeron en los 17 charcos temporales. En el charco 666 se obtuvo información de tres cámaras y en el charco 44 de dos cámaras, los demás charcos contaron con una cámara cada uno. Entre las cámaras efectivas, dos registraron 288 días de muestreo (ambas colocadas dentro del charco 666; cámaras 57 y 82), nueve cámaras registraron 110 días de muestreo (charcos 4, 6, 7, 16, 36, 38, 41, 44 y 51) (Figura 2), mientras que la cámara con menor esfuerzo de muestreo registró solo ocho días (charco 10) (Tabla 1).

Para los análisis comparativos se consideraron únicamente los charcos que alcanzaron un esfuerzo de muestreo cercano o igual a 110 días ($n = 11$ charcos), con el fin de estandarizar la riqueza y la abundancia de especies entre los sitios. Se incluyeron las cámaras con 110 días de registro y aquellas con esfuerzos próximos (cámaras 17 y 40, con 98 y 74 días respectivamente), dado que presentaron registros representativos y comparables con los demás charcos. En el caso del charco 666, que contó con un período total de 288 días y 3 cámaras trampa, inicialmente se consideraron únicamente los primeros 110 días de muestreo de una cámara para mantener la consistencia temporal con el resto de los charcos. Sin embargo, en los análisis posteriores de selección de modelos para riqueza y abundancia, este charco fue excluido debido a que su elevada cantidad de especies y abundancia relativa generaban un sesgo en los resultados, afectando la comparación con los demás charcos. Esta estandarización permitió calcular la riqueza (R110) y la abundancia acumulada (A110) de especies bajo un mismo esfuerzo de observación (Figura 2).

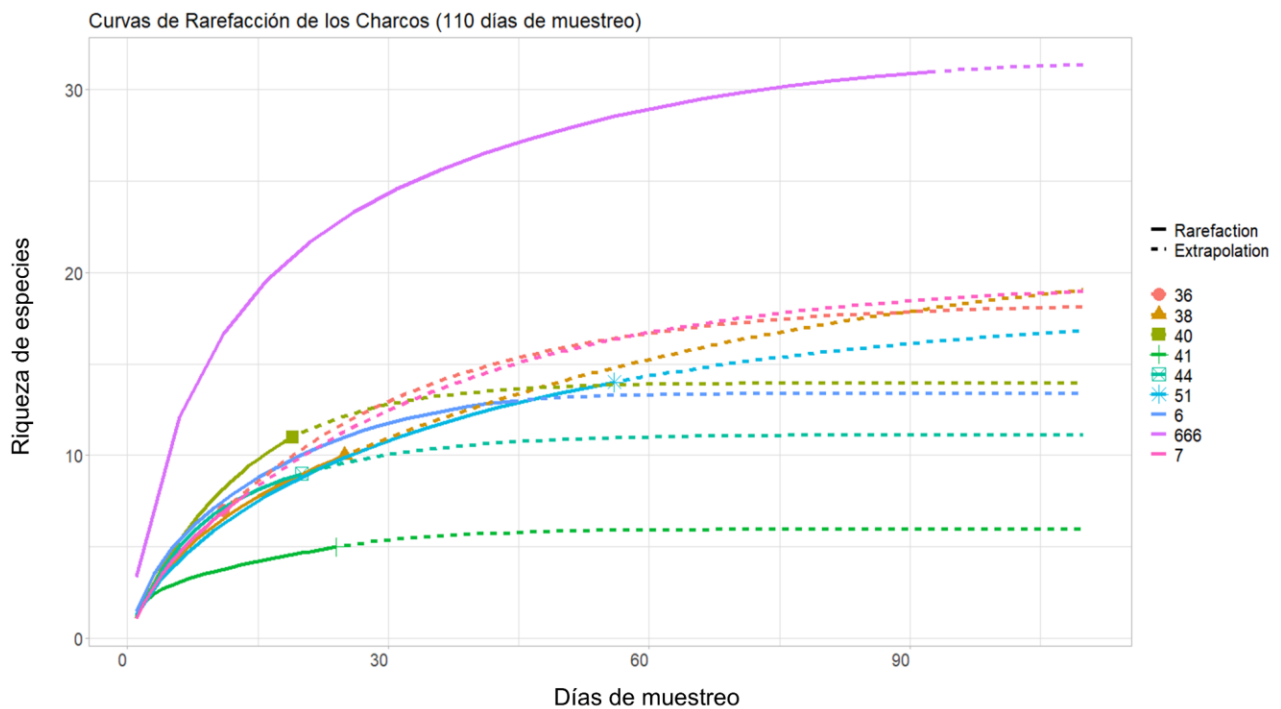


Figura 2. Curvas de rarefacción y extrapolación de la riqueza de aves en charcos temporales muestreados durante 110 días. Las líneas continuas representan la riqueza observada y las líneas punteadas la riqueza extrapolada a los 110 días. El charco 666 se acotó a 110 días para facilitar la comparación, y los charcos 4, 16 y 17 no se incluyeron por registrar solo una especie.

En lo que respecta al número de fotos capturadas, se obtuvo un total de 83.558 fotos, distribuidas entre los 17 charcos. De estas, 2.163 fotos (2,6%) corresponden a registros con presencia de aves (eventos de detección). La cantidad de fotos capturadas por charco varió entre 324 y 37.844 fotos. El charco 666 concentró también el mayor número de registros con presencia de aves, con 1.745 eventos de detección, lo que representa más del 80% de todas las detecciones del sistema, seguido por el charco 51 con 87 registros, el charco 6 con 74, el charco 15 con 69 y el charco 41 con 47. Varios charcos presentaron una baja proporción de detecciones, incluso contando con un número elevado de fotos (Tabla 1).

4.2 Variables ambientales y métricas de conectividad como determinantes de la riqueza, abundancia y atributos de las especies de aves

Se evaluó la colinealidad entre las variables ambientales predictoras mediante un análisis de correlaciones. Se detectó una alta correlación entre área y volumen ($r_p = 0.99$; $p\text{-valor} < 0.05$), así como una correlación moderada-alta entre área y profundidad media ($r_p = 0.69$; $p\text{-valor} < 0.05$). También se detectó una alta correlación entre las métricas de centralidad de grado y de cercanía ($r_p = 0.84$; $p\text{-valor} < 0.05$). Estas relaciones fueron consideradas en la selección de variables para los

modelos, evitando incluir simultáneamente predictores fuertemente correlacionados (ver anexo: Figura B y Figura C).

Cabe aclarar, que en todos los gráficos presentados a continuación, se indica la membresía de los charcos estimada a partir del análisis de modularidad (ver resultados en sección 4.3 Análisis de la red bipartita aves-charcos).

4.2.1 Variables determinantes de la riqueza de especies (registrada en 110 días)

Se observó una relación positiva y lineal entre el área del charco y la riqueza de especies. La selección del mejor modelo mediante AIC identificó el área como el único predictor relevante de la riqueza de especies ($R^2 = 0.4126$) (Tabla 2). La diferencia de AIC entre este modelo y los modelos alternativos fue menor a dos unidades, lo que sugiere que dichos modelos presentan un ajuste similar. En la mitad de los modelos estuvo presente el área, lo que refuerza su consistencia como variable explicativa. No obstante, se optó por reportar el modelo más simple, que incluye únicamente el área de los charcos (Tabla 3 y Figura 3).

Tabla 2. Coeficientes del modelo lineal seleccionado por AIC que mejor explica la riqueza de aves en los charcos. * indica un p-valor menor que 0.05.

<i>Predictor</i>	<i>Estimador</i>	<i>Error estándar</i>	<i>t value</i>	<i>Pr(> t)</i>
área	0.0007638	0.0003038	2.514	0.03309 *

Tabla 3. Resumen de los modelos candidatos para explicar la riqueza de especies.

1	Área	AIC = 29.405
2	Hidro y Hidro ²	AIC = 29.693
3	BC ²	AIC = 29.912
4	Área y Heterogeneidad ²	AIC = 30.033
5	Área y Hidro ²	AIC = 30.172
6	Heterogeneidad ² y BC ²	AIC = 30.224
7	Hidro ² y BC ²	AIC = 30.262
8	Área ²	AIC = 30.334
9	Área ² y Heterogeneidad ²	AIC = 30.364
10	Heterogeneidad y Heterogeneidad ²	AIC = 30.367

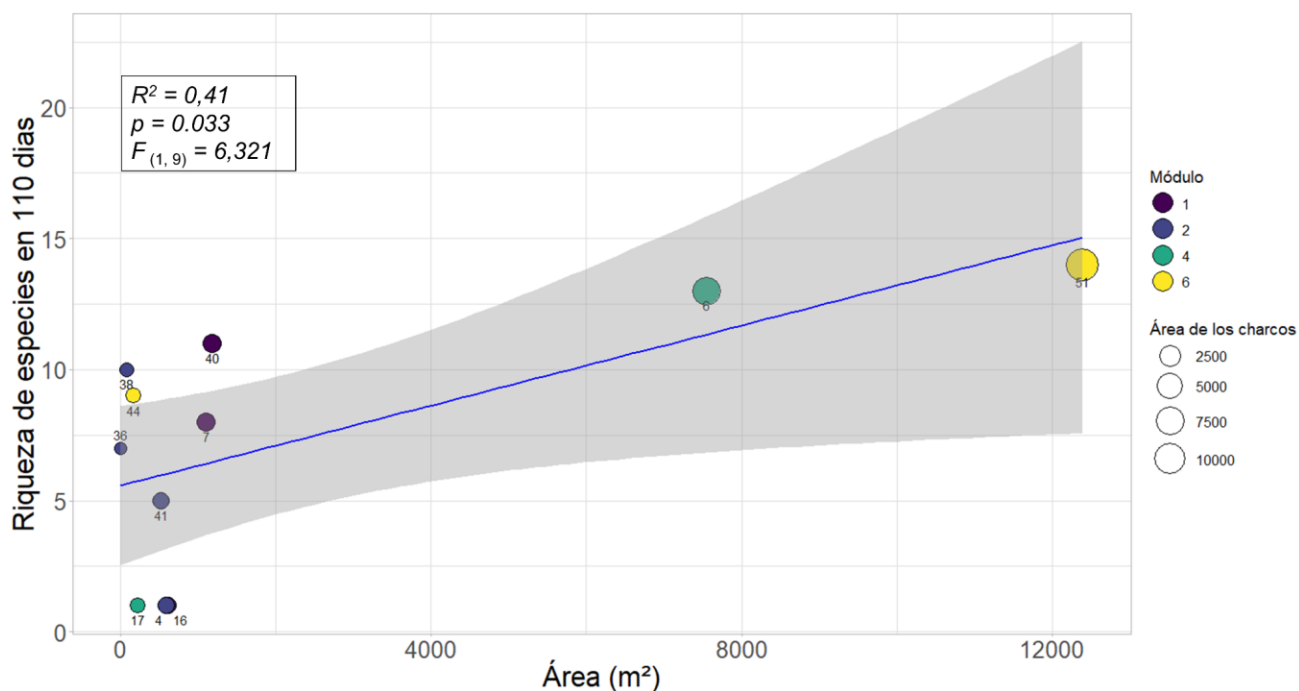


Figura 3. Relación entre el área de los charcos y la riqueza de especies de aves. El tamaño de los círculos es proporcional al área de los charcos y los colores corresponden a los módulos de la red. Los números junto a cada punto indican el identificador del charco. La línea azul representa el ajuste del modelo y la banda sombreada el intervalo de confianza del 95 %.

Se ajustó esta relación considerando todos los charcos excepto el charco 666, dado que su elevado número de fotos y por tanto de individuos, en relación al resto de los charcos, genera un valor muy extremo, determinando la relación. No obstante, al realizar los análisis que incluían este charco, el predictor área se mantuvo como una variable significativa y consistente en la explicación de la riqueza.

4.2.2 Variables determinantes de la abundancia de especies (registrada en 110 días)

La selección del mejor modelo mediante AIC identificó una relación negativa y no lineal de la centralidad de grado (DC) sobre la abundancia de aves (Figura 4, Tabla 4 y Tabla 5). Este modelo explicó un 82% de la variación observada ($R^2=0.82$).

Tabla 4. Coeficientes del modelo lineal seleccionado por AIC para explicar la variación en abundancia de aves entre charcos. ** y *** indica un p-valor menor que 0.01 y 0.001 respectivamente.

Predictor	Estimate	Error estándar	t value	Pr(> t)
DC	-24.2798	4.6753	-5.193	0.000829***
DC ²	0.4816	0.1185	4.064	0.003615 **

Tabla 5. Resumen de los modelos candidatos para explicar la abundancia de individuos de las distintas especies de aves en los charcos.

1	DC y DC ²	AIC = 82.90
2	DC y BC	AIC = 85.59
3	BC y Heterogeneidad ²	AIC = 86.67

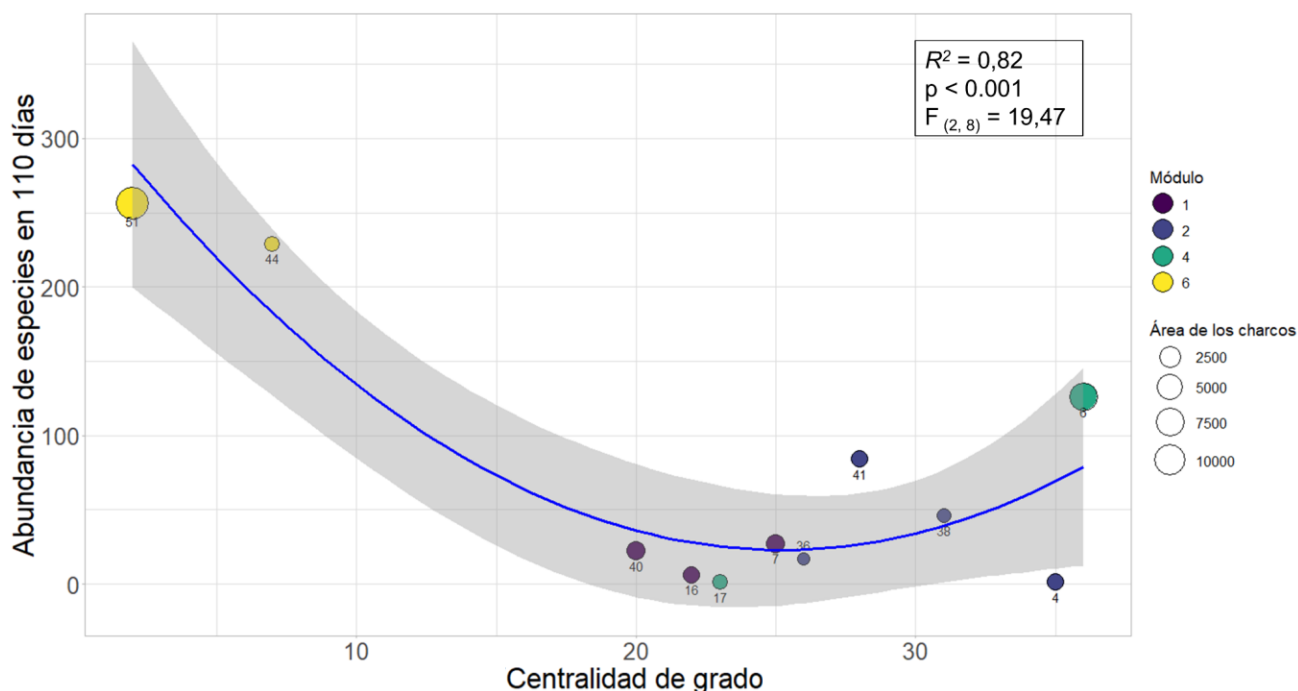


Figura 4. Relación entre la centralidad de grado cuadrática de los charcos y la abundancia de aves a los 110 días de muestreo. El tamaño de los círculos es proporcional al área de los charcos y los colores corresponden a los módulos de la red. Los números junto a cada punto indican el identificador del charco. La línea azul representa el ajuste del modelo y la banda sombreada el intervalo de confianza del 95 %.

4.2.3 Análisis de los determinantes locales y conectividad sobre los atributos morfológicos de las aves

En general, las variables que dan cuenta de la conectividad, centralidad de grado e intermediación, de los charcos estuvieron negativa y positivamente asociadas con los atributos considerados de las aves.

Para la masa corporal, la selección del mejor modelo predictivo mediante el criterio de información AIC identificó a la conectividad de grado e intermediación como variables relevantes determinantes

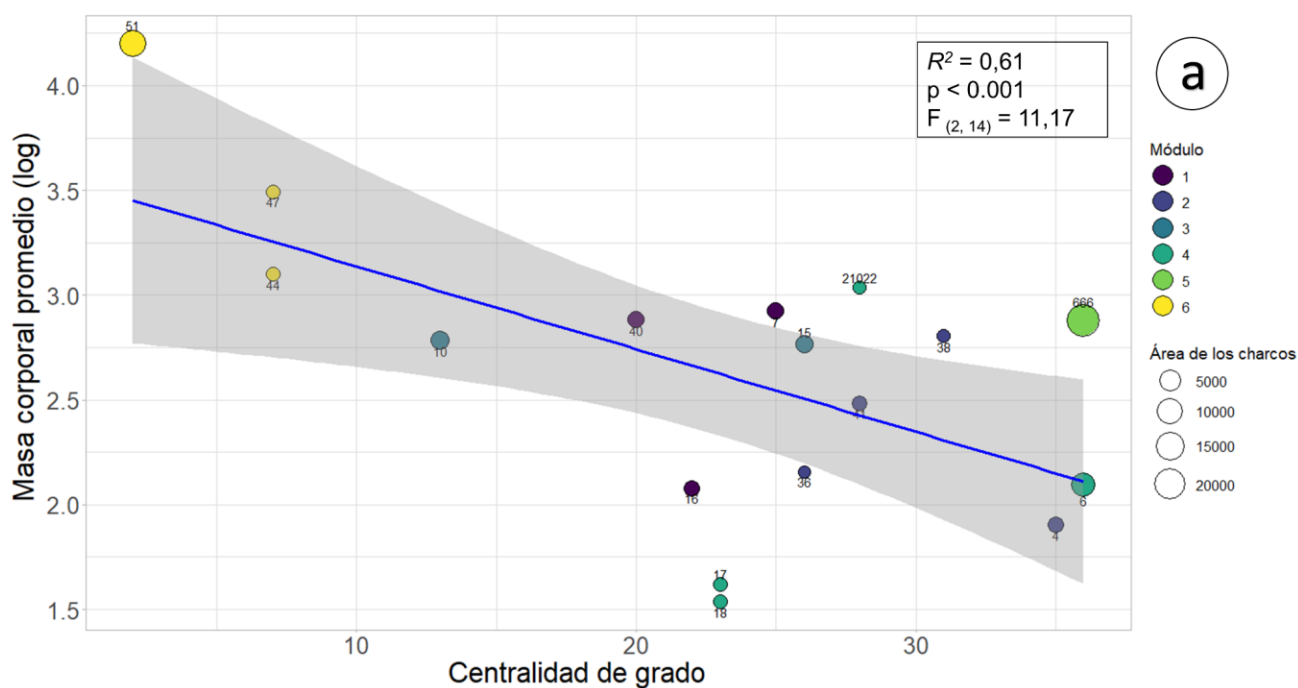
de la masa corporal de las aves ($R^2 = 0.61$) (Tablas 6 y 7, Figura 5). La conectividad de grado (DC) presentó un efecto negativo, mientras que la conectividad de intermediación (BC) mostró un efecto positivo. En los modelos alternativos posibles, todos involucran las mismas dos variables de conectividad de los charcos (Tabla 7).

Tabla 6. Coeficientes del modelo lineal seleccionado por AIC para el promedio de la masa corporal de las especies de aves por charco. * y ** indica un p-valor menor que 0.05 y 0.01 respectivamente.

Predictor	Estimador	Error estándar	t valor	Pr(> t)
DC	-0.02783	0.01168	-2.383	0.03190 *
BC ²	0.03737	0.01206	3.098	0.00786 **

Tabla 7. Resumen de los modelos candidatos para explicar la masa promedio de las especies por charco.

1	DC y BC ²	AIC = -26.20
2	DC ² y BC ²	AIC = -25.51
3	Hidro y BC ²	AIC = -23.06



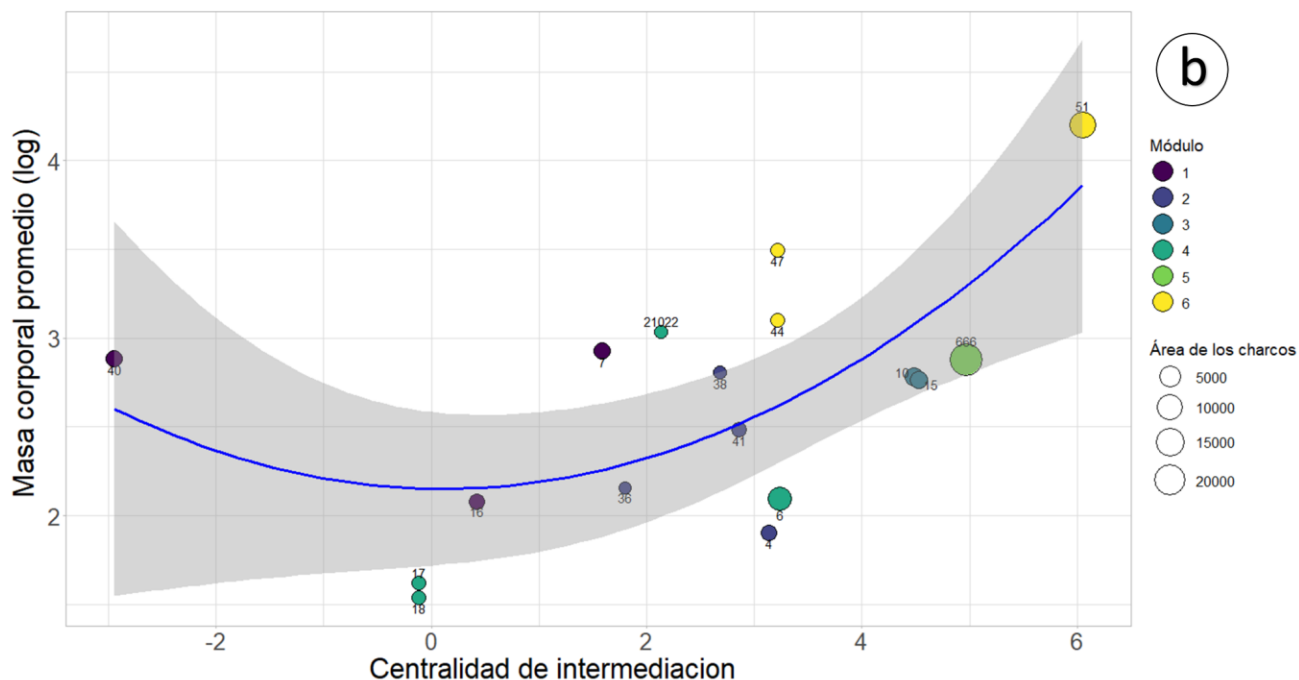


Figura 5. Relaciones entre la masa corporal promedio (logarítmica) de las aves por charco y las métricas de conectividad de los charcos: (a) centralidad de grado (DC) y (b) centralidad de intermediación (BC). El tamaño de los círculos es proporcional al área de los charcos y los colores corresponden a los módulos de la red. Los números junto a cada punto indican el identificador del charco. La línea azul representa el ajuste del modelo y la banda sombreada el intervalo de confianza del 95 %.

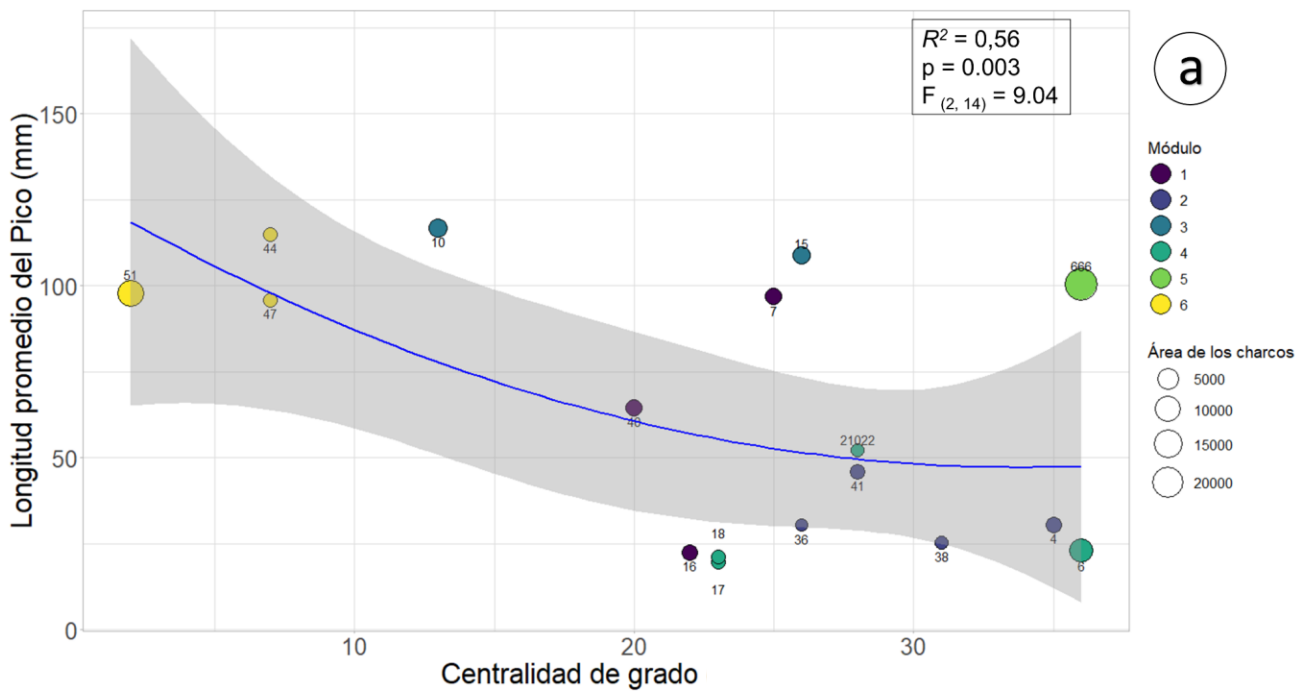
Para la **longitud del pico**, la selección del mejor modelo mediante el criterio de información AIC identificó a la conectividad de grado (DC) y de intermediación (BC), como predictores relevantes del promedio de longitud del pico (pico.prom) de las especies de aves. Para ambos predictores la relación fue no lineal, siendo marginalmente significativa y negativa para la conectividad de grado, y significativa y positiva para la conectividad de intermediación (Tabla 8). Este modelo explicó un 56% de la variabilidad observada ($R^2=0.56$) (Tabla 9 y Figura 6). Los modelos alternativos posibles, todos involucran las mismas dos variables de conectividad de los charcos (Tabla 7).

Tabla 8. Coeficientes del modelo lineal seleccionado por AIC para el promedio de longitud del pico de las especies de aves por charco. * y ** indica un p-valor menor que 0.05 y 0.01 respectivamente.

Predictor	Estimador	Error estándar	t valor	Pr(> t)
DC ²	-0.03505	0.01638	-2.140	0.05047 .
BC ²	2.28175	0.68756	3.319	0.00507 **

Tabla 9. Resumen de los modelos candidatos para explicar la longitud del pico promedio de las especies por charco.

1	DC ² y BC ²	AIC = 112.74
2	Hidro ² y BC ²	AIC = 113.34
3	DC y BC ²	AIC = 113.63
4	Hidro y BC ²	AIC = 113.65
5	Hidro ² y Heterogeneidad ²	AIC = 113.90
6	BC y Hidro ²	AIC = 113.99
7	BC y DC ²	AIC = 114.29
8	Hidro y BC	AIC = 114.51
9	DC y Prof.media ²	AIC = 115.02
10	DC y BC	AIC = 115.09



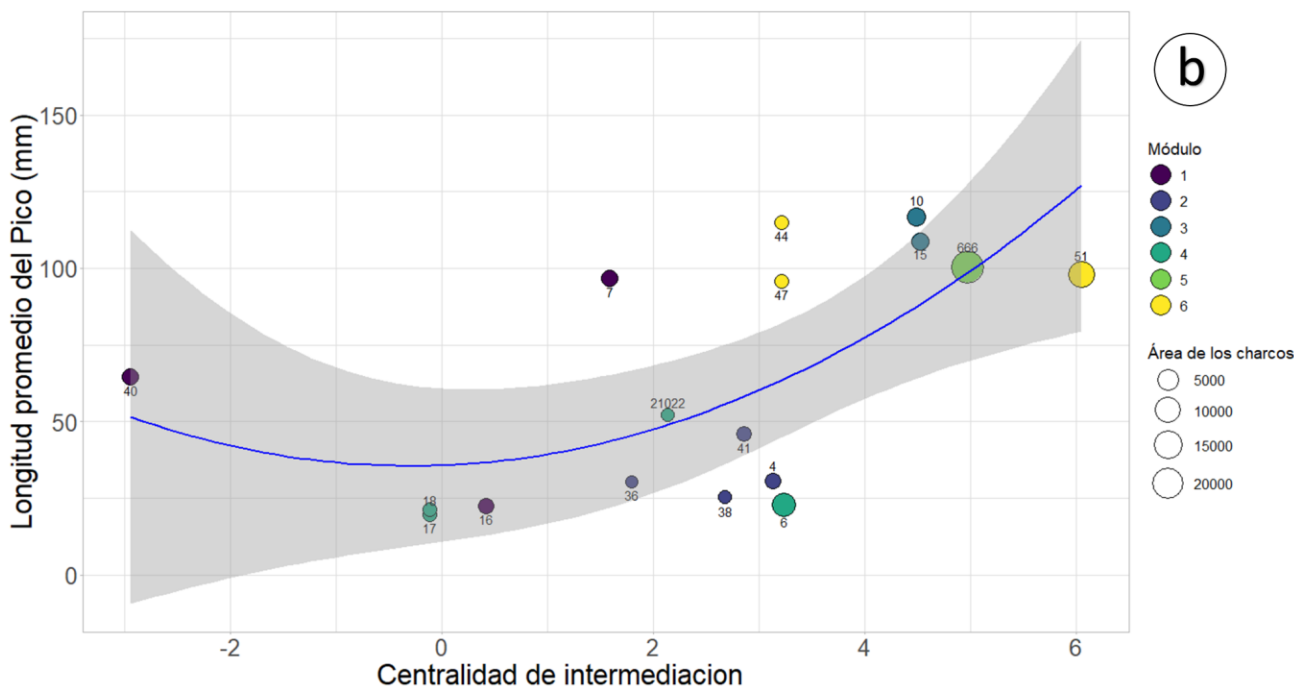


Figura 6. Relaciones entre la longitud promedio del pico de las aves por charco y métricas de centralidad de los charcos: (a) centralidad de grado (DC) y (b) centralidad de intermediación (BC). El tamaño de los círculos es proporcional al área de los charcos y los colores corresponden a los módulos de la red. Los números junto a cada punto indican el identificador del charco. La línea azul representa el ajuste del modelo y la banda sombreada el intervalo de confianza del 95 %.

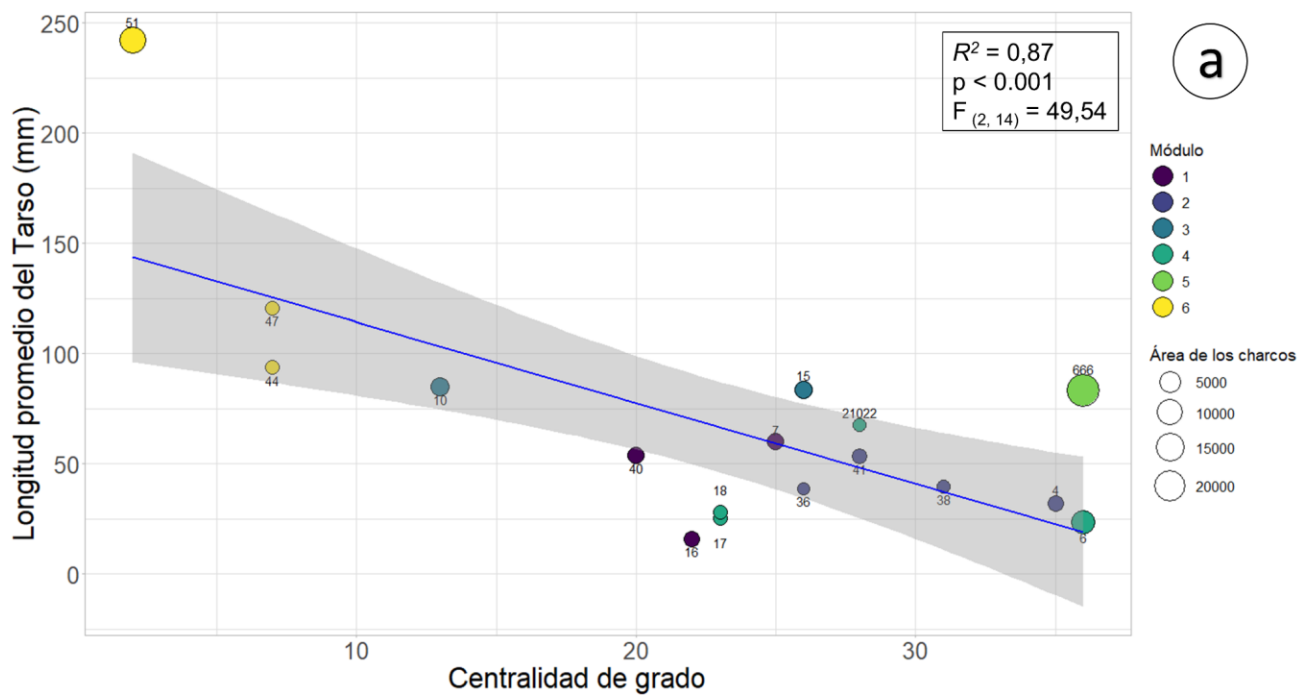
La **longitud del tarso** estuvo positivamente correlacionado con la masa corporal de las aves ($r_p=0.91$). Congruentemente, el mejor modelo seleccionado fue consistente con las variables identificadas como determinantes de la masa corporal. Por tanto, el mejor modelo mediante el criterio de información AIC identificó un modelo con efecto lineal de la conectividad de grado (DC) y no lineal de la conectividad de intermediación (BC) como predictores relevantes del promedio del tarso de las especies de aves. (Tablas 10 y 11, Figura 7).

Tabla 10. Coeficientes del modelo lineal seleccionado por AIC para el promedio de longitud del tarso de las especies de aves por charco. *** indica un p-valor menor que 0.001 respectivamente.

Predictor	Estimador	Error estándar	t valor	Pr(> t)
DC	-2.5539	0.5195	-4.916	0.000227 ***
BC ²	3.5489	0.5366	6.614	1.16e-05 ***

Tabla 11. Resumen de los modelos candidatos para explicar la longitud del tarso promedio de las especies por charco.

1	DC y BC ²	AIC = 102.83
2	BC ² y CC ²	AIC = 103.93
3	CC y BC ²	AIC = 105.91



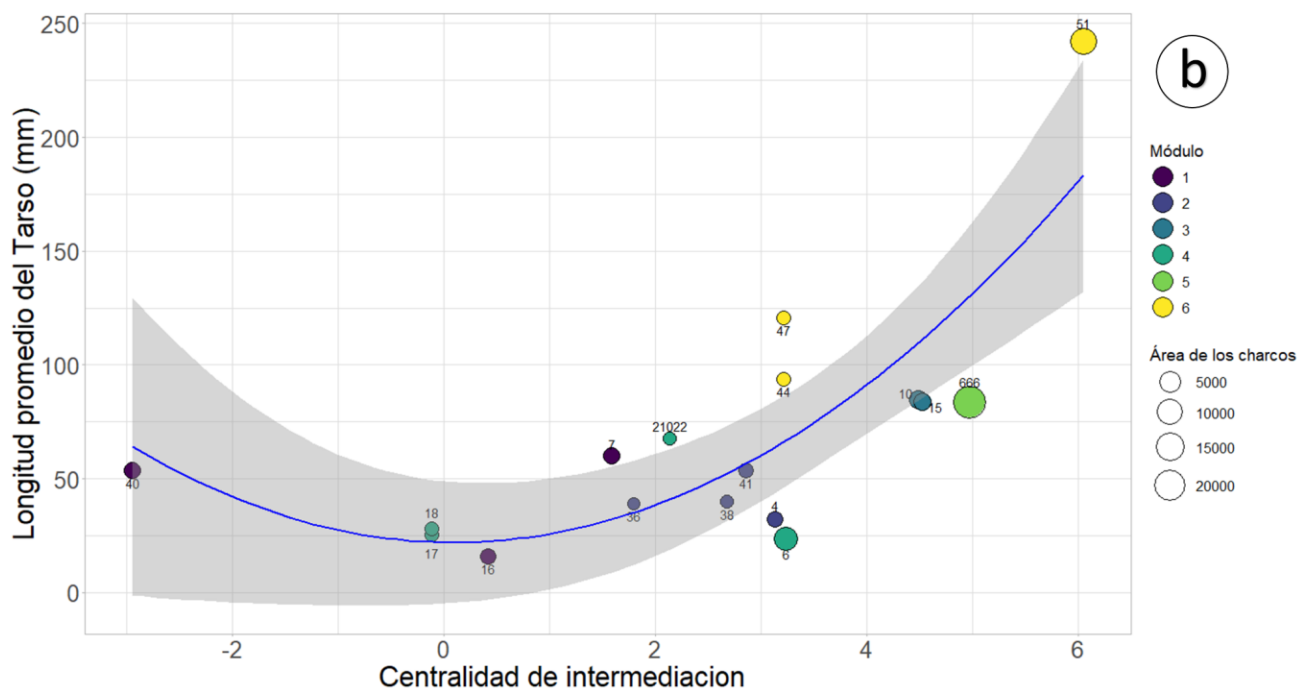


Figura 7. Relaciones entre la longitud promedio del tarso de las aves por charco y métricas de conectividad de los charcos: (a) centralidad de grado (DC) y (b) centralidad de intermediación (BC). El tamaño de los círculos es proporcional al área de los charcos y los colores corresponden a los módulos de la red. Los números junto a cada punto indican el identificador del charco. La línea azul representa el ajuste del modelo y la banda sombreada el intervalo de confianza del 95 %.

Para el índice mano-ala, la selección del mejor modelo predictivo mediante el criterio de información AIC identificó un modelo con efectos significativos de la profundidad media (*prof.media*), y la conectividad de intermediación (BC^2) como predictores relevantes del índice mano-ala (*HWI.prom*). En este modelo, la profundidad media fue significativa y positiva, mientras que el efecto de la conectividad de intermediación fue marginalmente significativo y negativo (Tabla 12). Sin embargo, se optó por su incorporación, ya que mejoraba el desempeño del modelo. Por su parte, el modelo no fue estadísticamente significativo en su conjunto y explicó un 27% de la variabilidad observada (Tabla 13 y Figura 8).

Tabla 12. Coeficientes del modelo lineal seleccionado por AIC para el promedio del índice mano-ala de las especies de aves por charco. * y . indican un p-valor menor que 0.05 y 0.1 respectivamente.

Predictor	Estimador	Error estándar	t valor	Pr(> t)
<i>prof.media</i>	89.0096	41.1176	2.165	0.0482 *

BC^2 | -0.3885 0.2167 -1.793 0.0947 .

Tabla 13. Resumen de los modelos candidatos para explicar el índice mano-ala promedio de las especies por charco.

1	Prof.media y BC^2	AIC = 67.00
2	Prof.media ² y BC^2	AIC = 67.30
3	Prof.media	AIC = 68.52

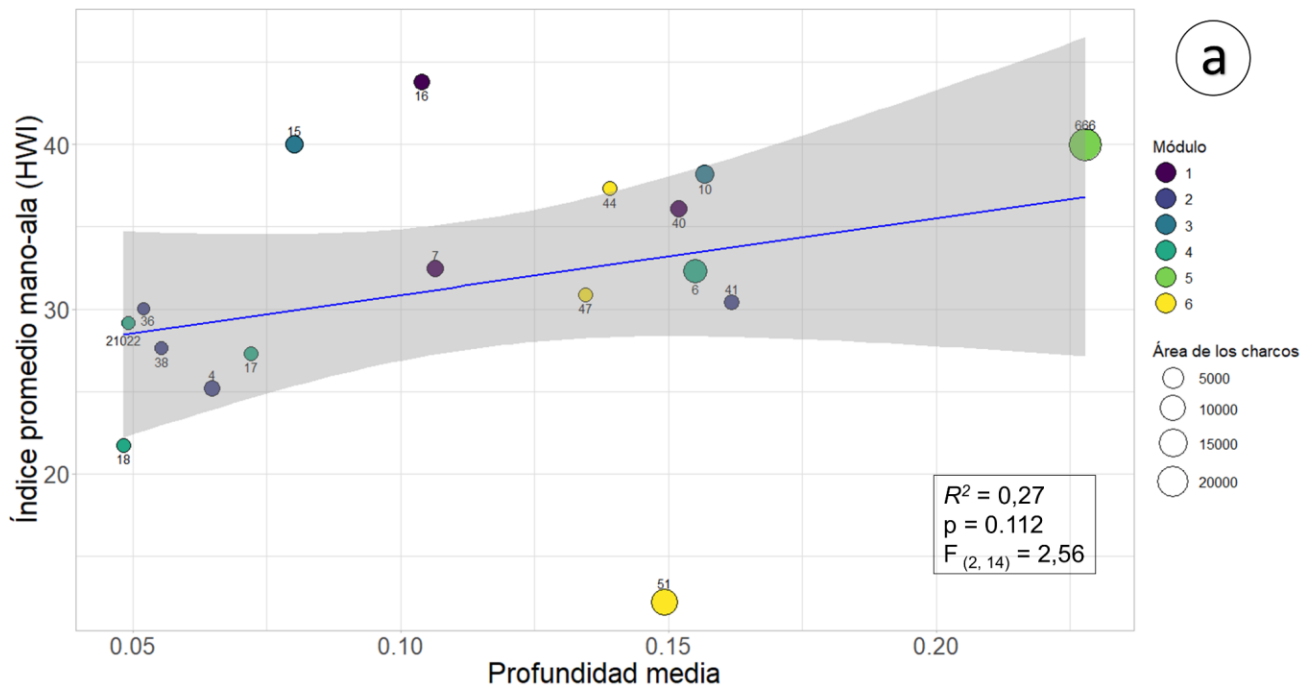


Figura 8. Relación entre el índice promedio de mano-ala de las aves por charco y la profundidad media de los charcos. El tamaño de los círculos es proporcional al área de los charcos y los colores corresponden a los módulos de la red. Los números junto a cada punto indican el identificador del charco. La línea azul representa el ajuste del modelo y la banda sombreada el intervalo de confianza del 95 %.

4.3 Análisis de la red bipartita aves-charcos

Se construyó una red bipartita que representa las ocurrencias de las 68 especies de aves en los 17 charcos temporales en el sistema (Figura 9).

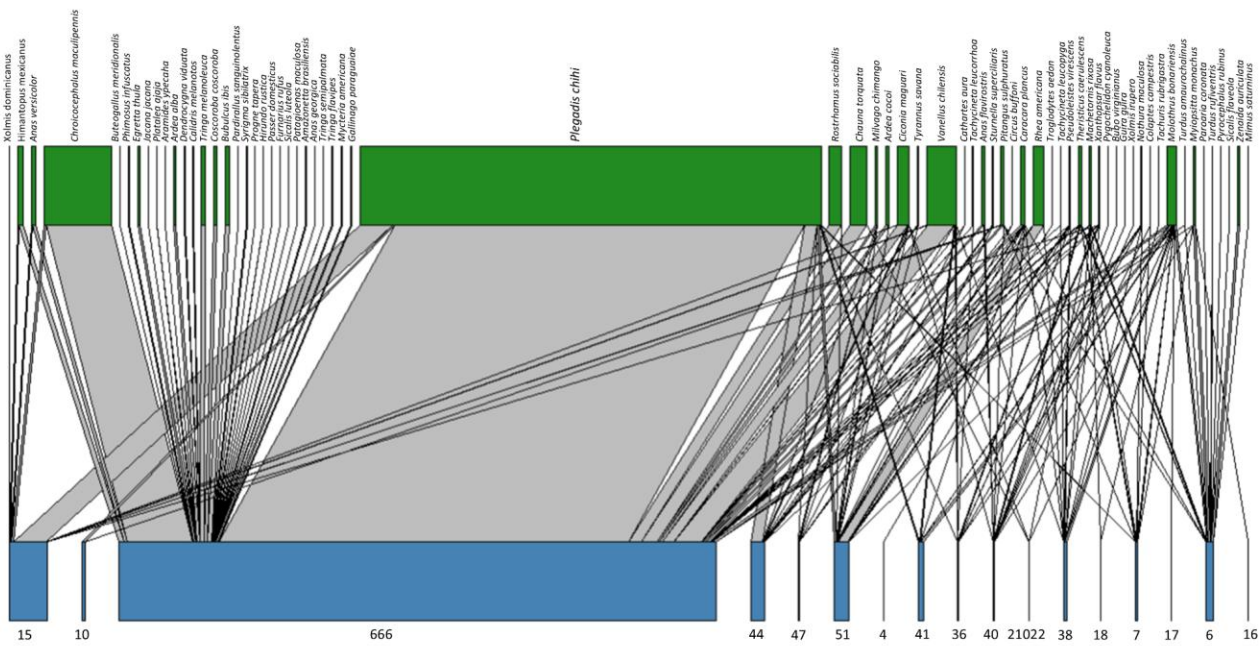


Figura 9. Red bipartita de la abundancia de aves por charco. El diagrama representa la red entre las 68 especies de aves (parte superior, en verde) y los 17 charcos (parte inferior, en azul) en el área de estudio. Las líneas conectan a cada especie con los charcos en los que fue registrada, el ancho de cada línea es proporcional a la abundancia de la especie en el charco. Los tamaños de los rectángulos son proporcionales a las ocurrencias de las aves en los charcos.

A partir del análisis de modularidad, se identificaron seis módulos dentro de la red (Figura 10). Cada módulo agrupa a un conjunto específico de charcos y especies de aves, con asociaciones particulares según su hábitat y grupo trófico (Figura 11 y Figura 12). Se observa una asociación en el espacio de los charcos que forman un mismo módulo, esto es, charcos vecinos se encuentran, para la mayoría de los casos, en el mismo módulo. Sin embargo, al comparar la modularidad observada ($Q_{obs} = 0.45$) con una distribución nula generada a partir de 1000 matrices aleatorizadas, no se detectó una diferencia significativa con respecto a lo esperado por azar ($p = 0.68$). A pesar de ello, se observa una tendencia a que charcos espacialmente cercanos se encuentren agrupados dentro de un mismo módulo.

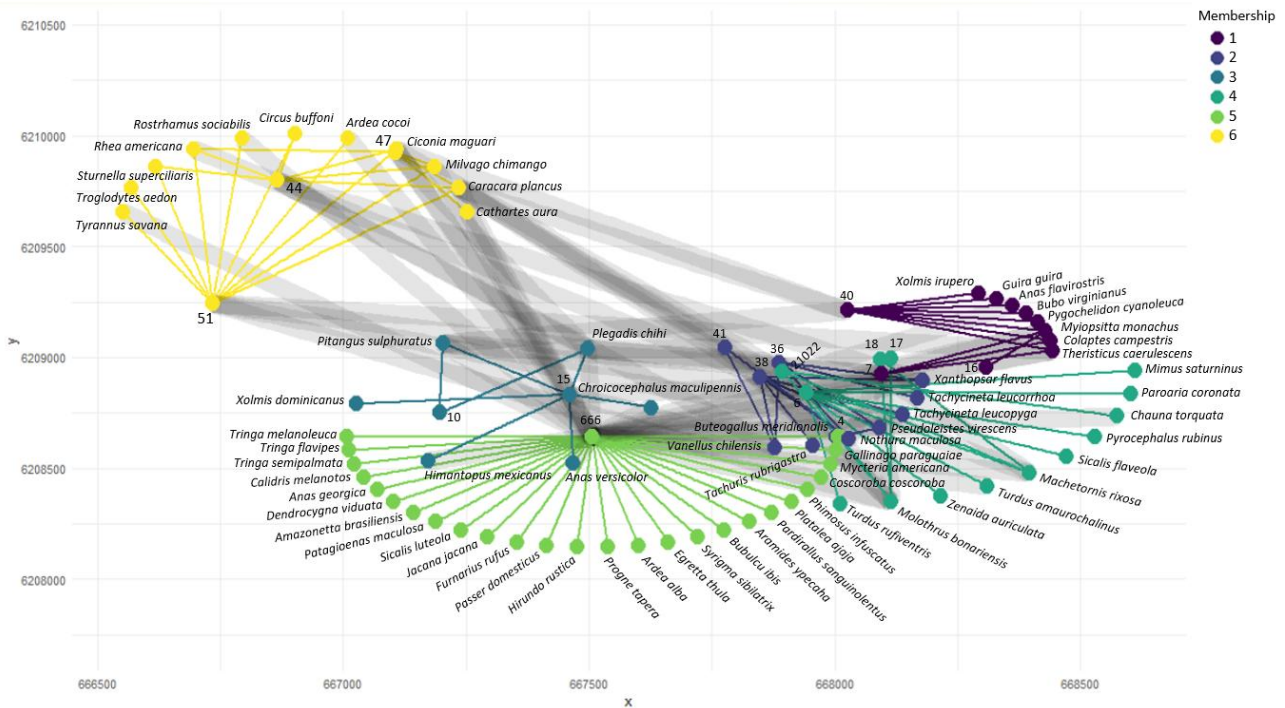


Figura 10. Red bipartita entre charcos y especies de aves. Los nodos que representan a los charcos están ubicados en sus coordenadas geográficas, mientras que los nodos de las especies están posicionados alrededor del o los charcos en los que se registraron. Las líneas o links corresponden a la ocurrencia de la especie de ave en un cierto charco. Se identificaron seis módulos formados por charcos y aves. Los colores de los nodos y líneas indican los módulos, las líneas de colores las conexiones dentro de cada módulo entre aves y charcos, y las líneas grises representan las conexiones entre módulos diferentes.

El módulo 1 está integrado por tres charcos, 7, 16 y 40, y ocho especies (ver anexo: Tabla E). Las especies están mayormente asociadas a ambientes modificados por el ser humano (50%), seguido por pastizales (25%), humedales (12.5%) y bosque (12.5%). En términos de grupo trófico, predominan las especies depredadoras de invertebrados (62.5%) y en menor medida especies omnívoras (12.5%), herbívoros acuáticos (12.5%) y depredadores de vertebrados (12.5%) (Figura 10, 11 y 12). Cabe destacar que la Bandurria Mora (*Theristicus caerulescens*) y la Cotorra (*Myiopsitta monachus*) presentan conectividad con charcos de otros módulos, al haber sido registrados en cinco charcos del sistema (Figura 10).

El módulo 2 está integrado por cuatro charcos, 4, 36, 38 y 41 y siete especies (ver anexo: Tabla E). Las especies se asocian principalmente a pastizales (71.4%), y en menor proporción a humedales (28.6%). En cuanto al grupo trófico, está dominado por depredadores de invertebrados (57.1%) y omnívoras (42.9%) (Figura 10, 11 y 12). Este módulo presenta una especie amenazada a nivel global (EN), el Dragón (*Xanthopsar flavus*), que también destaca por su conectividad con charcos de otros módulos, siendo registrada en cinco charcos del sistema (Figura 10).

El módulo 3 está integrado por dos charcos el 10 y 15, y seis especies (ver anexos: Tabla E). Las especies se asocian principalmente a humedales (66.7%), y en menor medida a pastizales (16.7%) y ambientes modificados por el ser humano (16.7%). En términos de grupo trófico, se identificaron especies omnívoras (33.3%), depredadores acuáticos (33.3%), herbívoros acuáticos (16.7%) y depredadores de invertebrados (16.7%) (Figura 10, 11 y 12). Se destaca la presencia de una especie amenazada a nivel global (VU), la Viudita Blanca Grande (*Xolmis dominicanus*), registrada en un único charco del sistema. Por otra parte, el Cuervillo de Cañada y el Benteveo Común (*Pitangus sulphuratus*) presentan una alta conectividad en el sistema, al haber sido registrados en nueve y seis charcos del sistema (Figura 10).

El módulo 4 está integrado por cuatro charcos, 6, 17, 18 y 21022, y diez especies (ver anexo: Tabla E). Dentro de este módulo las especies están asociadas a hábitats de matorral (30%), bosque (20%), bosque abierto (20%), ambientes modificados por el ser humano (10%), pastizal (10%) y humedal (10%). En términos de grupo trófico, predominan los depredadores de invertebrados (50%), seguidos por granívoros (20%), omnívoros (20%) y herbívoros acuáticos (10%) (Figura 10, 11 y 12). Cabe destacar que el Tordo Común se registró en diez charcos del sistema y el Picabuey (*Machetornis rixosa*) en seis (Figura 10).

El módulo 5 está compuesto solo por el charco 666 y 26 especies (ver anexo: Tabla E). Dentro de este módulo, aunque predominan especies asociadas a humedales (61.5%), también se registran especies de pastizales (11.5%), ambientes modificados por el ser humano (11.5%) y en menor medida, bosques, bosques abiertos, matorrales y zonas costeras (cada uno con 3.8%). En cuanto al grupo trófico, predominan las especies depredadoras acuáticas (46.2%), seguidas por omnívoras (15.4%), depredadores de invertebrados, herbívoros acuáticos, granívoros (cada uno con 11.5%) y depredadores de vertebrados (3.8%) (Figura 10, 11 y 12). Este módulo incluye una especie amenazada a nivel global (VU), el Playero Patas Amarillas Chico (*Tringa flavipes*) y otra categorizada como casi amenazada (NT) el Playero Patas Amarillas Grande (*Tringa melanoleuca*). Cabe destacar que de las 50 especies totales presentes en este charco, 26 especies se encuentran exclusivamente en este charco del sistema (Figura 10).

El módulo 6 está integrado por tres charcos, 44, 47 y 51, y once especies (ver anexo: Tabla E). En este módulo predominan especies asociadas a hábitats de pastizal (54.5%), matorral (18.2%), humedal (18.2%) y ambientes modificados por el ser humano (9.1%). En términos de grupo trófico, se identificaron principalmente especies omnívoras (27.3%), depredadores acuáticos (27.3%), depredadores de invertebrados (27.3%) y vertebrados (9.1%), y carroñeros (9.1%) (Figura 10, 11 y 12). Este módulo incluye una especie categorizada como casi amenazada a nivel global, el Ñandú.

Además, el Carancho y la Cigüeña Común destacan dentro de este módulo por su alta conectividad con charcos de otros módulos, al haber sido registrados en ocho y siete charcos del sistema, respectivamente (Figura 10).

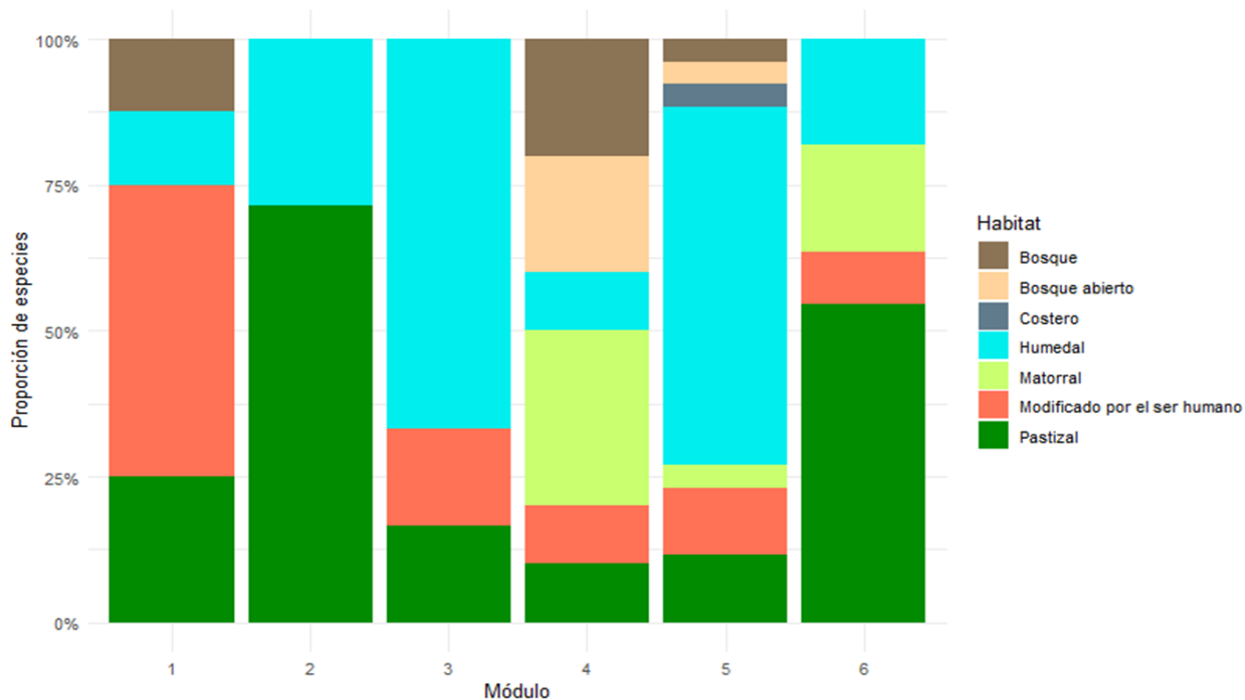


Figura 11. Proporción de especies de aves por módulo según el hábitat al que se asocian.

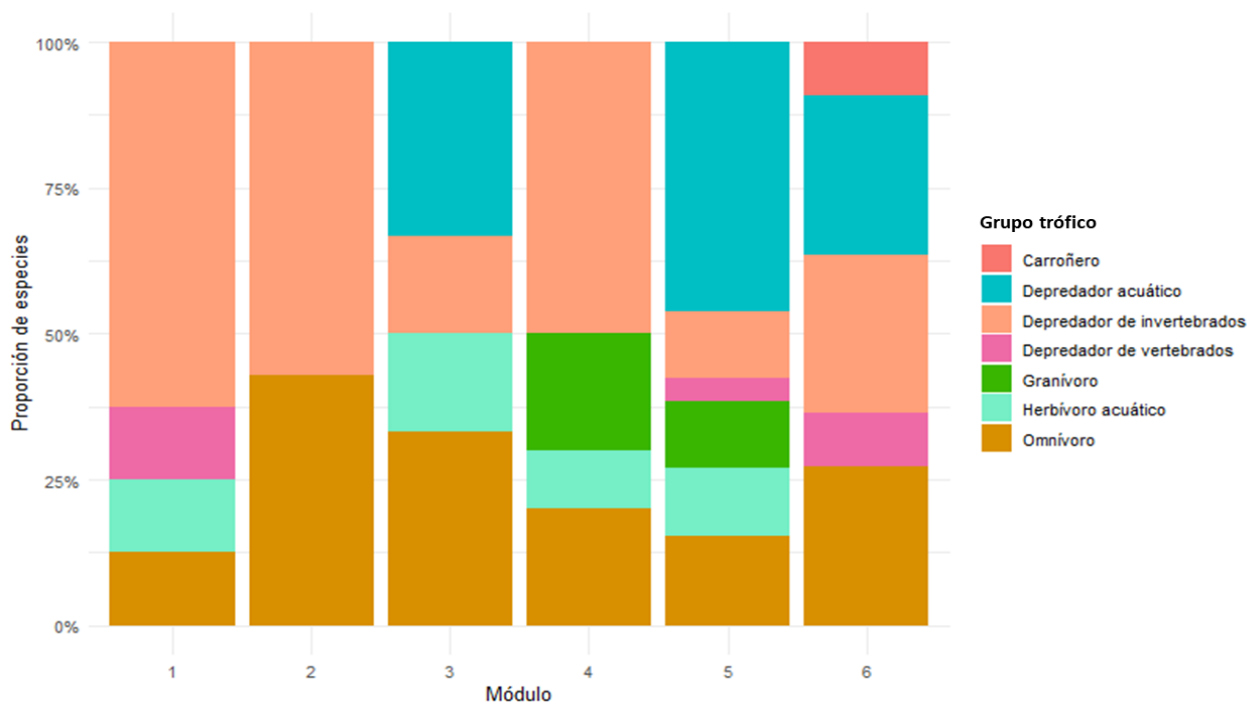


Figura 12. Proporción de especies de aves por módulo según su grupo trófico.

El análisis de **anidamiento** utilizando el índice NODF reveló una estructura significativamente anidada en la red bipartita de aves y charcos (NODF observado = 21.71; $p < 0.001$) (Figura 13). Este patrón es consistente con la idea de que muchas especies especialistas interactúan con subconjuntos ordenados de especies más generalistas (Almeida-Neto et al. 2008).

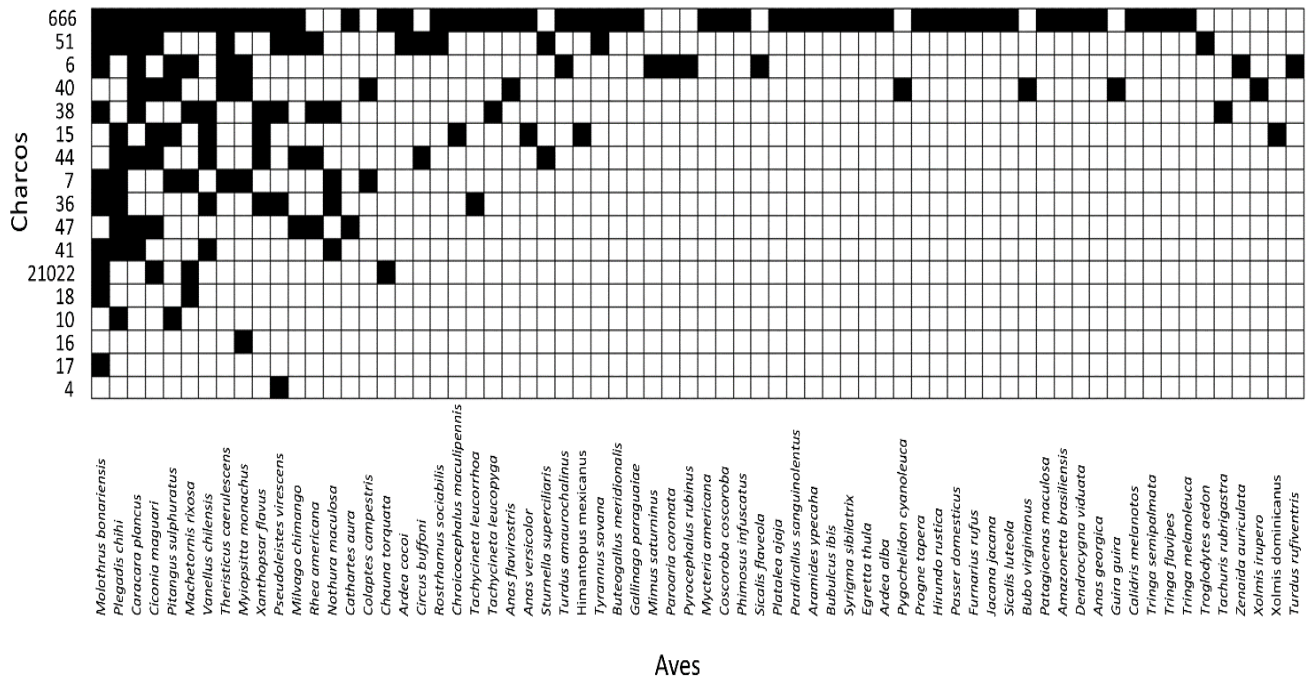


Figura 13. Gráfico de anidamiento. El gráfico representa el patrón de anidamiento de la red bipartita compuesta por charcos (eje vertical) y especies de aves (eje horizontal). La matriz binaria indica la ocurrencia de cada especie en los distintos charcos mediante celdas en negro.

4.4 Análisis de roles topológicos y atributos de las especies en la red aves–charcos

4.4.1 Clasificación en roles topológicos de los nodos de la red aves-charcos.

Se realizó la clasificación de roles de nodos de la red bipartita que permitió identificar y representar diferentes patrones de conectividad en las ocurrencias de las especies de aves en los charcos.

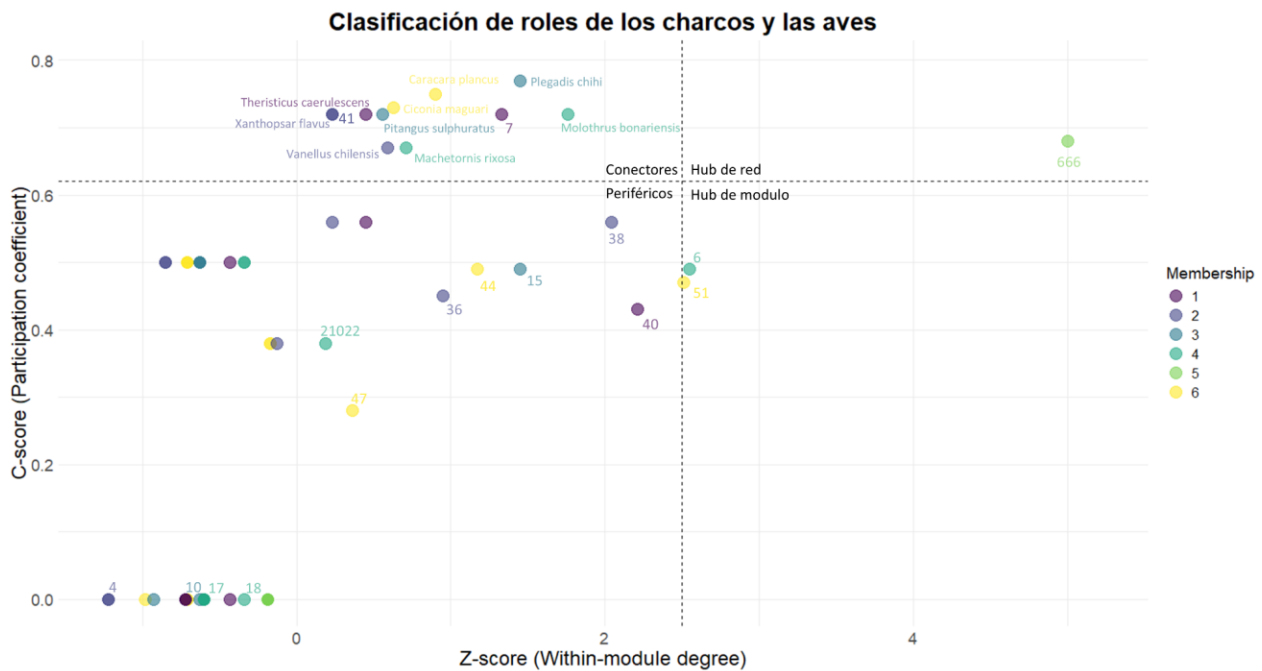


Figura 14. Diagrama zc de los roles de las especies y los charcos de la red. Se muestra la distribución de los nodos en un plano definido por dos métricas topológicas: z -score (eje X): mide el grado de conectividad dentro del módulo al que pertenece cada nodo (conectividad intra-módulo), c -score (eje Y): mide el grado de conexión con otros módulos (coeficiente de participación). Las líneas punteadas dividen el espacio en cuatro roles estructurales: Periféricos (abajo izquierda), Conectores (arriba izquierda), hubs de módulos (abajo derecha) y hubs de red (arriba derecha). Los colores representan la pertenencia modular de cada nodo.

Del total de 85 nodos analizados (17 charcos y 68 especies), 71 nodos (12 charcos y 59 especies) fueron clasificados como nodos periféricos, presentando valores bajos tanto de z ($z < 2.5$) como de c ($c < 0.62$). Estos nodos presentan la mayor parte de sus conexiones dentro de su propio módulo, lo que sugiere una alta especialización local por parte de las aves (Figura 14, Anexo: Tabla E).

Se identificaron 11 nodos como conectores—i.e., z bajos ($z < 2.5$) y c altos ($c \geq 0.62$): los charcos 41 y 7, y las especies *Theristicus caerulescens*, *Pitangus sulphuratus*, *Caracara plancus*, *Ciconia maguari*, *Plegadis chihi*, *Xanthopsar flavus*, *Machetornis rixosa*, *Vanellus chilensis* y *Molothrus bonariensis*. Esto implica que estas especies de aves y charcos, podrían tener un papel relevante al enlazar diferentes módulos (Figura 14, Anexo: Tabla E).

Los charcos 51 y 6 presentaron los nodos con mayor grado de conectividad interna, con valores de z altos ($z \geq 2.5$) y c bajos ($c < 0.62$), llamados hubs de módulo (Module hubs). Estos charcos concentran conexiones principalmente dentro de su módulo, funcionando como núcleos locales de agregación para varias especies (Figura 14, Anexo: Tabla E).

Por último, el charco 666 fue clasificado como hub de red (Network hub) con valores altos tanto de z ($z \geq 2.5$) como de c ($c \geq 0.62$). Este nodo se caracteriza por presentar una alta conectividad tanto dentro como entre módulos, albergando tanto especies generalistas como especialistas, y cumpliendo un rol clave de interacción en la red, donde convergen múltiples especies de diferentes módulos (Figura 14, Anexo: Tabla E).

Estos resultados ponen en evidencia que, las aves en general tienden a mantener interacciones locales y específicas con un subgrupo de charcos en el paisaje. No obstante, ciertos charcos y aves funcionan como elementos estructurales clave al concentrar y distribuir interacciones en toda la red.

4.4.2 Atributos de las aves según su pertenencia modular

Se observaron diferencias en los valores de los atributos morfológicos y estructurales de las aves según el módulo al que pertenecen en la red (Figura 15).

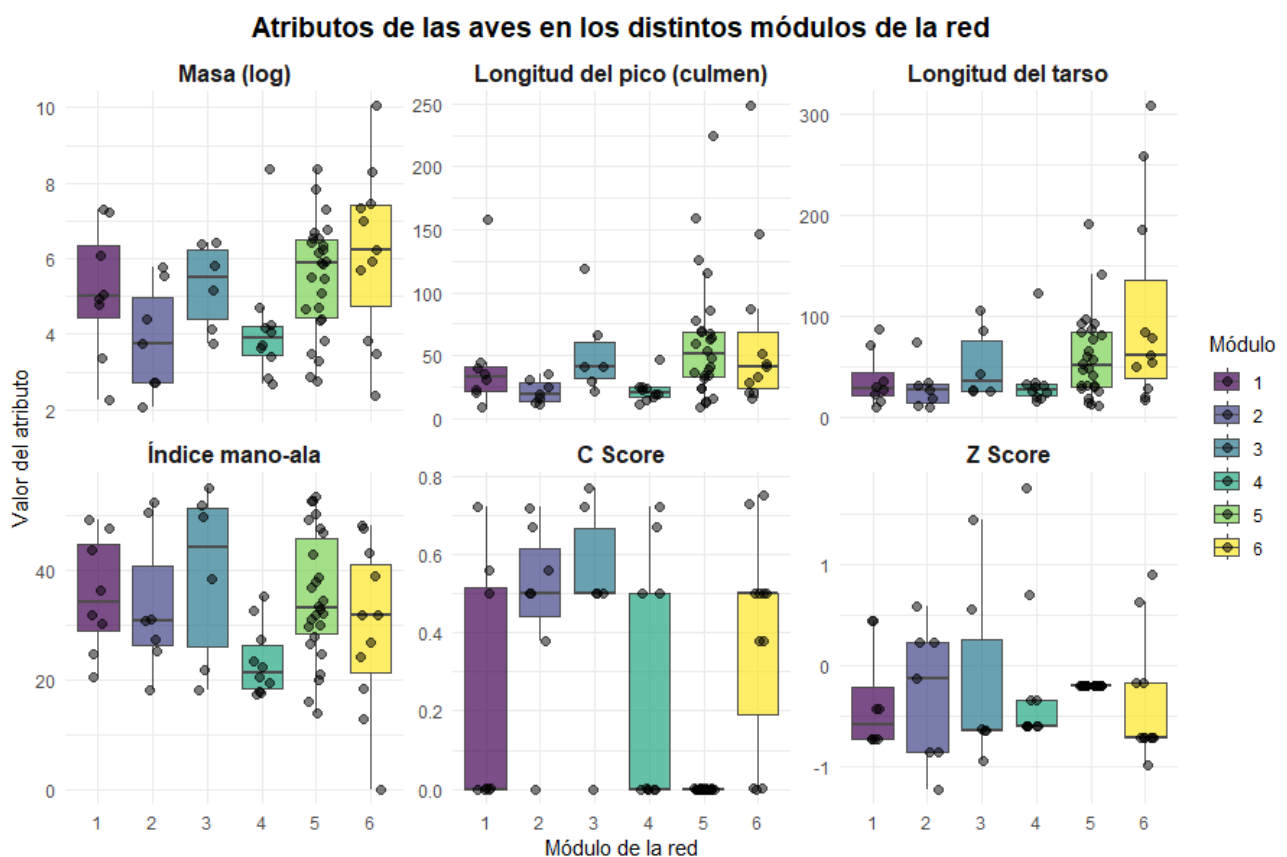


Figura 15. Valores de los atributos morfológicos y estructurales de las aves agrupadas según su módulo de pertenencia en la red. Se muestran los valores para masa corporal (logarítmica), longitud del pico (culmen), longitud del tarso, índice mano-ala (HWI), y los valores estructurales de la red: c (coeficiente de participación) y z (grado dentro del módulo). Cada punto representa una especie. Los colores indican la pertenencia modular dentro de la red.

La masa corporal de las aves, transformada logarítmicamente, varió entre módulos. El módulo 6 presentó la mayor mediana ($Md = 6.2$ g) y la mayor dispersión de los datos con varios valores extremos, seguido por los módulos 5 ($Md = 5.8$ g), 3 ($Md = 5.5$ g) y 1 ($Md = 5.0$ g). Por otro lado, los módulos 2 ($Md = 3.7$ g) y 4 ($Md = 3.8$ g) mostraron las medianas más bajas y presentaron menor variabilidad en la masa corporal de las especies.

La longitud del pico de las especies varió entre los módulos de la red. El módulo 5 mostró la mediana más alta ($Md = 51.1$ mm), con una distribución amplia y presencia de valores extremos. El módulo 6 presentó la mayor dispersión, incluyendo los valores máximos más altos, aunque con una mediana inferior ($Md = 41.4$ mm) a la del módulo 5. El módulo 3 también presentó una mediana intermedia ($Md = 41.3$ mm) y moderada dispersión, pero menor que el módulo 6. Los módulos 1 ($Md = 33$ mm), 2 ($Md = 19.2$ mm) y 4 ($Md = 20.95$ mm) mostraron valores más acotados, con medianas más bajas y menor variabilidad.

La longitud del tarso mostró variación entre los módulos de la red. El módulo 6 presentó la mediana más alta ($Md = 61.7$ mm), los valores máximos más elevados y una amplia dispersión. Le siguió el módulo 5, que presentó una mediana ($Md = 51.75$ mm), con una distribución de valores más intermedia. El módulo 3 presentó una mediana intermedia ($Md = 36.05$ mm) y una variabilidad considerable. En cambio, los módulos 1, 2 y 4 exhibieron valores más bajos y rangos más acotados, con medianas inferiores ($Md1 = 29.05$ mm; $Md2 = 28$ mm; $Md4 = 27.65$ mm) en comparación con el resto de los módulos.

El índice mano-ala presentó diferencias en la distribución entre los distintos módulos de la red. El módulo 3 presentó la mediana más alta ($Md = 44.2$ mm), seguido por los módulos 1 ($Md = 34.2$ mm) y 5 ($Md = 33.2$ mm). Los módulos 2 y 6 presentaron valores intermedios ($Md2 = 30.8$ mm; $Md6 = 31.8$ mm). En contraste, el módulo 4 mostró la mediana más baja ($Md = 21.5$ mm) y menor variabilidad. En todos los módulos se registraron valores extremos, destacándose un valor particularmente bajo en el módulo 6.

El coeficiente de participación (c score) varió entre los módulos. Los módulos 2, 3 y 6 presentaron las medianas más altas ($Md = 0.5$), mientras que los módulos 1, 4 y 5 presentaron valores muy bajos. El grado de conexión de la especie dentro de su módulo (z score), también varió entre los módulos. El módulo 2 mostró la mediana más alta ($Md = -0.13$), seguido del módulo 5 ($Md = -0.19$). Mientras que el módulo 6 presentó la mediana más baja ($Md = -0.71$). En términos de dispersión, los módulos 3 y 4 presentaron los rangos más amplios, con valores máximos por encima de 1 y mínimos cercanos a -1. En contraste, el módulo 5 no presentó variabilidad alguna.

5. Discusión

El presente estudio permitió registrar una elevada riqueza y abundancia de aves en el sistema de charcos temporales de la cuenca de la Laguna de Castillos. Además, el estudio permitió determinar las principales variables que influyen en la distribución espacial de las especies en el sistema, destacándose el área y la conectividad de los charcos, así como de ciertos atributos de las aves, como el tamaño corporal. Con estas características, el sistema ofrece un recurso con potencial para el turismo de naturaleza, particularmente para el aviturismo, actividad en expansión a nivel nacional e internacional. La concentración de especies acuáticas y terrestres en un área relativamente acotada y la facilidad de acceso, favorecen la posibilidad de observación y registro fotográfico. Lo que sugiere que estos ambientes podrían integrarse de manera complementaria dentro de la oferta ecoturística de los predios, centrada principalmente en el bosque de ombúes y en la Laguna de Castillos.

5.1 Determinantes de la riqueza, abundancia y atributos de las especies de aves

El área y la conectividad de los charcos se identificaron como principales determinantes de la riqueza de especies y de la abundancia de aves. El área se ha identificado como predictor dominante de la riqueza de especies en varios sistemas ecológicos, incluidos charcos, estanques y humedales, como en el sistema del presente estudio (Lawton 1999; Brose et al. 2004; Paracuellos y Telleria 2004; Hartel et al. 2009; Sebastián-González et al. 2010; Sebastián-González y Green 2014; Elliott et al. 2019; Arim et al. 2023; Cerda-Peña y Rau 2023). Este resultado es congruente con la teoría biogeográfica de islas y con el patrón de relación especie-área ampliamente descrito en hábitats tanto terrestres como de agua dulce (MacArthur y Wilson 1967; Rosenzweig 1995; Chamberlain et al. 2007; Kallimanis et al. 2008; Barbaro et al. 2012; Lu et al. 2024; Zhao et al. 2024).

Por otro lado, se identificó una relación en U entre la abundancia de aves y la conectividad de grado de los charcos. Esto podría implicar que los charcos con conectividad de grado intermedia albergan una menor abundancia, mientras que los charcos más aislados o los muy conectados tienden a presentar mayores abundancias. Este efecto podría sugerir que tanto los charcos muy conectados como los más aislados pueden sostener abundancias más elevadas, aunque probablemente mediante mecanismos distintos. En los charcos muy conectados, la elevada centralidad de grado podría favorecer el movimiento y la recolonización constante de individuos, manteniendo poblaciones más elevadas. En cambio, los charcos más aislados podrían albergar abundancias más elevadas debido a una menor competencia o a la dominancia de algunas especies más adaptadas a ambientes abiertos. En este contexto, los resultados resaltan la importancia de considerar tanto los charcos muy conectados, que favorecen la conectividad del sistema, como los charcos más aislados, que podrían ofrecer refugios más estables para ciertas especies. Asimismo, estudios previos en este y otros

sistemas han evidenciado asociaciones similares en distintos grupos taxonómicos, como plantas, invertebrados acuáticos, peces y aves, (Uezu et al. 2005; Sebastián-González y Green 2014; Borthagaray et al. 2015a; Borthagaray et al. 2020; Arim et al. 2023; Illarze et al. 2024), lo que sugiere que la influencia de la conectividad sobre la estructura y abundancia de las comunidades es un patrón que se repite en diversos contextos ecológicos.

La conectividad y el flujo de individuos entre comunidades ha sido señalada como determinante clave de la estructura comunitaria (Leibold y Chase 2018; Savary et al. 2024; Henriksson et al. 2025). Congruentemente, estudios previos en el sistema han reportado un fuerte efecto de la conectividad en la riqueza de diferentes grupos taxonómicos, dependiendo de su tamaño y abundancia (Borthagaray et al. 2015a). Los resultados de este estudio muestran que los atributos morfológicos de las aves están en gran medida condicionados por la conectividad de los charcos más que por sus características ambientales locales (área, profundidad, hidroperiodo, heterogeneidad). En particular, la masa promedio, la longitud promedio del pico y la longitud promedio del tarso estuvieron negativamente asociadas a la centralidad de grado (DC) y positivamente a la centralidad de intermediación (BC). Esto implica, que en charcos más centrales, se detectaron aves de tamaños corporales más pequeños y con tarsos más cortos que en charcos periféricos. Una posible interpretación es que este patrón responda a diferencias en las estrategias locomotoras y en el uso del hábitat. Donde, charcos más aislados podrían favorecer a especies con adaptaciones a la locomoción más terrestre o vadeadoras, y por tanto con tarsos más largos (Zeffer et al. 2003; Tobias et al. 2022; Aarif et al. 2024). Por ejemplo, en un extremo el charco 51, presenta un valor muy alto de masa corporal y longitud del tarso promedio y bajo valor de conectividad de grado. Esto podría explicarse por la presencia de aves grandes como ñandúes y algunas rapaces, cuya presencia se vincula más al uso periférico del hábitat que a la dinámica acuática en sentido estricto, lo cual eleva de manera notable el promedio en ese sitio (Bellis et al. 2004). Estos charcos con baja centralidad de grado, al estar menos conectados, pueden actuar como hábitats más aislados que ofrecen recursos específicos y menor presión de competencia, permitiendo la presencia de especies de gran porte. Estas aves, con mayor capacidad de desplazamiento autónomo y menor dependencia de redes de conectividad, pueden colonizar y sostener poblaciones en estos ambientes aislados (Bellis et al. 2004). En el otro extremo de esta relación se ubica el charco 666 que presenta una alta conectividad de grado y una baja masa corporal y longitud promedio del tarso. Este charco es dominado principalmente por especies de humedales (Anseriformes, Charadriiformes, Ciconiiformes, Pelecaniformes), caracterizadas por tamaños más variables, pero en promedio menores que las observadas en el charco 51, que suelen moverse entre distintos charcos y explotar recursos distribuidos en el paisaje (Haig et al. 1998; Norazlimi y Ramli 2015). Por otro lado, la centralidad de intermediación, tuvo un efecto positivo y significativo. Esta métrica mide el grado en que un charco funciona como un “puente” en la red de conectividad; en este trabajo los charcos con altos valores

de intermediación tienden a estar asociados con aves de mayor masa corporal y longitud promedio del tarso. Una posible explicación es que los charcos estratégicamente ubicados en la red actúan como nodos clave en los desplazamientos, siendo utilizados de manera preferente por especies grandes con un estilo de vida más terrestre o vadeadoras, que suelen requerir recursos más abundantes o específicos y que dependen de sitios que aseguren mayor conectividad (Haig et al. 1998; Zeffer et al. 2003; Minor y Urban 2008; Keinath et al. 2017; Tobias et al. 2022; Aarif et al. 2024). Esto es, aves de mayor tamaño podrían usar los charcos como corredores para acceder a sitios más periféricos, mientras que aves de menor tamaño corporal permanecerán en sitios más centrales.

La longitud promedio del pico respondió ante la centralidad de grado (DC^2) y de intermediación (BC^2). La conectividad de grado mostró una relación negativa y marginalmente significativa. Esto sugiere que, a medida que aumenta la centralidad de grado, la longitud del pico tiende a disminuir levemente, aunque el efecto no es lo suficientemente fuerte como para afirmarse con total certeza. Una posible explicación es que, en charcos con mayor número de conexiones hacia otros charcos, la disponibilidad de recursos favorece la presencia de especies con picos más cortos, capaces de aprovechar distintos tipos de alimento, mientras que aquellas con picos más largos resultan menos frecuentes. El charco 666 presentó longitudes de pico promedio superiores a las predichas por las métricas de red. Este charco se encuentra habitado mayoritariamente por especies asociadas a ambientes de humedales, grupos que se caracterizan por poseer picos relativamente largos adaptados a la explotación de recursos acuáticos en hábitats someros (Haig et al. 1998; Norazlimi y Ramli 2015; Tobias et al. 2022). Por otro lado, la centralidad de intermediación presentó un efecto positivo y altamente significativo. Esto indica que charcos con valores de mayor intermediación en la red, tienden a albergar especies de aves con picos más largos en promedio. Dado que los picos largos suelen estar asociados a estrategias de alimentación más especializada (por ejemplo, la extracción de presas en sustratos específicos o en sistemas más profundos), este resultado sugiere que la conectividad funcional del paisaje ofrece oportunidades únicas para especies con mayores requerimientos ecológicos (Haig et al. 1998; Norazlimi y Ramli 2015).

El índice mano-ala (HWI), mostró una tendencia a aumentar en charcos más profundos y a disminuir levemente en aquellos con mayor intermediación en la red. Estos patrones, aunque débiles, sugieren que las condiciones locales y la posición estructural de los charcos podrían influir parcialmente en la presencia de aves con diferentes capacidades de vuelo. Sin embargo, el modelo en su conjunto no resultó estadísticamente significativo. Esto sugiere que los determinantes evaluados tienen un efecto limitado sobre este atributo morfológico relacionado con la eficiencia de vuelo y la capacidad de dispersión (Sheard et al. 2020; Arango et al. 2022; Tobias et al. 2022). Es posible que el HWI esté más influenciado por factores filogenéticos o por variables ambientales no consideradas en este

estudio, como la temperatura, la estructura de la vegetación circundante o la presencia de corredores de vuelo (Sheard et al. 2020; Claramunt et al. 2022).

La importancia de estos predictores resalta que no solo el número de conexiones con otras comunidades es relevante, sino también la posición estratégica dentro del paisaje de charcos. Sin embargo, se requieren más estudios directos para confirmar y detallar estos mecanismos. Si bien la falta de estudios que integran redes de conectividad y morfología de aves limita la capacidad de establecer relaciones causales sólidas, este trabajo aporta evidencia novedosa sobre cómo la estructura de la red de conexiones y el contexto ambiental interactúan para dar forma a la variación funcional de las comunidades de aves.

5.2 Red bipartita aves–charcos

El análisis de la red bipartita entre los charcos temporales y las especies de aves presentó una estructura modular detectable no significativa, dicha organización no es más marcada que la que podría surgir bajo un proceso aleatorio con las mismas características de base. Esta modularidad identificó grupos de charcos y aves en subcomunidades (módulos) en el espacio, donde existen subgrupos de aves y charcos más conectados entre sí, según características ambientales. Los charcos que integran un mismo módulo tienden a estar geográficamente próximos (vecinos). Este patrón podría sugerir que al igual que para otros grupos biológicos (Borthagaray et al. 2015a; Illarze et al. 2024), el sistema se comporta como una metacomunidad, donde el flujo de individuos entre charcos no es suficientemente fuerte para la homogeneización total; patrón que en aves y para la escala de estudio podría haber ocurrido.

Por otro lado, la red reveló una estructura anidada, lo cual indica que las interacciones no se distribuyen de manera aleatoria, sino que existe un reemplazo de especies y charcos en el paisaje (Fortuna y Bascompte 2006; Olesen et al. 2007; Fortuna et al. 2010). De este modo, los charcos con menor riqueza son una submuestra de los charcos con mayor riqueza; similarmente las especies de aves más especialistas (presentes en un único charco) son una submuestra de las especies de aves generalistas (que se encuentran en todos los charcos). Dicho patrón es consistente con lo descrito en estudios de redes ecológicas (Olesen et al. 2007; Almeida-Neto et al. 2008; Fortuna et al. 2010; Ong et al. 2021; Illarze et al. 2024), en la cual el anidamiento y la modularidad reflejan una organización característica del ensamblaje comunitario.

En cuanto a la composición de las aves que componen los módulos, estos revelan diferencias claras en la preferencia de hábitats, grupo trófico y atributos. Si bien todos los módulos registran presencia de aves asociadas a humedales, los módulos 3 y 5 se encuentran dominados por este grupo. Por su parte, los otros módulos 1, 2, 4 y 6 se caracterizaron por la predominancia de especies propias de

ambientes abiertos, pastizales o ambientes antropizados. El **módulo 3**, está conformado por especies con valores intermedios de masa corporal, longitud de pico y tarso, pero con el índice mano-ala más elevado de todos los módulos, lo que sugiere una mayor capacidad de dispersión y colonización. Posee una fuerte asociación con ambientes de humedales, albergando especies características como el Pato Capuchino (*Anas versicolor*), el Tero Real (*Himantopus mexicanus*) y el Cuervillo de Cañada. La presencia de la Viudita Blanca Grande, categorizada como vulnerable (Azpiroz 2000; Azpiroz et al. 2012; BirdLife International 2025) y registrada únicamente en este módulo del sistema, resalta la importancia de conservar charcos específicos.

Los módulos 5 y 6 reunieron a las especies de mayor masa corporal, con longitudes de picos y tarsos más largos, y valores intermedios del índice mano-ala, lo que sugiere un predominio de aves de mayor requerimiento energético y con capacidades de explotación de recursos específicos, probablemente asociadas a charcos más grandes y persistentes (Sebastián-González et al. 2014; Aarif et al. 2024), como lo son el charco 666 (único charco del módulo 5) y el charco 51 (charco del módulo 6). El **módulo 5**, conformado por un único charco con alta riqueza específica, representa un nodo clave en la red, al albergar especies exclusivas en el sistema. La dominancia de especies asociadas a ambientes de humedales junto con especies de pastizal y de ambientes modificados en menor medida, sugiere que funciona como un mosaico ecológico que integra a aves de distintos tipos de hábitats y grupos tróficos, lo cual indica un posible rol de este charco como sitio clave de alimentación. Desde una perspectiva de conservación, este módulo adquiere particular relevancia por incluir a el Playero Patas Amarillas Chico y a el Playero Patas Amarillas Grande, ambas especies migratorias de larga distancia y amenazadas (Anderson et al. 2019; BirdLife International 2025), lo que sugiere que este charco cumple una función como sitio de parada o alimentación. El **módulo 6**, en cambio, presentó predominancia de especies de pastizal, junto con una proporción menor de aves de humedal y de ambientes arbustivos o modificados. Con una estructura diversa dominada por omnívoros y depredadores tanto acuáticos como terrestres, lo que indica una alta heterogeneidad en los recursos disponibles y del uso oportunista de los charcos. La presencia del Ñandú, categorizada como casi amenazada, refuerza la relevancia de los pastizales naturales en el sistema, ya que esta especie depende de áreas abiertas extensas y poco perturbadas (Bellis et al. 2004; BirdLife International 2025). En contraste, los módulos 2 y 4 agruparon a especies de menor masa corporal, con longitudes de picos y tarsos más cortos. Estas características morfológicas podrían vincularse a una mayor dependencia a charcos pequeños o efímeros (Sebastián-González et al. 2014; Aarif et al. 2024), lo que coincide con las características de los charcos asociados, que presentan valores bajos de área y profundidad dentro del sistema. El **módulo 2**, dominado por especies de pastizal, representa comunidades especializadas de ambientes abiertos, aunque mantiene microhábitats acuáticos relevantes. La presencia de manera exclusiva en este módulo del Sietecolores de Laguna, un ave asociada a humedales con vegetación palustre, evidencia que, a pesar del predominio de

especies de pastizal, estos charcos mantienen microhábitats acuáticos relevantes para la conservación. La ocurrencia del Dragón, especie emblemática de los pastizales de América del Sur y categorizada en peligro (Azpiroz 2000; Azpiroz et al. 2012; BirdLife International 2025), refuerza la importancia de estos charcos como hábitats clave para la conservación de especies amenazadas. El **módulo 4** muestra una mezcla de hábitats y grupos tróficos, lo que podría reflejar una mayor heterogeneidad ambiental en los charcos que lo componen. Esto podría deberse a una proximidad a sectores con mayor cobertura vegetal y/o ubicados cercanos a ambientes forestales. Este módulo está dominado por especies paseriformes y alguna columbiformes de hábitos terrestres, depredadores de invertebrados, granívoros y omnívoros, como la Calandria Común (*Mimus saturninus*), el Tordo Común, el Cardenal Copete Rojo (*Paroaria coronata*), el Churrinche (*Pyrocephalus rubinus*), el Dorado (*Sicalis flaveola*), el Zorzal Común (*Turdus rufiventris*) y la Torcaza (*Zenaida auriculata*), presentes únicamente en este módulo. Aunque contiene una especie acuática como el Chajá, la mayoría de las especies no dependen directamente del ambiente acuático. Cabe destacar que el Tordo Común y el Picabuey, presentan una distribución amplia en el sistema, lo que sugiere que este módulo reúne tanto especies exclusivas como otras con alta capacidad de dispersión y tolerancia a distintos ambientes. Finalmente, el **módulo 1** estuvo conformado por especies con valores intermedios de masa corporal, longitud de pico, tarso e índice mano-ala. Este agrupa principalmente especies tolerantes a ambientes modificados, con predominancia de depredadores de invertebrados. Ejemplos característicos de este módulo son el Ñacurutú (*Bubo virginianus*), el Pirincho Común (*Guira guira*), la Golondrina Azul Chica y la Viudita Blanca Común (*Xolmis irupero*), especies observadas únicamente en el charco 40. La presencia del Pato Barcino (*Anas flavirostris*), una especie acuática, indica que estos charcos aún conservan cierta funcionalidad ecológica básica para aves de humedal, aunque a menor escala.

Esta segregación espacial de aves y charcos entre módulos, donde se identifica un predominio diferencial de grupos tróficos, tipos de hábitat y atributos de las aves en los distintos módulos, pone de manifiesto la importancia de mantener la diversidad de ambientes en el mantenimiento de la riqueza de aves en el sistema. Además, la presencia de especies categorizadas de importancia para la conservación dentro de diferentes módulos, resalta la relevancia del sistema de charcos como refugio de biodiversidad.

5.3 Clasificación de roles de los nodos

Los roles topológicos de los nodos en redes ecológicas pueden analizarse identificando su conectividad dentro y entre módulos (Guimerà y Amaral 2005; Olesen et al. 2007). La clasificación en roles periféricos, conectores, hubs de módulo y hubs de red ha permitido avanzar en la contribución que las especies y sus hábitats contribuyen a mantener los sistemas cohesionados, y

por tanto con importantes implicancias en la biodiversidad y funcionamiento ecosistémico (Carstensen et al. 2012, 2013; Carstensen et al. 2016; Borthagaray et al. 2014; Borzone Mas et al. 2022).

En este trabajo la mayoría de las aves y los charcos fueron clasificados como periféricos (71 de 85), lo que indica una tendencia general hacia la especialización local. Este patrón sugiere que muchas especies de aves presentan preferencias específicas por ciertos charcos, promoviendo una distribución espacial restringida en el sistema (Olesen et al. 2007; Carstensen et al. 2013; Ramos-Robles et al. 2018; Ong et al. 2021; Xu et al. 2024). Por otro lado, se identificaron dos charcos (41 y 7) y nueve especies de aves con roles de conectores, dos charcos como hub de módulo y un charco como hub de red. Aunque la mayoría de las especies ocuparon el rol de periféricas en la red, ello no implica que carezcan de relevancia ecológica. En este sistema, estas especies pueden desempeñar funciones importantes a nivel local, por ejemplo, contribuyendo al control de invertebrados, o al mantenimiento de la estructura trófica, aun cuando no actúen como nodos centrales. Su clasificación como periféricas podría estar asociada a una alta especialización en determinados microhábitats o a una baja frecuencia de ocurrencia en el sistema (Ramos-Robles et al. 2018). En contraste con los periféricos, los roles conectores integran información de diferentes fuentes, enlazan módulos espacialmente distintos, facilitando la circulación de aves entre ambientes (Carstensen et al. 2012, 2013). Las especies conectoras fueron el Carancho, la Cigüeña Común, el Picabuey, el Tordo Común, el Benteveo Común, el Cuervillo de Cañada, la Bandurria Mora, el Tero Común y el Dragón, las cuales podrían estar actuando como especies puente entre módulos. Este rol puede estar vinculado a características ecológicas como la plasticidad en el uso de hábitat, tolerancia a condiciones variables o comportamientos generalistas, que facilitan su función como nexo ecológico entre comunidades (Ramos-Robles et al. 2018).

Los charcos 6 y 51, fueron clasificados como hubs de módulo, los cuales concentran interacciones dentro de su propio módulo, funcionando como núcleos locales de agregación. Su rol podría estar asociado a una alta disponibilidad de recursos o condiciones óptimas para las especies que lo frecuentan, y contribuyen principalmente a la cohesión interna de sus módulos, más que a la conectividad global de la red (Olesen et al. 2007). Por su parte, el charco 666 que fue clasificado como hub de red, se destaca por su alta conectividad intermodular, lo que lo posiciona como un nodo estructuralmente central dentro de la red. Este tipo de nodo puede tener implicancias clave para la conservación, ya que su pérdida podría comprometer la cohesión y resiliencia de la red ecológica (Olesen et al. 2007). En este sentido, el charco 666 parece funcionar como un hábitat clave en el paisaje, albergando especies de distintos grupos tróficos y actuando como fuente para otros charcos. Esto sugiere que la conservación de este charco resulta prioritaria, dado que su pérdida podría tener

un efecto desproporcionado sobre la conectividad general de la red, y el funcionamiento del ecosistema.

En conjunto, la red bipartita de aves y charcos está estructurada en torno a una mayoría de interacciones locales especializadas, sostenidas por un núcleo reducido de especies y charcos con roles de conectores y hubs. Los atributos morfológicos de las aves, parecen influir en la capacidad de estas para ocupar roles más centrales o periféricos dentro de la red. Esta información es relevante para el diseño de estrategias de conservación, ya que permite identificar especies y ambientes que cumplen funciones críticas en la red, y que podrían ser prioritarios para mantener la integridad del sistema.

6. Recomendaciones (objetivo específico 5)

6.1 Aportes y recomendaciones para la gestión ambiental

El presente estudio aporta evidencia sobre el valor ecológico y social de los charcos temporales como componentes clave para la conservación en el paisaje. A pesar de su carácter pequeño y efímero, estos sistemas cumplen un rol esencial en la conservación de la biodiversidad, al sostener una elevada riqueza de aves y una estructura de red con distintos grados de especialización y conectividad (Barta et al. 2024). Estos hallazgos contribuyen a revalorizar a los charcos temporales como ecosistemas estratégicos, tanto por su contribución a la biodiversidad como por los servicios culturales que ofrecen, entre ellos el aviturismo, destacando la necesidad de integrarlos en políticas de conservación y desarrollo sostenible (De Meester et al. 2005; Bartrons et al. 2024).

Los resultados muestran que la estructura de la avifauna está determinada por la interacción entre las condiciones ambientales locales y la conectividad espacial. En particular, la riqueza de especies estuvo determinada por el área de los charcos, mientras que la abundancia y la composición morfológica de las aves respondieron a la conectividad de los charcos, en particular a la centralidad de grado e intermediación. La modularidad detectada sugiere que distintos charcos sostienen comunidades ecológicamente diferenciadas, resaltando la importancia de concebir el sistema como un mosaico interconectado en lugar de unidades aisladas. Esta visión integradora tiene claras implicancias para el manejo y la conservación. La protección de los charcos de mayor tamaño, que concentran la mayor riqueza y abundancia de aves, debe complementarse con la de los charcos más pequeños y efímeros, ya que sostienen distintivos conjuntos de especies y contribuyen a la diversidad funcional del sistema, componente fundamental de la biodiversidad para la resistencia y resiliencia del sistema (Moi et al. 2022; Zamora-Marín et al. 2024). Los charcos denominados como conectores (charcos 7 y 41), hubs de módulo (charcos 6 y 51) y hub de red (charco 666), cumplen un rol central en la conectividad, por lo que su pérdida tendría efectos desproporcionados en su módulo y en la red

de ocurrencia aves-charcos. Esto subraya la necesidad de desarrollar planes de manejo específicos que contemplen acciones como el monitoreo continuo de la avifauna, la regulación de actividades que degraden el hábitat o la calidad del agua y el establecimiento de áreas de acceso restringido para minimizar las perturbaciones, sobre todo en época reproductiva de las aves. Del mismo modo, la gestión del hábitat debe enfocarse en mantener las condiciones que favorecen la presencia de aves acuáticas. Para fortalecer estas acciones de conservación y comprender mejor los mecanismos que impulsan la estructura de la red, se recomienda continuar con el monitoreo de las comunidades de aves en escalas temporales más amplias e incorporar variables ambientales adicionales, tales como cobertura vegetal, conductividad y salinidad, temperatura del agua y del aire, pH, oxígeno disuelto, nutrientes, turbidez, entre otras. Estas variables son cruciales porque se vinculan directamente con la calidad del agua y el hábitat, y son determinantes de la capacidad de carga trófica del sistema para las aves (Sibilia et al. 2022; Mishra et al. 2023; Hamza et al. 2024).

Otro punto que demanda especial atención es la conservación de especies prioritarias para la conservación, los módulos o charcos que concentran aves catalogadas como vulnerables, casi amenazadas o en peligro, deben ser objeto de programas de monitoreo, protección y restauración. La participación de comunidades locales en estas acciones fortalece el vínculo entre la conservación y la apropiación social del territorio, promoviendo un modelo de gestión inclusivo y sostenible (Douglas y Víctor 2022; Nyumah y Brambilla 2025).

Finalmente, el área de estudio ofrece un notable potencial para el aviturismo como estrategia de conservación y diversificación económica en la zona. La alta riqueza de aves, junto con la accesibilidad del paisaje, permite diseñar circuitos interpretativos que integren los charcos de mayor diversidad con otros atractivos naturales de la zona, como el bosque de ombúes y la Laguna de Castillos.

6.2 Medidas para la gestión del desarrollo del aviturismo en los charcos temporales

El desarrollo del aviturismo en este sistema de charcos temporales representa una oportunidad para vincular la conservación de la biodiversidad con el desarrollo local. Para que esta actividad se consolide de manera sostenible, es necesario establecer medidas de gestión que aseguren la protección de los ecosistemas y que, al mismo tiempo, orienten un uso responsable del área como atractivo turístico. En este sentido, se propone priorizar la protección de charcos estratégicos ya sea por su alta diversidad y/o conectividad ecológica (charcos conectores o hubs), estableciendo planes de manejo que regulen el acceso y reduzcan las perturbaciones (acercamiento excesivo, ruido elevado o uso de vehículos motorizados cerca de los charcos, contaminación por residuos, alteración del hábitat por pisoteo de la vegetación circundante, etc), especialmente en períodos reproductivos.

El comportamiento inapropiado de los visitantes, como el acercamiento excesivo a las áreas de permanencia de aves, ocasionan efectos negativos tanto en las propias aves como en sus hábitats (Vázquez et al. 2011; Ballantyne y Packer 2013; Giraldo y Botero 2017). Por consiguiente, es necesario llevar a cabo estudios sobre la distancia de reacción de las aves ante la presencia de visitantes como un indicador esencial para una gestión efectiva de la actividad. Estudios realizados por Vázquez et al. (2011) y Vilugrón-Torres et al. (2016), muestran que durante la etapa de nidificación y cría de pichones, las especies se encuentran más vulnerables al disturbio humano y sugieren que, al planificar la actividad, se adopte una distancia de 200 metros como medida preventiva sobre todo en esta etapa.

Asimismo, es recomendable desarrollar infraestructuras turísticas como miradores, senderos y señalización interpretativa, que faciliten una experiencia educativa y de bajo impacto ambiental, ya que estos permiten a los turistas observar aves de manera responsable y sostenible, sin afectar los ecosistemas naturales. Este enfoque busca mitigar la interferencia humana y preservar el entorno natural durante los períodos críticos del ciclo de vida de las aves, asegurando así su bienestar y la sostenibilidad a largo plazo del aviturismo.

Además, es aconsejable desarrollar programas de formación para guías locales en identificación de aves, manejo responsable de visitantes y comunicación de la importancia ecológica de los charcos y sus aves asociadas. Paralelamente, se recomienda establecer un sistema de registro de observaciones de aves con la participación de turistas y guías, por ejemplo a través de plataformas como eBird, lo que además de enriquecer la experiencia contribuye a la generación de datos de monitoreo.

Otra medida clave es elaborar códigos de conducta en conjunto con guías locales, operadores turísticos y comunidades, promoviendo la aceptación social y la autorregulación de los usuarios. Estos códigos pueden incluir límites de distancia mínima de observación, normas de vestimenta, comportamiento silencioso y respetuoso, capacidad de carga, charlas informativas previas del área y restricciones en el uso de flashes y la técnica de playback al realizar fotografías para no perturbar a los animales (Vázquez et al. 2011; Ballantyne y Packer 2013; Giraldo y Botero 2017).

De esta manera, el aviturismo se plantea no solo como una oportunidad económica para la región, sino también como una estrategia de conservación participativa, donde la valoración y el disfrute de las aves refuerzan el compromiso social con la protección de los charcos.

6.3 Recomendaciones para circuitos de aviturismo basados en los módulos de los charcos

Los resultados de este estudio evidencian que el sistema de charcos temporales posee un alto potencial para el aviturismo, al concentrar una notable riqueza de aves acuáticas, de pastizal, de bosque y matorral, incluyendo especies amenazadas y de especial interés para la conservación y la observación de aves.

A partir del análisis de la red, se identificaron módulos de charcos que agrupan comunidades con características particulares. Esta estructura permite sugerir circuitos de avistaje diferenciados, en función de los intereses de los avituristas. En particular, se recomienda integrar en los recorridos a los charcos estratégicos (hub de red: 666; hubs de módulos: 6 y 51; y conectores: 41 y 7), complementando así la oferta ecoturística de la zona.

Aves de pastizal y rapaces

El Módulo 6 (charcos 44, 47 y 51, en el establecimiento “El Gurí”) es ideal para observar aves de ambientes abiertos de pastizal. Allí se encuentran especies de gran tamaño, como el Ñandú, la Cigüeña Común y la Garza Mora (*Ardea cocoi*), junto con aves pequeñas típicas de estos ambientes, como el Pecho Colorado (*Sturnella superciliaris*) y la Tijereta (*Tyrannus savana*). Además, este módulo concentra aves rapaces como el Gavilán Alilargo (*Circus buffoni*), el Carancho, el Buitre Cabeza Roja (*Cathartes aura*) y el Chimango (*Milvago chimango*). Todos estos elementos refuerzan su atractivo para la observación de aves de pastizal en distintos estratos y tamaños corporales.

El Módulo 2 (charcos 4, 36, 38 y 41, en el establecimiento “Barra Grande”), también asociado a ambientes abiertos, reúne especies de menor tamaño corporal y con adaptaciones a charcos de menor superficie. Allí destacan especies de interés para la conservación como el Dragón, categorizada según la Lista Roja de la UICN para las aves como En Peligro (BirdLife International 2025).

Aves de humedales y acuáticas

El Módulo 5, conformado únicamente por el charco 666 (en “Barra Grande”), concentra la mayor riqueza de especies (50 especies) y constituye el principal atractivo para observar aves acuáticas. Aquí se registran el Cisne Coscoroba (*Coscoroba coscoroba*), el Pato Cara Blanca (*Dendrocygna viduata*), Pato Brasileiro (*Amazonetta brasiliensis*), Garza Amarilla (*Syrigma sibilatrix*), Espátula Rosada (*Platalea ajaja*), entre otras. Además habitan especies de interés para la conservación como el Playero Patas Amarillas Chico y Playero Patas Amarillas Grande. Este sitio es clave para quienes busquen la mayor diversidad de aves de humedal.

El Módulo 3 (charcos 10 y 15, en “Barra Grande”) también mostró fuerte asociación con humedales, albergando especies como el Pato Capuchino, el Tero Real, la Gaviota Capucho Café y el Cuervillo de Cañada. Dentro de este módulo también se registró a la especie Viudita Blanca Grande categorizada como Vulnerable (BirdLife International 2025), lo que resalta su valor para la conservación de aves amenazadas.

Aves de ambientes antropizados

En el Módulo 1 (charcos 7, 16 y 40, en “Barra Grande”) predominan especies tolerantes a ambientes antropizados, como el Pirincho Común, la Golondrina Azul Chica, el Ñacurutú y la Viudita Blanca Común, observadas únicamente en el charco 40.

Aves de hábitats mixtos

El Módulo 4 (charcos 6, 17, 18 y 21022, en “Barra Grande”) agrupa principalmente passeriformes de menor tamaño corporal, generalistas, adaptados a charcos de menor superficie, como la Calandria Común, el Tordo Común, el Cardenal Copete Rojo, el Churrinche, el Dorado, el Zorzal Común y la Sabiá Común (*Turdus amaurochalinus*). Aunque incluye alguna especie acuática (*Chauna torquata*), la mayoría no depende estrictamente del ambiente acuático. Este módulo resulta atractivo para observar aves comunes de diversos hábitats.

Especies amenazadas y de interés para la conservación

Especies categorizadas como En Peligro (Dragón), Vulnerable (Viudita Blanca Grande y Playero Patas Amarillas Chico) o Casi Amenazada (Ñandú y Playero Patas Amarillas Grande) se encuentran distribuidas en los distintos módulos, lo que refuerza la necesidad de recorrer varios circuitos para maximizar las oportunidades de observación.

Este esquema de circuitos permite orientar tanto a avituristas especializados que buscan especies puntuales, como a visitantes generales interesados en maximizar la diversidad observada. Además, refuerza la idea de que no alcanza con visitar un único charco o módulo, el valor del sistema radica en su mosaico de hábitats complementarios.

7. Bibliografía

- Aarif K, Zouhar J, Musilová Z, Musil P, Nefla A, Muzaffar S, Rubeena K. 2024. Bill Length of Non-breeding Shorebirds Influences the Water Depth Preferences for Foraging in the West Coast of India. *Ecology and Evolution*, 14. <https://doi.org/10.1002/ece3.70396>
- Alfaro M. 2017. Plan de Monitoreo de Aves en el sitio Ramsar Bañados del Este y Franja Costera. Documento de trabajo Número 54. Programa de Conservación de la Biodiversidad y Desarrollo Sustentable en los Humedales del Este PROBIDES, Rocha.
- Alfaro M, Clara M. 2007. Assemblage of shorebirds and seabirds on Rocha Lagoon sandbar, Uruguay. *Ornitología Neotropical* 18: 421-432.
- Almeida-Neto M, Guimarães P, Guimarães PR, Loyola RD, Ulrich W. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos* 117: 1227–1239.
- Álvarez W, De Souza Rocha R. 1997. Geografía III - Uruguay y la región. Montevideo, Uruguay: Santillana.
- Anderson A, Duijns S, Smith P, Friis C, Nol E. 2019. Migration Distance and Body Condition Influence Shorebird Migration Strategies and Stopover Decisions During Southbound Migration. *Frontiers in Ecology and Evolution*. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00251>.
- Arango A, Pinto-Ledezma J, Rojas-Soto O, Lindsay A, Mendenhall C, Villalobos F. 2022. Hand-Wing Index as a surrogate for dispersal ability: the case of the Emberizoidea (Aves: Passeriformes) radiation. *Biological Journal of the Linnean Society*. <https://doi.org/10.1093/biolinnean/blac071>
- Arim M, Pinelli V. 2023. Plants metacommunity from temporary ponds [Dataset]. . DRYAD.
- Arim M, Pinelli V, Rodríguez-Tricot L, Ortiz E, Illarze M, Fagúndez-Pachón C, Borthagaray AI. 2023. Chance and necessity in the assembly of plant communities: Stochasticity increases with size, isolation and diversity of temporary ponds. *Journal of Ecology* 111:1641-1655.
- Azpiroz AB. 2000. Biología y conservación del Dragón (*Xanthopsar flavus*, Icteridae) en la Reserva de Biosfera Bañados del Este. Documentos de trabajo de PROBIDES No 29, Rocha, 25 Pp.
- Azpiroz AB. 2003. Las aves del Uruguay. Lista e Introducción a su Biología y Conservación. Aves Uruguay - GUPECA, Montevideo.
- Azpiroz AB. 2012. Aves de las Pampas y Campos de Argentina, Brasil y Uruguay. Una guía de identificación. Pressur, Nueva Helvecia. 352 pp. ISBN: 978-9974-98-878-1.
- Azpiroz AB. 2021. Uruguay: gateway to Neotropical birdlife. *Neotropical Birding* 28, 3-16.
- Azpiroz AB, Jiménez S, Alfaro M. 2017. Libro Rojo de las Aves del Uruguay. Biología y conservación de las aves en peligro de extinción a nivel nacional. Categorías “Extinto a Nivel Regional”, “En Peligro Crítico” y “En Peligro”. DINAMA y DINARA, Montevideo.
- Ballantyne R, Packer J. 2013. International handbook on ecotourism. Edward Elgar Publishing. University of Queensland, School of Tourism, Australia.
- Barbaro L, Brockerhoff EG, Giffard B. et al. 2012. Edge and area effects on avian assemblages and insectivory in fragmented native forests. *Landscape Ecol* 27, 1451–1463. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9800-x>

- Barreneche JM, Zarucki M. 2017. Serie Documentos de trabajo N° 52. Mapeo y clasificación de formaciones vegetales del sitio Ramsar Bañados del Este y Franja Costera. Probides. Rocha, Uruguay. Disponible en: <https://www.probides.org.uy/descrip-publicacion.php?id=2779>
- Barta B, Szabó A, Szabó B, Ptacnik R, Vad CF, Horváth Z. 2024. How pondscapes function: connectivity matters for biodiversity even across small spatial scales in aquatic metacommunities. *Ecography*. 2024:e06960.
- Bartrons M, Trochine C, Blicharska M, Oertli B, Lago M, Brucet S. 2024. Unlocking the potential of ponds and pondscapes as nature-based solutions for climate resilience and beyond: hundred evidences. *J Environ Manage*. 359:120992.
- Bartrons M, Yang J, Cuenca-Cambronero M, et al. 2025. Why ponds concentrate nutrients: the roles of internal features, land use, and climate. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-025-05907-0>
- Bascompte J, Jordano P, Melián CJ, Olesen JM. 2003. The nested assembly of plant–animal mutualistic networks. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 100(16):9383–9387. doi:10.1073/pnas.1633576100
- Bellis L, Martella M, Navarro J. 2004. Habitat use by wild and captive-reared greater rheas *Rhea americana* in agricultural landscapes in Argentina. *Oryx*, 38, 304 - 310. <https://doi.org/10.1017/S0030605304000547>
- BirdLife International. 2025. Lista Roja de la UICN para las aves. Descargado de <https://datazone.birdlife.org>
- Blondel VD, Guillaume J-L, Lambiotte R, Lefebvre E. 2008. Fast unfolding of communities in large networks. *Journal of Statistical Mechanics: Theory and Experiment*. 2008(10):P10008.
- Borges FJA, Ribeiro BR, Lopes LE, Loyola R. 2019. Bird vulnerability to climate and land use changes in the Brazilian Cerrado. *Biol Conserv*. 236:347–355. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.055>
- Borthagaray AI, Arim M, Marquet PA. 2014. Inferring species roles in metacommunity structure from species co-occurrence networks. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 281. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1425>
- Borthagaray AI, Berazategui M, Arim M. 2015a. Disentangling the effects of local and regional processes on biodiversity patterns through taxon-contingent metacommunity network analysis. *Oikos* 124:1383-1390.
- Borthagaray AI, Pinelli V, Berazategui M, Rodríguez-Tricott L, Arim M. 2015b. Effects of metacommunity network on local communities structure: from theoretical predictions to empirical evaluations. In A. Belgrano, G. Woodward, & U. Jacob (Eds.), *Aquatic Functional Biodiversity*: Elsevier.
- Borthagaray AI, Teixeira-de Mello F, Tesitore G, et al. 2020. Community isolation drives lower fish biomass and species richness, but higher functional evenness, in a river metacommunity. *Freshwater Biology*. 65:2081–2095. <https://doi.org/10.1111/fwb.13603>
- Borzone Mas D, Scarabotti P, Alvarenga P, Arim M. 2022. Symmetries and asymmetries in the topological roles of piscivorous fishes between occurrence networks and food webs. *Journal of Animal Ecology*. 91:2061–2073. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13784>
- Brose U, Ostling A, Harrison K, Martinez ND. Unified spatial scaling of species and their trophic interactions. *Nature*. 2004 Mar 11;428(6979):167-71. doi: 10.1038/nature02297. PMID: 15014497.
- Cajas-Bravo TV, Estela-Morales LY, Chanta-García O, Calderón-Cahue JJ, Pasquel-Cajas AF. 2021. Aviturismo, alternativa para el desarrollo ecoturístico en el Parque Nacional Tingo María, Perú. *Revista Universidad y Sociedad*.

- Carstensen DW, Dalsgaard B, Svenning JC, Rahbek C, Fjeldså J, Sutherland WJ, Olesen JM. 2012. Biogeographical modules and island roles: a comparison of Wallacea and the West Indies. *Journal of Biogeography*. 39:739–749. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02628.x>
- Carstensen DW, Dalsgaard B, Svenning JC, Rahbek C, Fjeldså J, Sutherland WJ, Olesen JM. 2013. The functional biogeography of species: biogeographical species roles of birds in Wallacea and the West Indies. *Ecography*. 36:1097–1105. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.00223.x>
- Carstensen DW, Sabatino M, Morellato LPC. 2016. Modularity, pollination systems, and interaction turnover in plant–pollinator networks across space. *Ecology*. 97:1298–1306. <https://doi.org/10.1890/15-0830.1>
- Cerda-Peña C, Rau J. 2023. The importance of wetland habitat area for waterbird species-richness. *Ibis*. <https://doi.org/10.1111/ibi.13205>
- Chamberlain D, Gough S, Vaughan H, Vickery J, Appleton G. 2007. Determinants of bird species richness in public green spaces. *Bird Study*, 54, 87 - 97. <https://doi.org/10.1080/00063650709461460>
- Chester ET, Robson BJ. 2013. Anthropogenic refuges for freshwater biodiversity: their ecological characteristics and management. *Biological Conservation*, 166, 64–75.
- Claramunt S, Hong M, Bravo A. 2022. The effect of flight efficiency on gap-crossing ability in Amazonian forest birds. *Biotropica*, 54, 860 - 868. <https://doi.org/10.1111/btp.13109>
- Cracco M, García L, González E, Rodríguez L, Quintillán A. 2005. IMPORTANCIA GLOBAL DE LA BIODIVERSIDAD DE URUGUAY-BORRADOR. Proyecto Fortalecimiento de las Capacidades para la Implementación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (URU/05/001). Uruguay.
- Csardi G, Nepusz T. 2006. The igraph software package for complex network research. *InterJournal Complex Systems*. Vol. Sistemas Complejos. p 1695. <https://igraph.org>
- Davies B, Biggs J, Williams P, Whitfield M, Nicolet P, Sear D, Maund S. 2008. Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 125(1-4), 1–8.
- De Meester L, Declerck S, Stoks R, Louette G, Van De Meutter F, De Bie T, Michels E, Brendonck L. 2005. Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 15:715–725. <https://doi.org/10.1002/aqc.748>
- Dixneuf C, Peiris P, Nummi P, Sundell J. 2021. Vernal pools enhance local vertebrate activity and diversity in a boreal landscape. *Global Ecology and Conservation*. 31:e01858. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01858>.
- Dormann CF, Frueund J, Bluethgen N, Gruber B. 2008. Indices, Graphs and Null Models: Analyzing Bipartite Ecological Networks. En *The Open Ecology Journal*. vol. 2, págs. 7-24.
- Douglas O, Victor A. 2022. Optimizing community participation in the management of Yala Wetland Ecosystem, Lake Victoria Basin, Kenya: The Yala Hub Framework. *African Journal of Environmental Science and Technology*. <https://doi.org/10.5897/ajest2020.2940>.
- Elliott L, Igl L, Johnson D. 2019. The relative importance of wetland area versus habitat heterogeneity for promoting species richness and abundance of wetland birds in the Prairie Pothole Region, USA. *The Condor*, 122, 1 - 21. <https://doi.org/10.1093/condor/duz060>
- Fortuna MA, Bascompte J. 2006. Habitat loss and the structure of plant–animal mutualistic networks. *Ecology Letters*, 9: 281-286. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00868.x>

- Fortuna MA, Stouffer DB, Olesen JM, Jordano P, Mouillot D, Krasnov BR, Poulin R, Bascompte J. 2010. Nestedness versus modularity in ecological networks: two sides of the same coin?. *Journal of Animal Ecology*, 79: 811-817. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01688.x>
- Gambarotta JC, Saralegui A, González EM. 1999. Vertebrados tetrápodos del Refugio de Fauna Laguna de Castillos, departamento de Rocha. *Relevamientos de Biodiversidad. Publicación Extra del Museo Nacional de Historia Natural No. 47. Montevideo (UY): Vida Silvestre Uruguay. Número 3, pp. 1–31.*
- Giraldo T, Botero A. 2017. Efecto de la presencia humana sobre el comportamiento del Pato de Torrente *Merganetta armata* (Aves: Anatidae) en el Río Quindío (sector Boquía), Salento-Colombia. *Revista interamericana de ambiente y turismo. Colombia.*
- Guimerà R, Amaral LAN. 2005. Functional cartography of complex metabolic networks. *Nature*. 433(7028):895–900. doi:10.1038/nature03288.
- Haig S, Mehlman D, Oring LW. 1998. Avian movements and wetland connectivity in landscape conservation. *Conservation Biology*. 12. 749-758. 10.1046/j.1523-1739.1998.97102.x
- Hamza F, Abdi A, Chokri M, Yacoubi L, Dlensi H, Hammouda N, Ghlis A, Jemaa B, Elghoul M, Hedhili A, Hanane S. 2024. Landscape context and wetland attributes influence wintering waterbirds in important bird and biodiversity areas: implications for conservation and management. *Landscape Ecology*. <https://doi.org/10.1007/s10980-024-01942-9>.
- Hartel T, Moga C, David A, Coroiu I. 2009. Species richness — pond area relationships of amphibians and birds in two Natura 2000 protected areas of Romania. *Community Ecology*, 10(2), 159-164. <https://doi.org/10.1556/comec.10.2009.2.4>
- Henriksson S, Jorde PE, Berkström C, Sørvik G, De Wit P, Knutsen H, Moland E, André C, Jahnke M. 2025. Connectivity and population structure in a marginal sea—a review. *Diversity and Distributions*. 31:e70056. <https://doi.org/10.1101/2024.11.11.622907>
- Hsieh TC, Ma KH, Chao A. 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*. 7(12):1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Illarze M, Ortiz E, Rodríguez-Tricot L, Pinelli V, Piñeiro-Guerra J, Sosa-Panzera L, Zarucki M, Hernández D, Ziegler L, Berazategui M, Borthagaray A, Loureiro M, Laufer G, Arim M. 2021. La diversidad escondida: invertebrados de charcos temporales en Barra Grande Uruguay. *Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay*.
- Illarze M, Arim M, Ramos-Jiliberto R, Borthagaray AI. 2024. Habitat isolation and vegetation diversity explain the nested, checkerboard, and modular organizations of animal species occurrences within pond communities. *Journal of Animal Ecology*:in press.
- Kallimanis A, Mazaris A, Tzanopoulos J, Halley J, Pantis J, Sgardelis S. 2008. How does habitat diversity affect the species-area relationship. *Global Ecology and Biogeography*, 17, 532-538. <https://doi.org/10.1111/J.1466-8238.2008.00393.X>
- Keinath D, Doak D, Hodges K, Prugh L, Fagan W, Şekercioğlu Ç, Bucharth S, Kauffman M. 2017. A global analysis of traits predicting species sensitivity to habitat fragmentation. *Global Ecology and Biogeography*, 26, 115-127. <https://doi.org/10.1111/GEB.12509>

- Koschützki D, Schreiber F. 2008. Centrality analysis methods for biological networks and their application to gene regulatory networks. *Gene Regul Syst Biol.* 2:193–201. doi:10.4137/grsb.s702
- Lawton JH. 1999. Are there general laws in ecology? *Oikos.* 84:177–192. <https://doi.org/10.2307/3546712>
- Leibold MA, Chase JM. 2018. *Metacommunity ecology.* Princeton (NJ): Princeton University Press.
- Lewinsohn TM, Prado PI, Jordano P, Bascompte J, Olesen JM. 2006. Structure in plant–animal interaction assemblages. *Oikos.* 113(1):174-184.
- Liguori-Rechain JL. 2011. Relación tamaño corporal-área en aves que utilizan un sistema de charcos temporales. Tesis de grado. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias, Montevideo.
- Lu X, Jia Y, Wang Y. 2024. The effect of landscape composition, complexity, and heterogeneity on bird richness: a systematic review and meta-analysis on a global scale. *Landscape Ecology.* <https://doi.org/10.1007/s10980-024-01933-w>
- MacArthur RH, Wilson EO. 1967. *The theory of island biogeography.* Princeton University Press.
- Martín González AM, Vázquez DP, Ramos-Jiliberto R, Lee SH, Miele V. 2020. Core–periphery structure in mutualistic networks: an epitaph for nestedness? [preprint]. bioRxiv. <https://doi.org/10.1101/2020.04.02.021691>
- Minor ES, Urban DL. 2008. A graph-theory framework for evaluating landscape connectivity and conservation planning. *Conservation Biology,* 22(2), 297–307.
- Mishra A, Kumar S, Patra R, Kumar A, Sahu H, Chandra N, Pande C, & Alshehri F. 2023. Physicochemical Parameters of Water and Its Implications on Avifauna and Habitat Quality. *Sustainability.* <https://doi.org/10.3390/su15129494>.
- Moi D, Lansac-Tôha F, Romero G, Sobral-Souza T, Cardinale B, Kratina P, Perkins D, De Mello T, Jeppesen E, Heino J, Lansac-Tôha F, Velho L, Mormul R. 2022. Human pressure drives biodiversity–multifunctionality relationships in large Neotropical wetlands. *Nature Ecology & Evolution,* 6, 1279 - 1289. <https://doi.org/10.1038/s41559-022-01827-7>.
- Newman MEJ. 2006. Modularity and community structure in networks, *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 103 (23) 8577-8582, <https://doi.org/10.1073/pnas.0601602103>
- Newman MEJ. 2018. *Networks.* 2nd ed. Oxford (UK): Oxford University Press. 784 p.
- Newman MEJ, Girvan M. 2004. Finding and evaluating community structure in networks. *Physical Review.* 69(2):026113. doi:10.1103/PhysRevE.69.026113
- Norazlimi N, Ramli R. 2015. The Relationships between Morphological Characteristics and Foraging Behavior in Four Selected Species of Shorebirds and Water Birds Utilizing Tropical Mudflats. *TheScientificWorldJournal.* 2015. 105296. 10.1155/2015/105296
- Nyumah D, Brambilla M. 2025. Balancing habitat conservation and community livelihoods: an evaluation of community-based wetlands management in the Lake Piso multiple-use nature reserve.. *Journal of environmental management,* 386, 125740. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.125740>.
- Olesen JM, Bascompte J, Dupont YL, Jordano P. 2007. The modularity of pollination networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America.* 104(50):19891–19896. doi:10.1073/pnas.0706375104

- Ong L, McConkey K, Campos-Arceiz A. 2021. The ability to disperse large seeds, rather than body mass alone, defines the importance of animals in a hyper-diverse seed dispersal network. *Journal of Ecology*. 110. doi:10.1111/1365-2745.13809.
- Palacio Niño JO. 2020. Detección de comunidades en redes: algoritmos y aplicaciones [tesis de máster]. arXiv preprint arXiv:2009.08390. Disponible en: <https://arxiv.org/abs/2009.08390>
- Paracuellos M, Telleria JL. 2004. Factors affecting the distribution of a waterbird community: The role of habitat configuration and bird abundance. *Waterbirds* 27(4):446–453. [https://doi.org/10.1675/1524-4695\(2004\)027\[0446:FA TDOA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1675/1524-4695(2004)027[0446:FA TDOA]2.0.CO;2)
- Parau P, Lemnar C, Dinsoreanu M, Potolea R. 2017. Opinion Leader Detection. CHAPTER 10. *Sentiment Analysis in Social Networks*, 157–170. Technical University of Cluj-Napoca, Cluj-Napoca, Romania. doi:10.1016/b978-0-12-804412-4.00010-3
- Peral C, Landman M, Kerley GIH. 2022. The inappropriate use of time-to-independence biases estimates of activity patterns of free-ranging mammals derived from camera traps. *Ecology and Evolution*, 12(11):e9516. <https://doi.org/10.1002/ece3.9408>
- Pinelli V. 2016. El ambiente y la estructura comunitaria como determinantes de la estabilidad en comunidades vegetales de charcos temporales [tesis de maestría]. Montevideo (UY): Universidad de la República (Uruguay), Facultad de Ciencias - PEDECIBA.
- PROBIDES. 1999. Plan Director. Reserva de Biosfera Bañados del Este, Uruguay. PROBIDES, Rocha.
- Raffo FC, Rodolfo de la Peña M, Laenen-Silva R, Capuccio G, Bonin LM. 2009. Aves del Río Uruguay. Guía ilustrada de las especies del bajo Río Uruguay y embalse de Salto Grande. Publicaciones de la comisión administradora del Río Uruguay. CARU.
- Ramos-Robles M, Andresen E, Díaz-Castelazo C. 2018. Modularity and robustness of a plant-frugivore interaction network in a disturbed tropical forest. *Écoscience*, 25(3), 209–222. <https://doi.org/10.1080/11956860.2018.1446284>
- Ramsar. 2016. Bañados del Este y Franja Costera. Serie de Resúmenes de sitios Ramsar del Uruguay. Resumen Sitio 1. Uruguay. Disponible en: https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/site_summary_1_banados_es_0.pdf
- Rivera J. 2007. Manual con criterios de sostenibilidad para el desarrollo de destinos de aviturismo en Guatemala. Parques en peligro. The Nature Conservancy. Mesa Nacional de Aviturismo. USAID. Guatemala.
- Rodriguez-Tricot L, Arim M. 2019. From Hutchinsonian ratios to spatial scaling theory: the interplay among limiting similarity, body size, and landscape structure. *Ecography*.
- Rosenzweig ML. 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press.
- Savary P, Clauzel C, Foltête JC, Vuidel G, Girardet X, Bourgeois M, Martin FM, Ropars L, Garnier S. 2024. Multiple habitat graphs: how connectivity brings forth landscape ecological processes. *Landscape Ecology*. 39:168. <https://doi.org/10.1007/s10980-024-01947-4>
- Sebastián-González E, Sánchez-Zapata JA, Botella F. 2010. Agricultural ponds as alternative habitat for waterbirds: spatial and temporal patterns of abundance and management strategies. *Eur J Wildl Res* 56 , 11–20. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0288-x>

- Sebastián-González E, Green A. 2014. Habitat Use by Waterbirds in Relation to Pond Size, Water Depth, and Isolation: Lessons from a Restoration in Southern Spain. *Restoration Ecology*, 22. <https://doi.org/10.1111/rec.12078>.
- Sheard C, Neate-Clegg M, Alioravainen N, Jones S, Vincent C, MacGregor H, Bregman T, Claramunt S, Tobias J. 2020. Ecological drivers of global gradients in avian dispersal inferred from wing morphology. *Nature Communications*, 11. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-16313-6>
- Sibilia C, Aguirre-Gutiérrez J, Mowbray L, Malhi Y. 2022. Effects of submerged aquatic vegetation and water quality on waterfowl abundance by foraging guild. *Ecological Solutions and Evidence*. <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12137>
- Silva-Rodríguez EA, Cortés EI, Vasquez-Ibarra V, Gálvez N, Cusack J, Ohrens O, Infante-Varela J. 2025. A protocol for error prevention and quality control in camera trap datasets. *Journal of Applied Ecology*, 62(4):773–784. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.70010>
- Subasinghe K, Symonds MRE, Vidal-García M, Bonnet T, Prober SM, Williams KJ, Gardner JL. 2021. Repeatability and validity of phenotypic trait measurements in birds. *Evolutionary Biology*, 48(1):100–114. <https://doi:10.1007/s11692-020-09527-5>
- Tobias JA, Sheard C, Pigot AL, Devenish AJM, Yang J, Sayol F, et al. 2022. AVONET: morphological, ecological and geographical data for all birds. *Ecology Letters*. 25:581–597. <https://doi.org/10.1111/ele.13898>
- Uezu A, Metzger JP, Vielliard JME. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation*. 123(4):507–519. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.001>
- Urban D, Keitt T. 2001. Landscape Connectivity: A Graph-Theoretic Perspective. *Ecology*, 82(5), 1205–1218. <https://doi.org/10.2307/2679983>
- Vázquez MV, Encabo M, Paz-Barreto D. 2011. Aviturismo y su ordenamiento en conservación. Universidad Nacional de Mar del Plata. Mar del Plata, Argentina.
- Viana-Maturro F. 2009. La zona costera del Uruguay: biodiversidad y gestión. Editorial Aula XXI/Santillana, Montevideo-Uruguay.
- Vilugrón-Torres J C, Rau-Acuña J, Encabo M E. 2016. Comportamiento de aves y visitantes: Humedal de Caulín, Isla Grande de Chiloé, Chile. Serie Turismo y Conservación. Editorial Universidad Nacional del Comahue. Neuquén, Argentina.
- Xu S. 2024. The study of periphery uniqueness and balance in ecological networks. <https://doi.org/10.48550/arXiv.2404.04660>
- Zamora-Marín J, Zamora-López A, Oliva-Paterna F, Torralva M, Sánchez-Montoya M, Calvo J. 2024. From small waterbodies to large multi-service providers: Assessing their ecological multifunctionality for terrestrial birds in Mediterranean agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108760>
- Zeffer A, Johansson L, Marmebro Å. 2003. Functional correlation between habitat use and leg morphology in birds (Aves). *Biological Journal of The Linnean Society*, 79, 461-484. <https://doi.org/10.1046/j.1095-8312.2003.00200.x>.
- Zhang J, Luo Y. 2017. Degree Centrality, Betweenness Centrality, and Closeness Centrality in social network. In: Proceedings of the 2017 2nd International Conference on Modelling, Simulation and Applied

Mathematics (MSAM2017). *Advances in Intelligent Systems Research*, vol 132. Atlantis Press; p. 300–303. doi:10.2991/msam-17.2017.68.

Zhao Y, Mendenhall CD, Matthews TJ, Wang D, Li W, Liu X, Tang S, Han P, Wei G, Kang Y, Wu C, Wang R, Zeng D, Frishkoff LO, Si X. 2024. Land-use change interacts with island biogeography to alter bird community assembly. *Proc R Soc B*.291:20232245. <http://doi.org/10.1098/rspb.2023.2245>

Zhu C, Li W, Wang D, Ding P, Si X. 2021. Plant–frugivore interactions revealed by arboreal camera trapping. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 19(3): 149–150. doi:10.1002/fee.2321.

Zhu C, Li W, Gregory T, Wang D, Ren P, Zeng D, Kang Y, Ding P, Si X. 2022. Arboreal camera trapping: a reliable tool to monitor plant-frugivore interactions in the trees on large scales. *Remote Sens Ecol Conserv*. 8(1):92–104. doi:10.1002/rse2.232. <http://dx.doi.org/10.1002/rse2.232>.

8. Anexos

Objetivo específico 1

Tabla A: Lista de aves registradas en los charcos temporales

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	NOMBRE COMÚN	
ACCIPITRIFORMES	Accipitridae	Buteogallus meridionalis	Aguila Colorada	
		Circus buffoni	Gavilán Alilargo	
		Rostrhamus sociabilis	Gavilán Caracolero	
ANSERIFORMES	Cathartidae	Cathartes aura	Buitre Cabeza Roja	
	Anatidae	Amazonetta brasiliensis	Pato Brasileiro	
		Anas flavirostris	Pato Barcino	
		Anas georgica	Pato Maicero	
		Anas versicolor	Pato Capuchino	
		Coscoroba coscoroba	Coscoroba	
		Dendrocygna viduata	Pato Cara Blanca	
	Anhimidae	Chauna torquata	Chajá	
CHARADRIIFORMES	Charadriidae	Vanellus chilensis	Tero Común	
	Jacanidae	Jacana jacana	Jacana	
	Laridae	Chroicocephalus maculipennis	Gaviota Capucho Café	
	Recurvirostridae	Himantopus mexicanus	Tero Real	
	Scolopacidae	Calidris melanotos	Playerito Pecho Gris	
		Gallinago paraguaiiae	Becasina Común	
		Tringa flavipes	Playero Patas Amarillas Chico	
	Tringa melanoleuca	Playero Patas Amarillas Grande		
	Tringa semipalmata	Playero Ala Blanca		
CICONIIFORMES	Ciconiidae	Ciconia maguari	Cigüeña Común	
		Mycteria americana	Cigüeña Cabeza Pelada	
COLUMBIFORMES	Columbidae	Patagioenas maculosa	Paloma Ala Manchada	
		Zenaida auriculata	Torcaza	
CUCULIFORMES	Cuculidae	Guira guira	Pirincho Común	
FALCONIFORMES	Falconidae	Caracara plancus	Carancho	
		Milvago chimango	Chimango	
GRUIFORMES	Rallidae	Aramides ypecaha	Gallineta Grande	
		Pardirallus sanguinolentus	Gallineta Común	
PASSERIFORMES	Emberizidae	Paroaria coronata	Cardenal Copete Rojo	
		Sicalis flaveola	Dorado	
		Sicalis luteola	Misto	
		Furnariidae	Furnarius rufus	Hornero
	Hirundinidae	Hirundo rustica	Golondrina Tijereta	
		Progne tapera	Golondrina Parda Grande	
		Pygochelidon cyanoleuca	Golondrina Azul Chica	
Tachycineta leucopyga		Golondrina Patagónica		
		Tachycineta leucorrhoa	Golondrina Ceja Blanca	

	Icteridae	Molothrus bonariensis	Tordo Común
		Pseudoleistes virescens	Pecho Amarillo
		Sturnella superciliaris	Pecho Colorado
		Xanthopsar flavus	Dragón
	Mimidae	Mimus saturninus	Calandria Común
	Passeridae	Passer domesticus	Gorrión
	Troglodytidae	Troglodytes aedon	Ratonera
	Turdidae	Turdus amaurochalinus	Sabiá Común
		Turdus rufiventris	Zorzal Común
	Tyrannidae	Machetornis rixosa	Picabuey
		Pitangus sulphuratus	Benteveo Común
		Pyrocephalus rubinus	Churrinche
		Tachuris rubrigastra	Sietecolores de Laguna
		Tyrannus savana	Tijereta
		Xolmis dominicanus	Viudita Blanca Grande
		Xolmis irupero	Viudita Blanca Común
PELECANIFORMES	Ardeidae	Ardea alba	Garza Blanca Grande
		Ardea cocoi	Garza Mora
		Bubulcus ibis	Garcita Bueyera
		Egretta thula	Garza Blanca Chica
		Syrigma sibilatrix	Garza Amarilla
	Threskiornithidae	Phimosus infuscatus	Cuervillo Cara Pelada
		Platalea ajaja	Espátula Rosada
		Plegadis chihi	Cuervillo de Cañada
		Theristicus caerulescens	Bandurria Mora
PICIFORMES	Picidae	Colaptes campestris	Carpintero de Campo
PSITTACIFORMES	Psittacidae	Myiopsitta monachus	Cotorra
RHEIFORMES	Rheidae	Rhea americana	Ñandú
STRIGIFORMES	Strigidae	Bubo virginianus	Ñacurutú
TINAMIFORMES	Tinamidae	Nothura maculosa	Perdiz Común

Tabla B: Abundancia y porcentaje total de aves y su presencia en charcos

Especies	Abundancia	Porcentaje	Presencia N°charcos	N° Total de charcos
Plegadis chihi	7680	66,9689571	36,15,41,10,7,666,44,51,47	9
Chroicocephalus maculipennis	1135	9,89710499	15,666	2
Vanellus chilensis	495	4,31635856	38,36,15,41,666,44	6
Chauna torquata	275	2,39797698	21022,666	2
Rostrhamus sociabilis	212	1,84862225	666,51	2
Ciconia maguari	207	1,80502267	40,15,21022,666,44,51,47	7
Rhea americana	181	1,57830485	38,44,51,47	4
Molothrus bonariensis	161	1,40390652	38,36,18,17,6,41,7,21022,666,51	10
Himantopus mexicanus	100	0,87199163	15,666	2
Caracara plancus	78	0,68015347	40,38,44,6,41,666,51,47	8

Coscoroba coscoroba	64	0,55807464	666	1
Bubulcus ibis	70	0,61039414	666	1
Anas versicolor	65	0,56679456	15,666	2
Tringa melanoleuca	59	0,51447506	666	1
Ardea cocoi	54	0,47087548	666,51	2
Ardea alba	49	0,4272759	666	1
Theristicus caerulescens	47	0,40983607	40,6,7,666,51	5
Myiopsitta monachus	45	0,39239623	40,16,6,7,666	5
Anas flavirostris	45	0,39239623	40,666	2
Pitangus sulphuratus	43	0,3749564	40,15,6,10,7,666	6
Milvago chimango	40	0,34879665	666,44,51,47	4
Zenaida auriculata	40	0,34879665	6	1
Egretta thula	39	0,34007674	666	1
Amazonetta brasiliensis	29	0,25287757	666	1
Gallinago paraguaiiae	24	0,20927799	666	1
Mycteria americana	20	0,17439833	666	1
Machetornis rixosa	20	0,17439833	38,18,6,7,21022,666	6
Pseudoleistes virescens	19	0,16567841	38,36,666,4,51	5
Syrigma sibilatrix	16	0,13951866	666	1
Tringa flavipes	16	0,13951866	666	1
Xanthopsar flavus	14	0,12207883	38,36,15,666,44	5
Nothura maculosa	12	0,104639	38,36,41,7	4
Phimosus infuscatus	11	0,09591908	666	1
Tyrannus savana	11	0,09591908	666,51	2
Tachycineta leucorrhhoa	9	0,07847925	36,666	2
Circus buffoni	6	0,0523195	44,51	2
Dendrocygna viduata	6	0,0523195	666	1
Turdus amaurochalinus	6	0,0523195	6,666	2
Cathartes aura	5	0,04359958	666,47	2
Platalea ajaja	5	0,04359958	666	1
Aramides ypecaha	5	0,04359958	666	1
Pyrocephalus rubinus	4	0,03487967	6	1
Hirundo rustica	4	0,03487967	666	1
Paroaria coronata	3	0,02615975	6	1
Colaptes campestris	3	0,02615975	40,7	2
Tachycineta leucopyga	3	0,02615975	38,666	2
Sturnella superciliaris	3	0,02615975	44,51	2
Calidris melanotos	3	0,02615975	666	1
Turdus rufiventris	3	0,02615975	6	1
Buteogallus meridionalis	2	0,01743983	666	1
Sicalis flaveola	2	0,01743983	6	1
Pygochelidon cyanoleuca	2	0,01743983	40	1
Jacana jacana	2	0,01743983	666	1
Bubo virginianus	2	0,01743983	40	1

Mimus saturninus	1	0,00871992	6	1
Pardirallus sanguinolentus	1	0,00871992	666	1
Progne tapera	1	0,00871992	666	1
Passer domesticus	1	0,00871992	666	1
Furnarius rufus	1	0,00871992	666	1
Sicalis luteola	1	0,00871992	666	1
Patagioenas maculosa	1	0,00871992	666	1
Anas georgica	1	0,00871992	666	1
Guira guira	1	0,00871992	40	1
Tringa semipalmata	1	0,00871992	666	1
Troglodytes aedon	1	0,00871992	51	1
Tachuris rubrigastra	1	0,00871992	38	1
Xolmis irupero	1	0,00871992	40	1
Xolmis dominicanus	1	0,00871992	15	1
Total	11468	100		

Tabla C: Abundancia de aves por charco

Especie/Charco	40	38	16	36	15	18	17	6	41	10	7	21022	4	666	51	47	44
Amazonetta brasiliensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29	0	0	0
Anas flavirostris	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0
Anas georgica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Anas versicolor	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	60	0	0	0
Aramides ypecaha	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
Ardea alba	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	49	0	0	0
Ardea cocoi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	51	3	0	0
Bubo virginianus	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bubulcus ibis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	70	0	0	0
Buteogallus meridionalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Calidris melanotos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
Caracara plancus	1	2	0	0	0	0	0	2	5	0	0	0	0	58	1	4	5
Cathartes aura	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2	0
Chauna torquata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	274	0	0	0
Chroicocephalus maculipennis	0	0	0	0	41	0	0	0	0	0	0	0	0	1094	0	0	0
Ciconia maguari	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	186	11	2	4
Circus buffoni	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	2
Colaptes campestris	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Coscoroba coscoroba	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	64	0	0	0
Dendrocygna viduata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0
Egretta thula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	39	0	0	0
Furnarius rufus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Gallinago paraguaiae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24	0	0	0
Guira guira	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Himantopus mexicanus	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	75	0	0	0

Hirundo rustica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0
Jacana jacana	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Machetornis rixosa	0	1	0	0	0	3	0	2	0	0	1	1	0	12	0	0	0
Milvago chimango	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35	1	1	3
Mimus saturninus	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Molothrus bonariensis	0	19	0	6	0	2	1	28	37	0	5	5	0	56	2	0	0
Mycteria americana	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0
Myiopsitta monachus	1	0	6	0	0	0	0	33	0	0	2	0	0	3	0	0	0
Nothura maculosa	0	5	0	1	0	0	0	0	5	0	1	0	0	0	0	0	0
Pardirallus sanguinolentus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Paroaria coronata	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Passer domesticus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Patagioenas maculosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Phimosus infuscatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0
Pitangus sulphuratus	2	0	0	0	1	0	0	1	0	1	2	0	0	36	0	0	0
Platalea ajaja	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
Plegadis chihi	0	0	0	1	546	0	0	0	18	45	1	0	0	6819	42	3	205
Progne tapera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Pseudoleistes virescens	0	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	7	5	0	0
Pygochelidon cyanoleuca	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pyrocephalus rubinus	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhea americana	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	173	1	6
Rostrhamus sociabilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	210	2	0	0
Sicalis flaveola	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sicalis luteola	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Sturnella superciliaris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2
Syrigma sibilatrix	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0
Tachuris rubrigastra	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tachycineta leucopyga	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Tachycineta leucorrhoa	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0
Theristicus caerulescens	4	0	0	0	0	0	0	2	0	0	14	0	0	18	9	0	0
Tringa flavipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0
Tringa melanoleuca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	59	0	0	0
Tringa semipalmata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Troglodytes aedon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Turdus amaurochalinus	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Turdus rufiventris	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tyrannus savana	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	1	0	0
Vanellus chilensis	0	4	0	3	17	0	0	0	19	0	0	0	0	451	0	0	1
Xanthopsar flavus	0	9	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Xolmis dominicanus	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Xolmis irupero	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zenaida auriculata	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0

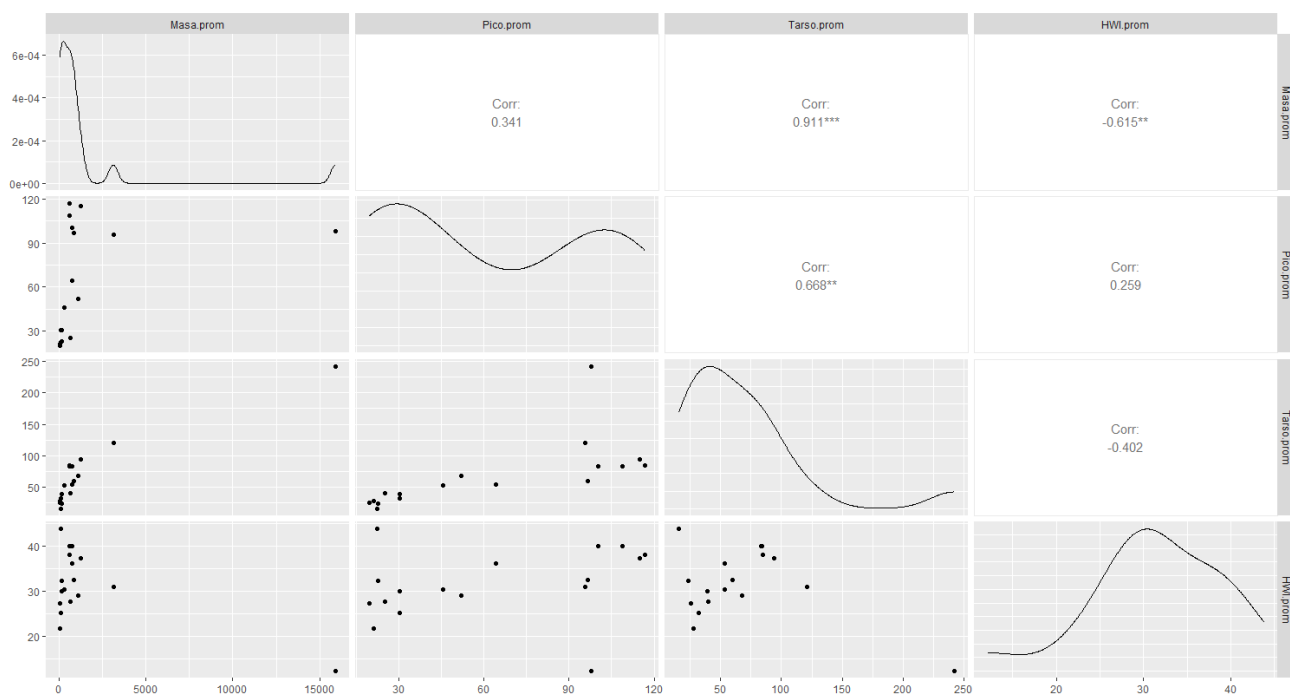
Tabla D: Atributos morfológicos de las aves (Tobias et al. 2022)

Especies	Masa corporal (g)	Longitud del Pico (mm)	Longitud del Tarso (mm)	Indice Mano-ala
Amazonetta brasiliensis	500	38,9	32,2	32,9
Anas flavirostris	434	35,3	27,8	49,3
Anas georgica	623,8	34,3	31,3	47
Anas versicolor	595,2	41,2	28,3	49,9
Aramides ypecaha	700,1	77,3	85,3	14
Ardea alba	871,3	126,3	141,6	32,1
Ardea cocoi	1752,4	146,9	186,4	31,8
Bubo virginianus	1354,5	44,5	72,1	30,4
Bubulcus ibis	366	63,3	76,8	29,9
Buteogallus meridionalis	808	36	93,4	31,1
Calidris melanotos	79,7	32,1	26	53,4
Caracara plancus	1078,6	43,8	79,1	24,4
Cathartes aura	1518,2	51,5	54	26,9
Chauna torquata	4400	47,3	123,5	35,3
Chroicocephalus maculipennis	339	41,4	43,8	55,1
Ciconia maguari	3995	248,5	258,2	43,1
Circus buffoni	507,4	41,4	85,3	48,2
Colaptes campestris	158	39,4	30,3	20,5
Coscoroba coscoroba	4294,8	63,8	81,9	42,9
Dendrocygna viduata	690	48,1	47,9	28
Egretta thula	371	86,3	93,3	31,9
Furnarius rufus	46,4	23,4	30,9	16,1
Gallinago paraguaiae	109,4	68,2	31,4	38
Guira guira	141	30,7	36,4	24,9
Himantopus mexicanus	176,8	66,6	106,7	51,9
Hirundo rustica	17,9	12,4	11,7	52,6
Jacana jacana	106,2	34	53,9	20
Machetornis rixosa	29,6	22,2	29,8	18
Milvago chimango	296	27,9	61,7	47,7
Mimus saturninus	63,7	25,1	34,2	19,5
Molothrus bonariensis	41,5	19,7	25,5	27,3
Mycteria americana	2554,5	224,5	191	37
Myiopsitta monachus	120	22,4	15,8	43,8
Nothura maculosa	257,5	19,2	34,3	27,4
Pardirallus sanguinolentus	232	54,1	42,1	24,8
Paroaria coronata	37,8	16,8	25,3	17,6
Passer domesticus	26,5	14	18,4	26,7
Patagioenas maculosa	347	23,5	29,6	38,8
Phimosus infuscatus	559	115,2	58,1	34,5
Pitangus sulphuratus	62,9	29,3	25,8	18,1
Platalea ajaja	1490	159,8	97,7	33,6
Plegadis chihi	616,9	118,7	86,1	38,6
Progne tapera	32	15,8	13,2	49,3

Pseudoleistes virescens	79,9	30,5	32,1	25,2
Pygochelidon cyanoleuca	9,7	8,6	10,1	47,6
Pyrocephalus rubinus	14,4	14,4	16,9	22,4
Rhea americana	23000	86,5	308	0,1
Rostrhamus sociabilis	366,9	33,1	49,9	39,1
Sicalis flaveola	16,9	11,2	19,5	20,6
Sicalis luteola	15,9	9,3	14,7	21,1
Sturnella supercilialis	45,3	20,5	28,9	18,6
Syrigma sibilatrix	463	69,2	87,8	30,1
Tachuris rubrigastra	7,8	16	18,4	18,1
Tachycineta leucopyga	14,9	11,5	10,7	52,4
Tachycineta leucorrhoa	15,3	12	11,5	50,5
Theristicus caerulescens	1500	157,8	88	36,5
Tringa flavipes	77,5	41,4	49,6	52,8
Tringa melanoleuca	161,7	59,9	60,5	50,2
Tringa semipalmata	245,7	67,4	65,4	47,6
Troglodytes aedon	10,9	15,9	20,1	12,9
Turdus amaurochalinus	57,9	24,2	32,1	23,4
Turdus rufiventris	69,4	25,2	33,4	17,4
Tyrannus savana	31,9	20,1	17,9	32
Vanellus chilensis	327	35,1	74,6	31
Xanthopsar flavus	43	25,5	28	30,8
Xolmis dominicanus	42,8	21,1	26,1	21,8
Xolmis irupero	28,7	20,6	23,7	32
Zenaida auriculata	110,2	19	21	32,7

Figura A: Matriz de correlación de los atributos morfológicos de las aves.

Los asteriscos anexados al coeficiente de correlación indican la significación estadística de la relación lineal (correlación). Estos valores se basan en el p valor de la prueba de correlación, donde *** $p < 0.001$ (Altamente significativo), ** $p < 0.01$ (Muy significativo) y * $p < 0.05$ (Significativo).



Objetivo específico 2

Figura B: Matriz de correlación entre variables predictoras.

Los asteriscos anexados al coeficiente de correlación indican la significación estadística de la relación lineal (correlación). Estos valores se basan en el p valor de la prueba de correlación, donde *** $p < 0.001$ (Altamente significativo), ** $p < 0.01$ (Muy significativo) y * $p < 0.05$ (Significativo).

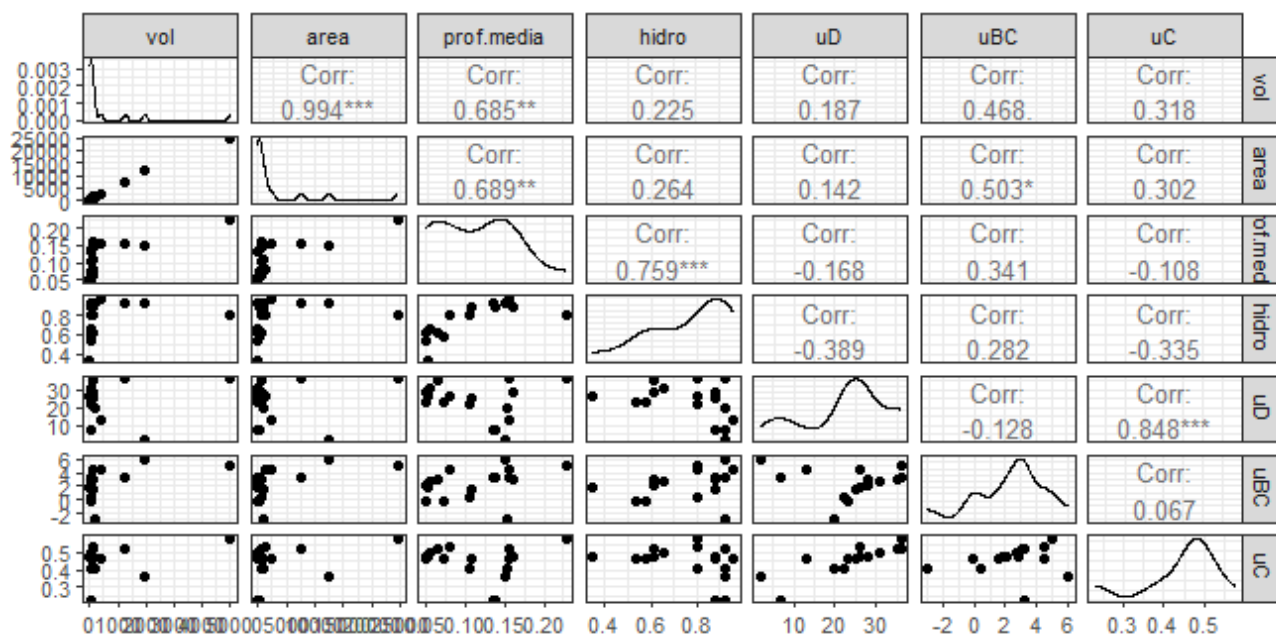
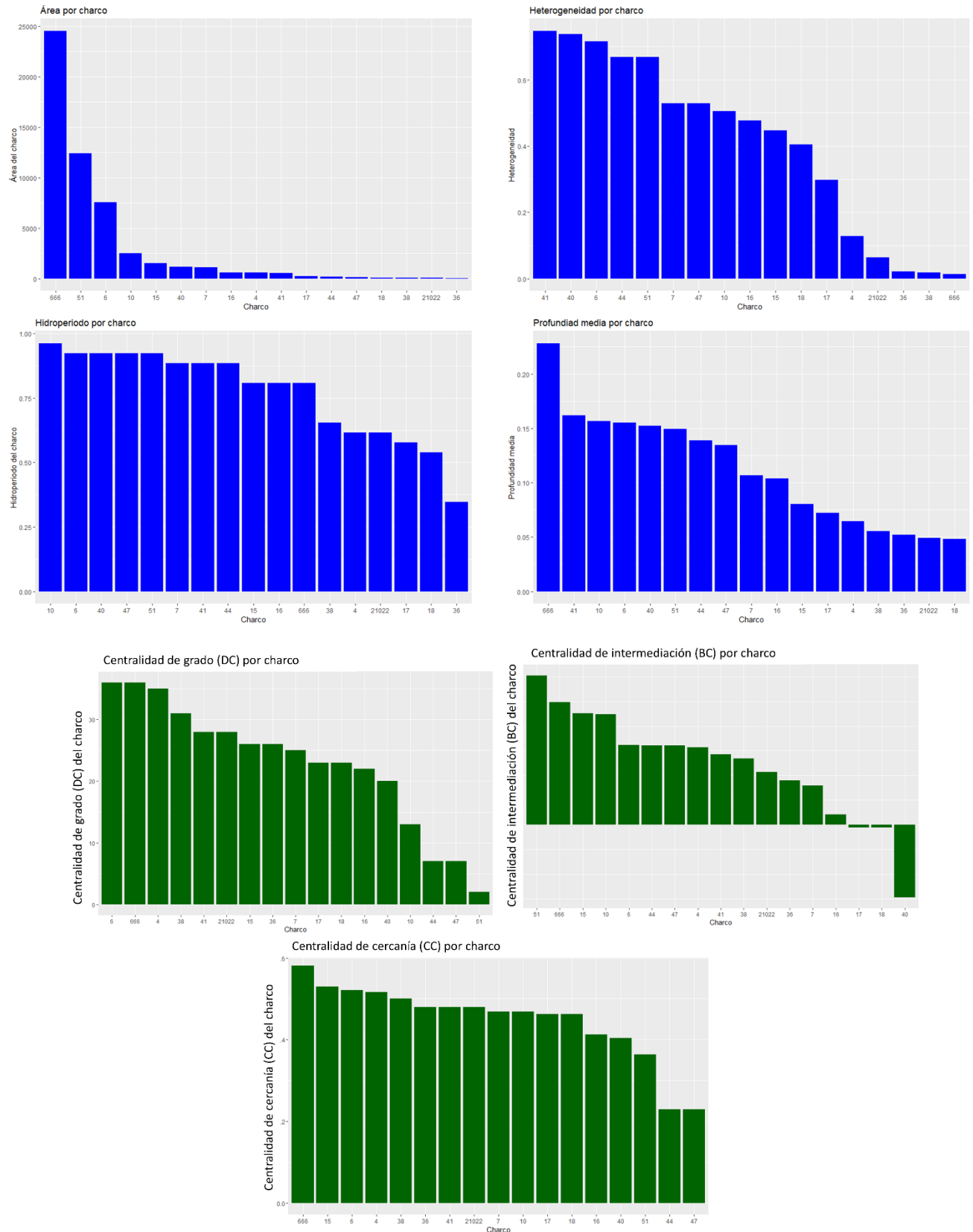


Figura C. Distribución de las variables ambientales y métricas de centralidad por charco.

Se representan los valores de cada variable (área, profundidad media, hidropериодо, heterogeneidad, DC, BC y CC) para cada charco, ordenados de mayor a menor dentro de cada panel. La variable de intermediación (BC) esta expresada en log (BC +0.001) en los datos originales (Arim y Pinelli 2023).



Objetivo específico 3

Tabla E. Valores de las métricas de conectividad (z) y coeficiente de participación (c) y el rol topológico de los nodos de la red aves–charcos.

Se muestran los valores de z (conectividad dentro del propio módulo) y c (conexión con otros módulos), definidos a partir de los módulos, el número de módulo asignado (Membership) y el rol topológico identificado para cada nodo de la red. Los nodos se identifican con su número de id para los charcos y los nombres científicos para las especies de aves.

Nodos	Z Score	C Score	Membership	Rol
40	2.21	0.43	1	Periférico
16	-0.72	0	1	Periférico
7	1.33	0.72	1	Conector
<i>Theristicus caerulescens</i>	0.45	0.72	1	Conector
<i>Colaptes campestris</i>	-0.43	0	1	Periférico
<i>Myiopsitta monachus</i>	0.45	0.56	1	Periférico
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	-0.72	0	1	Periférico
<i>Bubo virginianus</i>	-0.72	0	1	Periférico
<i>Anas flavirostris</i>	-0.43	0.5	1	Periférico
<i>Guira guira</i>	-0.72	0	1	Periférico
<i>Xolmis irupero</i>	-0.72	0	1	Periférico
38	2.04	0.56	2	Periférico
36	0.95	0.45	2	Periférico
41	0.23	0.72	2	Conector
4	-1.22	0	2	Periférico
<i>Xanthopsar flavus</i>	0.23	0.72	2	Conector
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	-0.85	0.5	2	Periférico
<i>Tachycineta leucopyga</i>	-0.85	0.5	2	Periférico
<i>Pseudoleistes virescens</i>	0.23	0.56	2	Periférico
<i>Nothura maculosa</i>	-0.13	0.38	2	Periférico
<i>Tachuris rubrigastra</i>	-1.22	0	2	Periférico
<i>Vanellus chilensis</i>	0.59	0.67	2	Conector
15	1.45	0.49	3	Periférico
10	-0.63	0	3	Periférico
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0.56	0.72	3	Conector
<i>Plegadis chihi</i>	1.45	0.77	3	Conector
<i>Chroicocephalus maculipennis</i>	-0.63	0.5	3	Periférico
<i>Anas versicolor</i>	-0.63	0.5	3	Periférico
<i>Himantopus mexicanus</i>	-0.63	0.5	3	Periférico
<i>Xolmis dominicanus</i>	-0.93	0	3	Periférico
18	-0.34	0	4	Periférico
17	-0.6	0	4	Periférico
6	2.55	0.49	4	Hub de Módulo
21022	0.19	0.38	4	Periférico
<i>Mimus saturninus</i>	-0.6	0	4	Periférico
<i>Paroaria coronata</i>	-0.6	0	4	Periférico
<i>Chauna torquata</i>	-0.34	0.5	4	Periférico
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	-0.6	0	4	Periférico
<i>Sicalis flaveola</i>	-0.6	0	4	Periférico
<i>Machetornis rixosa</i>	0.71	0.67	4	Conector

<i>Turdus amaurochalinus</i>	-0.34	0.5	4	Periférico
<i>Zenaida auriculata</i>	-0.6	0	4	Periférico
<i>Molothrus bonariensis</i>	1.76	0.72	4	Conector
<i>Turdus rufiventris</i>	-0.6	0	4	Periférico
666	5	0.68	5	Hub de Red
<i>Buteogallus meridionalis</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Gallinago paraguaiæ</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Mycteria americana</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Coscoroba coscoroba</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Phimosus infuscatus</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Platalea ajaja</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Aramides ypecaha</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Bubulcus ibis</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Syrigma sibilatrix</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Egretta thula</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Ardea alba</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Progne tapera</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Hirundo rustica</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Passer domesticus</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Furnarius rufus</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Jacana jacana</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Sicalis luteola</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Patagioenas maculosa</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Dendrocygna viduata</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Anas georgica</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Calidris melanotos</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Tringa semipalmata</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Tringa flavipes</i>	-0.19	0	5	Periférico
<i>Tringa melanoleuca</i>	-0.19	0	5	Periférico
51	2.51	0.47	6	Hub de Módulo
47	0.36	0.28	6	Periférico
44	1.17	0.49	6	Periférico
<i>Cathartes aura</i>	-0.71	0.5	6	Periférico
<i>Caracara plancus</i>	0.9	0.75	6	Conector
<i>Milvago chimango</i>	-0.17	0.38	6	Periférico
<i>Ciconia maguari</i>	0.63	0.73	6	Conector
<i>Ardea cocoi</i>	-0.71	0.5	6	Periférico
<i>Circus buffoni</i>	-0.71	0	6	Periférico
<i>Rostrhamus sociabilis</i>	-0.71	0.5	6	Periférico
<i>Rhea americana</i>	-0.17	0.38	6	Periférico
<i>Sturnella supercilialis</i>	-0.71	0	6	Periférico
<i>Troglodytes aedon</i>	-0.98	0	6	Periférico
<i>Tyrannus savana</i>	-0.71	0.5	6	Periférico

Imágenes destacadas



