

Artículo

Variación estacional de aves en el humedal de Trumao, centro-sur de Chile

Claudio N. Tobar¹ , Diego Meier¹, Jaime R. Rau² , Catalina Ríos-Henríquez³ , Héctor Pavés^{1,4}  & Alexis Santibáñez¹

1. Departamento de Ciencias Básicas, Facultad de Ciencias, Universidad Santo Tomás, Los Carrera 753, Osorno, Chile. (claudiotobarbo@santotomas.cl; hectorpaveshe@santotomas.cl; alexissantibanez@santotomas.cl)

2. Laboratorio de Ecología, Depto. de Ciencias Biológicas & Biodiversidad & Programa IBAM, Universidad de Los Lagos, Casilla 933, Campus Osorno, Osorno, Chile. (jrau@ulagos.cl)

3. Laboratorio de Limnología, Departamento de Acuicultura & Recursos Agroalimentarios, Universidad de Los Lagos, Campus Osorno, Casilla 933, Osorno, Chile. (catalina.rios@ulagos.cl)

4. Centro de Investigación e Innovación para el Cambio Climático (CiiCC), Facultad de Ciencias, Universidad Santo Tomás, Santiago, Chile.

Recibido 13 mayo 2020

Aceptado 12 enero 2021

Publicado 10 marzo 2021

DOI 10.1590/1678-4766e2021002

ABSTRACT. Seasonal variation of birds in Trumao wetland, south-central Chile. This study describes the assemblage and habitat use of birds in the Trumao wetland and its seasonal variation according to the hydrological regime during spring 2017 and summer 2018 (not flooded) and winters 2017 and 2018 (flooded). Overall, 29 species of birds were recorded with a total abundance of 2,341 individuals. The total number of accumulated species observed for the flooded and non-flooded period corresponded to 16 and 22 species, respectively, with the Brown hooded Gull [*Chroicocephalus maculipennis* (Lichtenstein, 1823)] being the dominant species. The qualitative Sorensen similarity index between the flooding and non-flooding periods of the wetland was 73.2%, while the quantitative Bray-Curtis similarity was 32.65%. When comparing the flooded winter period (4 m depth) and the non-flooded summer period (1 m depth), the diversity presented statistically significant differences, but not the abundance. The SIMPER analysis showed that between the flooded winter period and the non-flooded summer period, the species that showed a greater percentage of dissimilarity in their abundance between these seasons were the Brown hooded Gull and the Slender-billed Parakeet [*Enicognathus leptorhynchus* (King, 1831)]. The use of habitat was highly variable, both seasonally and spatially. Our results indicate that birds occupy wetlands according to seasonal fluctuations and according to the habitat that is available; however, abundance is not affected by hydrological changes. It is essential to continue carrying out more research in the wetland to determine the nesting, feeding and reproduction of the birds in the different habitats used to generate its protection and conservation measures in the Trumao wetland.

KEYWORDS. Aquatic birds, conservation, habitat, *Chroicocephalus maculipennis*.

RESUMEN. En este estudio se describe el ensamble de aves del humedal de Trumao y su variación estacional según régimen hidrológico durante primavera 2017 y verano 2018 (no inundado) e inviernos 2017 y 2018 (inundado) y se evalúa el tipo de hábitat. Se registraron 29 especies de aves con una abundancia total de 2,341 individuos. El número total de especies acumuladas observadas para el período inundado y no inundado correspondió a 16 y 22 especies, respectivamente, siendo *Chroicocephalus maculipennis* (Lichtenstein, 1823) (Gaviota cáhuil) la especie dominante durante el período de estudio. El índice de similitud de Sorensen entre los períodos de inundación y no inundación del humedal fue de 73.2%, mientras que la similitud de Bray-Curtis resultó en un 32.65%. Al compararse el período invernal inundado (4 m profundidad) y el período estival no inundado (1 m profundidad), el índice de diversidad registró diferencias estadísticamente significativas, en cambio, la abundancia no presentó diferencias significativas. El análisis SIMPER arrojó que entre el período invernal inundado y el período estival no inundado las especies que mostraron un mayor porcentaje de disimilitud en su abundancia entre estas temporadas fueron la Gaviota cáhuil y Loro choroy [*Enicognathus leptorhynchus* (King, 1831)]. El uso de hábitat en el humedal de Trumao, por parte de las aves, fue altamente variable, tanto estacional como espacialmente, resultado esperable para este tipo de ecosistemas. Finalmente, nuestros resultados nos indican que las aves ocupan los humedales según fluctuaciones estacionales y según el hábitat que se encuentre disponible, sin embargo, la abundancia no se ve afectada por los cambios hidrológicos. Con estos resultados es fundamental seguir realizando más investigaciones en el humedal para determinar el uso (nidificación, alimentación, reproducción) que realizan las aves en los distintos hábitats para de esta manera generar medidas de protección y conservación para la gestión del humedal de Trumao.

PALABRAS CLAVE. Aves acuáticas, conservación, hábitat, *Chroicocephalus maculipennis*.

Los humedales se encuentran entre los ecosistemas más productivos del planeta, brindado sustento alimenticio, estético y cultural a varias civilizaciones del mundo (MONTROYA, 2000), su funcionamiento es altamente dinámico y albergan una rica diversidad de flora y fauna (CANTERO, 1993). Dentro de esta gran diversidad, las aves habitan los humedales a lo largo de su ciclo anual, como sitios de anidación y forrajeo,

transformándose en áreas importantes de concentración, especialmente para las aves migratorias (GAUTHIER *et al.*, 2005; BILDSTEIN *et al.*, 1991), cumpliendo un rol ecológico dentro de estos ambientes, pueden oxigenar el ambiente bentónico mientras se alimentan y aportan nutrientes a la columna de agua por medio de las heces y desperdicios de comida (ONUF *et al.*, 1977; NAVEDO *et al.*, 2015). Tanto su

riqueza como su abundancia dependen de diversos factores, como el régimen hidrológico, la estructura de la vegetación y la heterogeneidad ambiental (WELLER, 1999; POHORYLOW *et al.*, 2016). Uno de los factores importantes en los humedales es el régimen hidrológico porque provoca cambios en la estructura del hábitat y disponibilidad de alimento, incidiendo en la variación temporal de la riqueza y diversidad de aves (KNUTSON & KLASS, 1997; KINGSFORD *et al.*, 2004; CUMMING *et al.*, 2012; LORENZÓN *et al.*, 2017, 2019). Estos cambios en el régimen hidrológico están dados por la estacionalidad climática, es decir, temporadas inundadas en otoño-invierno y no inundadas en primavera-verano forzando la variabilidad temporal tanto en aves residentes como en migrantes (LORENZÓN *et al.*, 2019), es decir, utilizan los humedales de manera oportunista, ya que cuando las condiciones no son las más óptimas (inundaciones/sequías), abandonan el ecosistema porque el alimento se vuelve inaccesible, además estas fluctuaciones impulsan patrones de anidamiento temporal, provocando cambios en el éxito reproductivo, tornándose más escaso (KNUTSON & KLASS, 1997), además, las variaciones del régimen hidrológico, fuerza a que en el ecosistema exista una combinación de diferentes tipos de hábitat y las aves los utilizan según los requerimientos de cada especie (LORENZÓN *et al.*, 2019). La respuesta del ensamble de aves con respecto a los cambios en el régimen hidrológico ha sido escasamente estudiada, cuando disminuye el espejo de agua aumentan las aves terrestres, viéndose afectadas el grupo de aves que se alimentan desde aguas profundas y lo contrario ocurre cuando aumenta la columna de agua, aumenta la población de aves acuáticas, disminuyendo la presencia de aves terrestres (por ejemplo, KNUTSON & KLASS, 1997; KINGSFORD *et al.*, 2004; CUMMING *et al.*, 2012; BODMER *et al.*, 2018; LORENZÓN *et al.*, 2019).

En Chile existen más de 40,000 humedales (WCS, 2019), sin embargo, solo 13 de ellos presentan medidas de conservación (MMA, 2018). La baja protección es debida a la escasa información sobre la estructura biótica de los humedales y de su funcionamiento integral (GALLARDO *et al.*, 2018), siendo necesario ampliar el conocimiento faunístico en los humedales, siendo una herramienta fundamental para su conservación y gestión (ACOSTA & MURÚA, 2002). Hoy en día, existen muchos humedales que no presentan medidas de protección ni de conservación, como es el caso del humedal de Trumao. Este humedal es un área de importancia para las aves acuáticas, especialmente anátidas (patos silvestres) (SAG, 2015), se encuentra fuertemente amenazado por la expansión urbana, caza ilegal de aves, pesca furtiva, presencia de especies invasoras como el *Neovison vison* Schreber, 1777 (visón) y la contaminación por parte de la industria agropecuaria y acuícola, sumado al hecho del escaso conocimiento de las aves acuáticas que habitan en estos humedales y su estado de conservación. La ejecución de programas de conservación de fauna implica la prospección y evaluación de toda la riqueza faunística a proteger (MARTORI *et al.*, 2002). Por lo anterior, los objetivos de este estudio fueron describir el ensamble de aves del humedal de Trumao, centro-sur de Chile y determinar su variación estacional

durante periodos secos estivales (primavera 2017 y verano 2018) e inundados invernales (inviernos 2017 y 2018), además, evaluar el uso de hábitat de las especies registradas durante las fluctuaciones hidrológicas del humedal.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. El humedal de Trumao (40°21'1.46"S - 73°7'46.33"O) se encuentra ubicado en la cuenca del Río Bueno entre la Región de Los Ríos y Los Lagos, (Fig.1); es la quinta con mayor caudal de Chile (DGA, 2004). A 65 km de la desembocadura se unen tres grandes ríos para continuar en uno solo, formándose un humedal fluvial de unas 8,325 hectáreas de fondo de valle, unos 25 km de largo y 2 km de ancho, a escasos metros sobre el nivel del mar (DGA, 2004). Con una dinámica hídrica compleja de rebalses invernales en el fondo de valle y una marea diaria de hasta un metro, presentando una influencia diaria de mareas oceánicas con variables similares de estuario, aunque durante pleamar no existe escurrimiento hacia la desembocadura, sino en sentido contrario. A esta dinámica diaria, se suma una dinámica anual de inundaciones y no inundaciones del humedal, provocada por la variación estacional por los aumentos del caudal en invierno debido a las precipitaciones (1,800 mm anuales promedio y 75% del total entre mayo y septiembre), generando desbordes del cauce e inundaciones de al menos el 48% (4,000 ha) del humedal, creando grandes lagunas. A partir de octubre, época de primavera-verano, comienza una marcada baja del cauce por la disminución de las precipitaciones, entonces las grandes lagunas invernales desaparecen, transformándose al menos el 65% en praderas de gramíneas y solo un 35% se mantiene como pequeños esteros anegados en la época seca estival (DGA, 2004). A partir de la particular dinámica de inundaciones invernales del 48% de la superficie del humedal y su posterior transformación en pastizales en verano, se generan dos ambientes con condiciones de hábitat marcadamente diferentes con una marcada variación temporal.

Metodología de muestreo. Durante las estaciones de invierno 2017 (julio a septiembre), primavera 2017 (octubre a diciembre), verano 2018 (enero a marzo) e invierno 2018 (julio a septiembre) se realizaron observaciones y conteos de las aves presentes en el humedal de Trumao, mediante puntos fijos de conteo por un tiempo de 10 minutos (BIBBY *et al.*, 2000), por dos días seguidos entre las 8:00 am a 12:00 am, empleando lugares en altura o refugios mimetizados con el entorno para que la observación no afecte la normal conducta de la fauna. Se establecieron cuatro puntos de observación denominados: 1) Pto. Trumao La Unión, 2) Pto. Trumao Quilacahuin, 3) Isla Momberg, 4) Currupulli (Fig. 1) los cuales estaban a una distancia de aproximadamente 10 km, los cuales fueron seleccionados por la presencia de espejos de agua durante la época invernal. Todos los registros se realizaron con un binocular (Bushnell Trophy XLT) (8X30) y telescopio terrestre (Barska Naturescape) (60X). La riqueza y abundancia de aves fueron agrupadas según las estaciones del año: verano (enero a marzo), invierno (julio

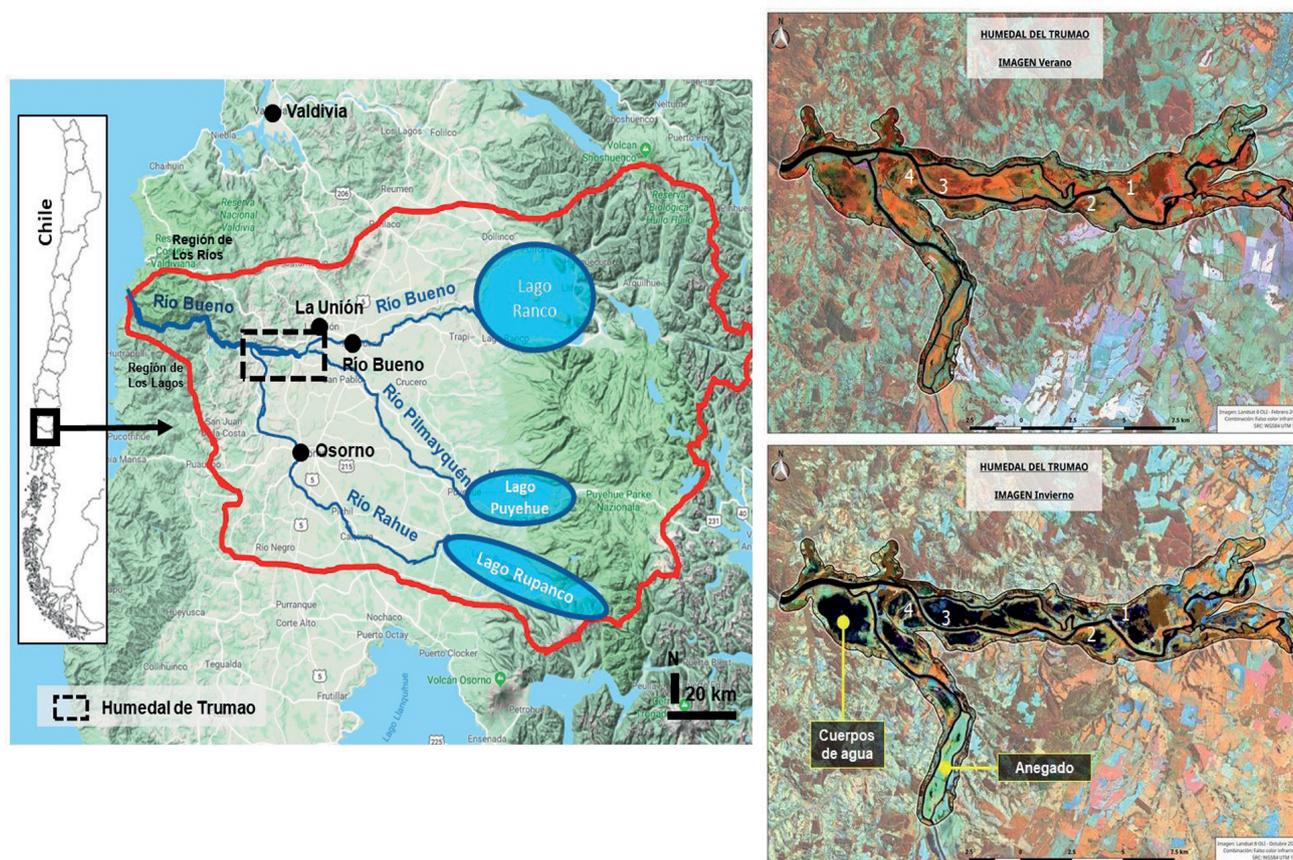


Fig. 1. Área de estudio, cuenca del Río Bueno, Chile, y ubicación del humedal de Trumao (rectángulo negro). Humedal de Trumao durante la estación de primavera 2017 y verano 2018 (no inundado) e inviernos 2017 y 2018 (inundado). Destacan los puntos de monitoreo de aves: 1, Pto. Trumao La Unión; 2, Pto. Trumao Quilacahuin; 3, Isla Momberg; 4, Currupulli.

a septiembre) y primavera (octubre a diciembre), la época de otoño no fue incluida debido a que solo se consideraron los periodos representativos de las épocas inundadas (4 m profundidad) y no inundadas (1 m profundidad) (DGA, 2004). La abundancia estacional correspondió al promedio de aves registradas en cada conteo para cada estación anual (CURSACH *et al.*, 2010), mientras que la riqueza estacional correspondió al número total de especies registradas en los conteos agrupadas por estación climática. El uso de hábitat se determinó basándose en los requerimientos de microhábitat por observación directa, complementado con lo reportado en la literatura (COUVE & VIDAL, 2003; BARROS *et al.*, 2015). De esta manera, las aves se clasificaron en dos grandes grupos: (1) acuáticas y (2) terrestres de pastizales; el primer grupo requiere total o parcialmente de ambientes húmedos (asociados a cuerpos o cursos de agua) en sus ciclos de vida (COUVE & VIDAL, 2003) y el segundo grupo son aves que tienen un ciclo de vida terrestre, pero que utilizan ambientes húmedos o adyacentes a estos de manera oportunista (FIGUEROA *et al.*, 2000).

Análisis estadístico. Para efectos de comparación estadística, se utilizaron las estaciones climáticas con inundación (inviernos) y no inundación (primavera 2017 y verano 2018). La diversidad de aves se obtuvo utilizando

el índice de Shannon-Wiener ($\log_{10} H'$), mediante el cual se obtienen parámetros completos de la diversidad de especies cuantificando en una sola cifra el número de especies y su representatividad en un hábitat (MORENO, 2001), el cual se obtuvo mediante el uso del programa Biodiversity Professional Beta 1 (MCALEECE, 1997). Para estimar diferencias significativas de diversidad (H'), entre las estaciones de invierno 2017, primavera 2017, verano 2018 e invierno 2018 ($P < 0,05$) para cada punto de monitoreo, se utilizó la prueba de Hutcheson (véase MORENO, 2001), la cual es análoga a la prueba t de Student y permite comparar dos índices de diversidad y sus varianzas tanto espacial como temporalmente (ZAR, 1999). Se obtuvo el índice de similitud de Bray-Curtis, para comparar el total de especies acumuladas entre los periodos de inundación y de sequía del humedal, además, se realizó un análisis de conglomerados para determinar el grado de similitud avifaunística entre los distintos puntos de monitoreo para las distintas estaciones climáticas, para lo anterior se utilizó el programa Biodiversity Professional Beta 1 (MCALEECE, 1997). Para comparar la similitud del número de especies acumuladas entre los periodos de inundación y no inundación del humedal se utilizó el coeficiente de similitud de Sorensen (MORENO, 2001). Para obtener el porcentaje de disimilitud cualitativa de

las especies entre y dentro del periodo invernal inundado y del periodo estival no inundado se procedió a realizar un análisis SIMPER y para observar el uso de hábitat en ambos periodos se realizó un Análisis de Escalamiento Multidimensional no Métrico (MDS por sus siglas en inglés), para ambos análisis se utilizó el software PRIMER 6.6.14 (CLARKE & GORLEY, 2006). Puesto que los datos de conteos no siguen distribuciones normales, para comparar las medianas entre las abundancias de aves en humedales inundados y no inundados se utilizó la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney la cual es análoga a la prueba t de Student para dos muestras independientes (ZAR, 1999). En el caso de la media aritmética y desviación estándar del número acumulado de especies para comparar las riquezas de especies se utilizó la prueba estadística binomial (ZAR, 1999). Para ambos análisis se utilizó el paquete computacional estadístico en línea VassarStats: Website for Statistical Computation (©Richard Lowry 1998-2017; <<http://vassarstats.net/>>).

RESULTADOS

Caracterización del ensamble de aves en el humedal de Trumao. Se registró un total de 29 especies de aves con una abundancia total de 2,341 individuos (Tab. I), siendo las más abundantes *Chroicocephalus maculipennis* (Lichtenstein, 1823) (Gaviota cáhuil), *Enicognathus leptorhynchus* (King, 1831) (Choroy), *Vanellus chilensis* (Molina, 1782) (Queltehue), *Anas georgica* (Gmelin, 1789) (Pato jergón grande) y *Fulica armillata* (Vieillot, 1817) (Tagua común), especies con estado de conservación igual a preocupación menor (Tab. I). Las mayores abundancias se obtuvieron en la estación de invierno 2018 en Pto. Trumao La Unión con 372 individuos y Pto. Trumao Quilacahuin con 368 individuos, mientras que la riqueza fue mayor en invierno 2018 en Pto. Trumao Quilacahuin con 15 especies y en primavera 2017 en Isla Momberg y Pto. Trumao Quilacahuin con 14 especies.

Variación estacional y uso de hábitat. El análisis de conglomerados mostró que las mayores similitudes se registraron entre las estaciones estivales de verano 2018 entre Pto. Trumao La Unión y Currupulli (69,7%) y verano 2018 en Pto. Trumao Quilacahuin y primavera 2017 en Currupulli (65,2%) (Fig. 2). El número total de especies registradas para el periodo inundado fue de 16 especies y durante el periodo no inundado fue de 22 especies, respectivamente, y la similitud de Sorensen fue de 73,2%. De acuerdo con la prueba estadística binomial las medias aritméticas y desviación estándar para el periodo inundado fueron $18,98 \pm 2,26$ y para el periodo no inundado $21,84 \pm 3,49$, valores que difirieron estadísticamente ($t = 2,2$; g.l. = 25; $p = 0,037$). Por otra parte, la similitud de especies acumuladas, obtenida con el índice de Bray-Curtis entre los periodos de inundación y no inundación del humedal fueron 32,65%. El análisis SIMPER arrojó que entre el periodo invernal inundado y el periodo estival no inundado la disimilitud promedio en la abundancia fueron 79,55%. Las

especies que mostraron un mayor porcentaje de disimilitud entre estas temporadas fueron *Chroicocephalus maculipennis* (Gaviota cáhuil) con un 21,87%, seguido de *Enicognathus leptorhynchus* (Choroy) con un 10,40% y *Anas georgica* (Pato jergón grande) con un 9,63%. Además, durante el periodo estival no inundado, la similitud fue de 37,29%, siendo *Bubulcus ibis* (Linnaeus, 1758) (Garza boyera) la especie con mayor porcentaje (18,45%), seguida de *Vanellus chilensis* (Queltehue) (17,46%) y *Theristicus melanopus* (Boddaert, 1783) (Bandurria) (16,12%). Finalmente, durante el periodo invernal inundado, la similitud fue de 26,64%, donde la especie que presentaron mayor porcentaje de contribución a la similitud fueron *Chroicocephalus maculipennis* (Gaviota cáhuil) (27,99%), *Vanellus chilensis* (Queltehue) (23,19%) y *Anas georgica* (Pato jergón grande) (17,07%). Al comparar la abundancia de aves durante el periodo estival no inundado y el periodo invernal inundado no se observaron diferencias estadísticas significativas ($U = 76,5$; $p = 0,1112$).

La diversidad de aves fue mayor en la estación climática de primavera 2017 en Pto. Trumao Quilacahuin ($H' = 1,065$) e Isla Momberg ($H' = 0,935$) (Fig. 3). Al comparar la diversidad estacional para cada punto monitoreado, de las 24 comparaciones realizadas se obtuvieron diferencias significativas para 16 comparaciones (Tab. II). Del total de especies, registramos que el 58,62% del ensamble utiliza el ambiente acuático mientras que 20,69% el ambiente terrestre, así como el 20,69% utilizan ambos ambientes. En el MDS se observa que la mayoría de las especies de ambientes acuáticos se distribuyen cercano a la línea del periodo inundado, así como también se observa las especies que se encuentran en ambos periodos (Fig. 4).

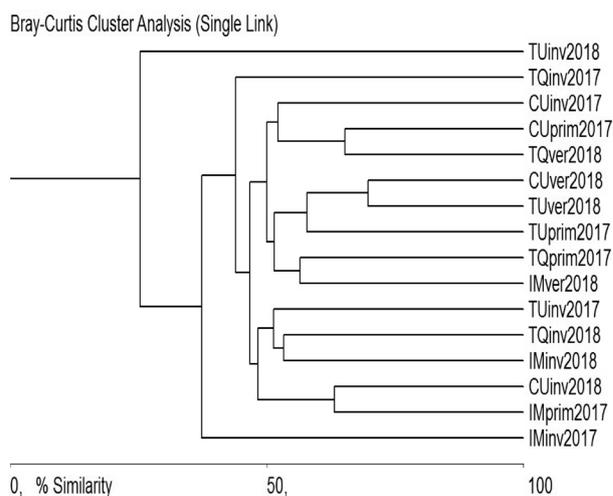


Fig. 2. Dendrograma de similitud para las abundancias de aves en las distintas estaciones climáticas en los distintos puntos de monitoreo. Las siglas corresponden a los siguientes sitios de monitoreo en Chile: IM, Isla Momberg; TU, Puerto Trumao La Unión; TQ, Puerto Trumao Quilacahuin y CU, Currupulli. A las siguientes temporadas: inv, invierno; prim, primavera; ver, verano; cada sigla está acompañada de su respectivo año de muestreo: 2017 y 2018.

Tab. I. Riqueza de especies y abundancia del ensamble de aves registradas en las distintas estaciones climáticas en los cuatro puntos de monitoreos en el humedal de Trumao, Chile (A, aves acuáticas; T, aves terrestres de pastizales; LC, Preocupación menor; EN, En peligro).

Especie	Nombre común	Estado de conservación	Uso de hábitat	Isla Momberg			Pto. Trumao La Unión				Pto. Trumao Quilacahuin				Currupulli				
				Inv 2017	Prim 2017	Ver 2018	Inv 2018	Inv 2017	Prim 2017	Ver 2018	Inv 2018	Inv 2017	Prim 2017	Ver 2018	Inv 2018	Inv 2017	Prim 2017	Ver 2018	Inv 2018
<i>Theristicus melanopus</i>	Bandurria	LC	A/T	22±13,5	9±7,5	8±4,5	25±11,7	6	6	6	7	61	3±1,2	4±3,5	8±3,5	5	3	7±3,5	12±0,7
<i>Patagioenas araucana</i>	Torcaza	LC	T		1	3±1,4										64	20	2	
<i>Ardea alba</i>	Garza grande	LC	A		3±1,3	10±0,7	1	2	5±5,7	3	1±0,6		4±2,8	6	1	2	5±0,7	2±0,7	1
<i>Egretta thula</i>	Garza chica	LC	A		4	10±10,3		4	1	3±0,6			1	1			1	6	3
<i>Larus dominicanus</i>	G. dominicana	LC	A	10±7,1		1	1	28±19	29±26,9		2						3		
<i>Chroicocephalus maculipennis</i>	Gaviota cáhuil	LC	A	150±165	34±32,4		83±105	105±127	8±9,2	16±15,3	6±2,1	8±5,7	7±6,1	4±0,6		4±2,8	30±28,3		4±0,7
<i>Anas flavirostris</i>	Pato jergón chico	LC	A				4												
<i>Anas georgica</i>	Pato jergón grande	LC	A	6±6,4	6±6,4		32±31,8	2	2	1	8±8,5	27	9±4,6	6±1,7	84±88,4	1			23±29
<i>Anas sibilatrix</i>	Pato real	LC	A				17				3	20	5		24±15,6				13
<i>Anas cyanoptera</i>	Pato colorado	LC	A								5	3			32±36,8				
<i>Vanellus chilensis</i>	Queltehue	LC	A/T	15±2,9	13±5,3	12±4,0	29±13,5	27±31	7±3,5	3	41±39,9	13±11,3	7±5,7	12±0,6	11±6	12±2,8	10±5,5	2	8±6,1
<i>Milvago chimango</i>	Tiuque	LC	T		2	3±2	1		1	2±1,2		4±2,8	2	5±1,2		3	2±1,2	2±1	
<i>Fulica armillata</i>	Tagua común	LC	A									15±13,4	7±2,1		139±78	1			
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	Yeco	LC	A											1					
<i>Tachycineta meyeni</i>	Golondrina chilena	LC	A/T		10	1		15±0,7	15±0,7				2			30			
<i>Cygnus melancoryphus</i>	Cisne c. negro	EN	A		2							12	10±2,8		22±20	13±16,3			

Tab. I. Cont.

Especie	Nombre común	Estado de conservación	Uso de hábitat	Isla Momberg			Pto. Trumao La Unión			Pto. Trumao Quilacahuin			Currupulli						
				Inv 2017	Prim 2017	Ver 2018	Inv 2018	Inv 2017	Prim 2017	Ver 2018	Inv 2018	Inv 2017	Prim 2017	Ver 2018	Inv 2018				
<i>Hymenops perspicillatus</i>	Run-run	LC	A/T		2±1,5	1±0,6			1	1						2±0,8	1		
<i>Rollandia rolland</i>	Pimpollo	LC	A	3±2,8	1									26	1				
<i>Bubulcus ibis</i>	Garza boyera	LC	A/T		16±19,7	11±3,6			7±3,1	3			6±3,2	16±20,2			52±62,9	2	
<i>Sturnella loyca</i>	Loica	LC	T									1	38						
<i>Coragyps atratus</i>	Jote c. negra	LC	T			2			1				1					2	
<i>Ardea cocoi</i>	Garza cuca	LC	A			1									1			2	
<i>Zenaida auriculata</i>	Tórtola	LC	T		4								3						
<i>Plegadis chihi</i>	Cuervo de pantano	EN	A/T			40													
<i>Numenius phaeopus</i>	Zarapito	LC	A												5				
<i>Enicognathus leptorhynchus</i>	Choroy	LC	T							300									
<i>Coscoroba coscoroba</i>	Cisne coscoroba	EN	A												7				
<i>Himantopus mexicanus</i>	Perrito	LC	A												8±8,5				
<i>Podiceps major</i>	Huala	LC	A												1	5			
	Riqueza			6	14	13	9	8	12	9	9	9	14	10	15	12	10	10	7
	Abundancia			205,1	106,5	102,5	192,3	188,5	81,7	38,1	372,3	162,5	66,8	92	367,6	140,5	127,4	26,5	62,3
	Diversidad H'			0,422	0,935	0,856	0,689	0,598	0,86	0,783	0,34	0,803	1,065	0,787	0,832	0,739	0,723	0,919	0,715

Tab. II. Comparación pareada de los índices de diversidad (H') y su varianza asociada para las distintas estaciones climáticas en los distintos puntos de monitoreo en Chile. (*) Diferencias significativas ($P < 0,05$)

Isla Momberg	Invierno 2017	Primavera 2017	Verano 2018	Invierno 2018
Invierno 2017	-	10,058±0,051(*)	8,056 ±0,054(*)	6,357 ±0,04(*)
Primavera 2017		-	1,386 ±0,057	5,348 ±0,05(*)
Verano 2018			-	3,39±0,049(*)
Invierno 2018				-
Pto. Trumao La Unión				
Invierno 2017	-	4,916 ±0,053(*)	3,014 ±0,072(*)	3,705 ±0,04(*)
Primavera 2017		-	0,584 ±0,077	10,22 ±0,05(*)
Verano 2018			-	6,81 ±0,06(*)
Invierno 2018				-
Pto. Trumao Quilacahuin				
Invierno 2017	-	6,78 ±0,041(*)	0,33 ±0,049	0,808 ±0,036
Primavera 2017		-	5,74 ±0,05(*)	6,47 ±0,038(*)
Verano 2018			-	0,947 ±0,047
Invierno 2018				-
Currupulli				
Invierno 2017	-	0,036 ±0,0547	2,77 ±0,065(*)	0,449 ±0,054
Primavera 2017		-	2,857 ±0,064(*)	0,423 ±0,052
Verano 2018			-	3,24 ±0,063(*)
Invierno 2018				-

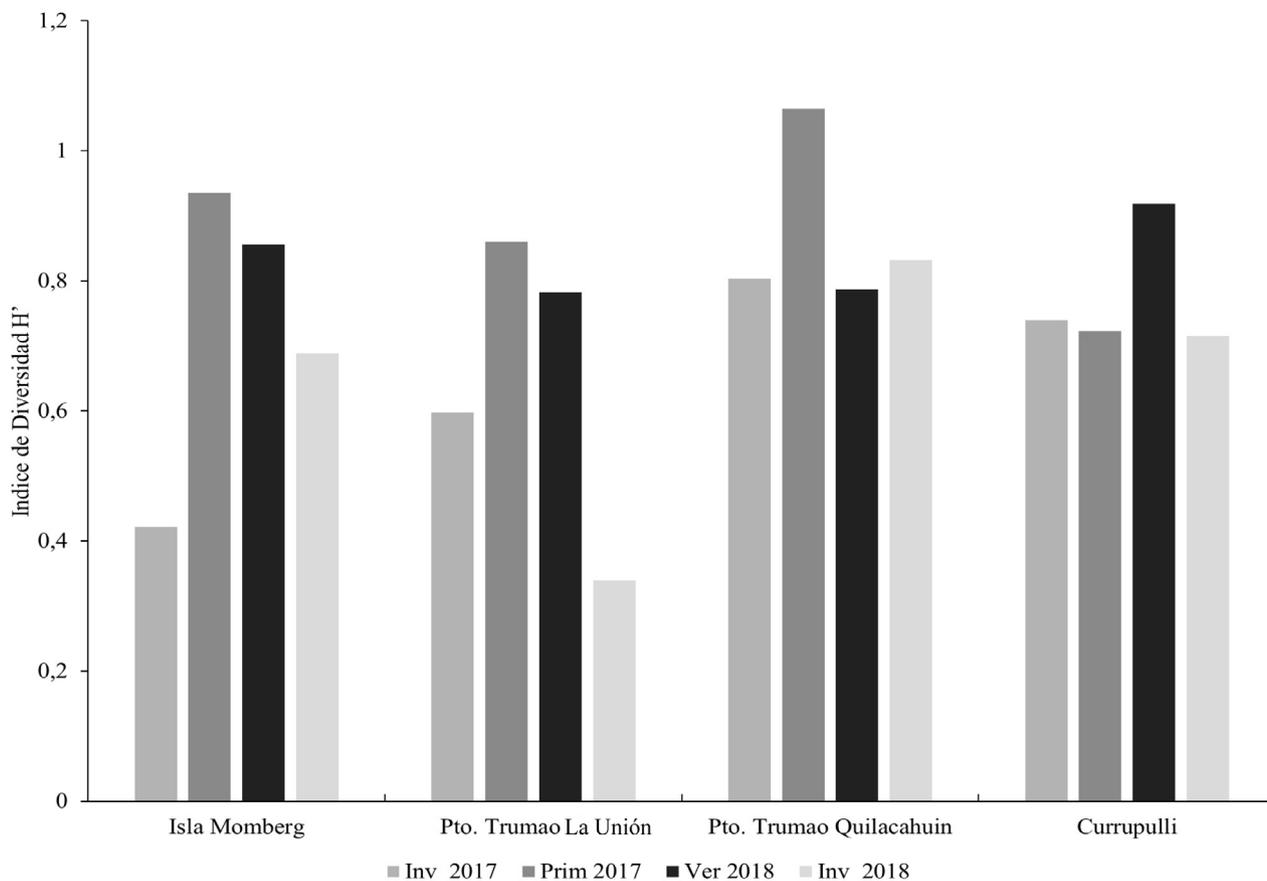


Fig. 3. Comparación estacional de la diversidad de aves en los distintos puntos de monitoreo, Chile.

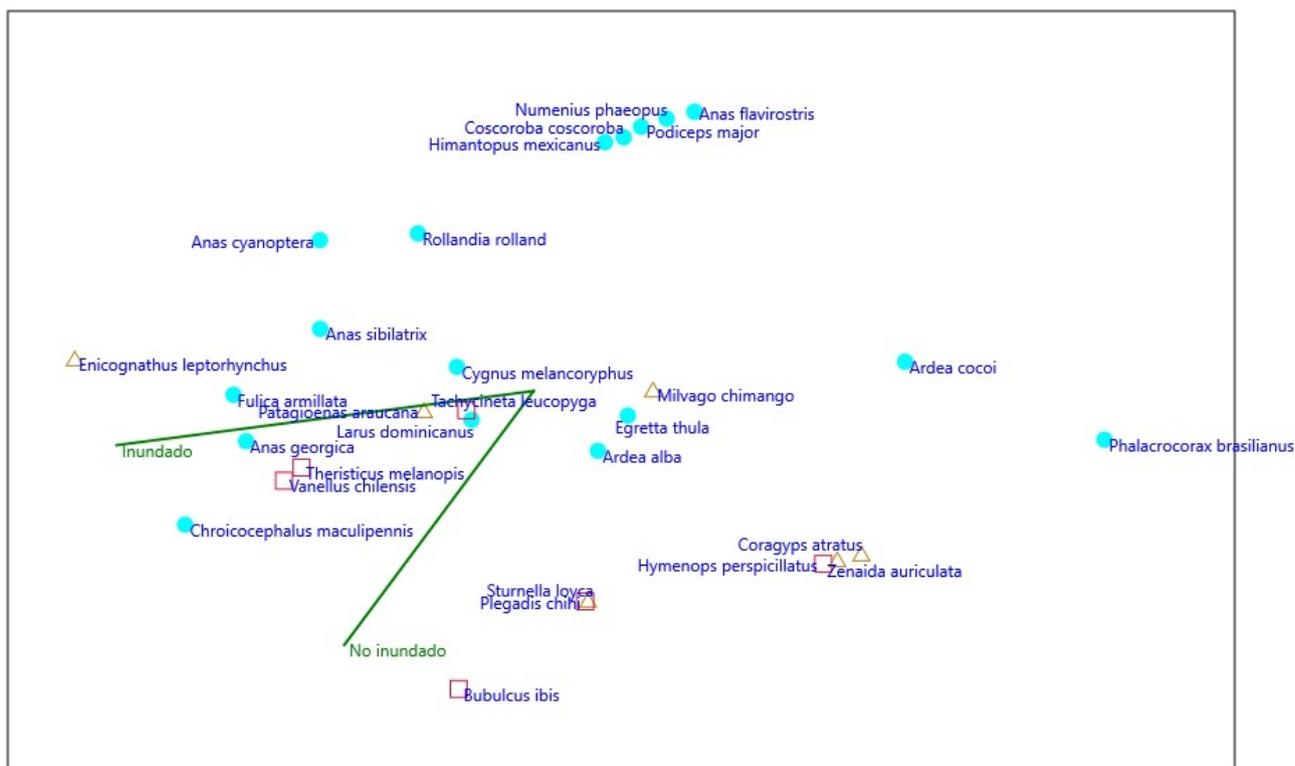


Fig. 4. Resultado del Análisis de Escalamiento Multidimensional no Métrico (MDS por su sigla en inglés) para los períodos inundados y no inundados y uso de hábitat de cada especie. Punto calipso (●): Acuática; Cuadrado rojo (■): Acuático/Terrestre y Triángulo dorado (▲): terrestre.

DISCUSIÓN

Los humedales fluviales son considerados como sistemas altamente dinámicos, donde las fluctuaciones hidrológicas modifican las condiciones del hábitat y, por ende, fuerzan la variabilidad temporal del ensamble de aves (LORENZÓN *et al.*, 2019). En este estudio se observaron diferencias en la diversidad de especies entre las estaciones climáticas de invierno; inundado (invierno 2017 e invierno 2018) y las estaciones climáticas estivales; no inundado (primavera 2017 y verano 2018, Fig. 2), atribuible a los efectos de la estacionalidad climática (DGA, 2014; LORENZÓN *et al.*, 2019). Nuestros datos concuerdan con lo reportado por LÓPEZ DE CASENAVE & FILIPELLO (1995) quienes registraron variaciones en la riqueza de aves entre las estaciones climáticas invernales y las estaciones climáticas estivales para la Reserva Costanera Sur, Argentina, al igual que para otros humedales neotropicales, registrando una mayor riqueza del ensamble de aves durante la época de primavera-verano (ROMANO *et al.*, 2005; IPPY *et al.*, 2009; RONCHI-VIRGOLINI *et al.*, 2011).

Las variaciones diarias, estacionales y anuales en la hidrología de los humedales regulan procesos ecológicos clave asociados con la diversidad biológica (KEDDY, 2002), relacionándose con la dinámica de hábitat en este tipo de ecosistemas (STANFORD *et al.*, 2005), por lo cual, las principales diferencias en nuestro estudio se debieron a la incorporación de siete especies de aves terrestres de pastizales

(*Patagioenas araucana*, *Milvago chimango*, *Sturnella loyca*, *Coragyps atratus*, *Zenaida auriculata*, *Enicognathus leptorhynchus*) durante los periodos estivales no inundados, mientras que durante los periodos invernales inundados se incorporaron 17 especies de aves asociadas a ambientes acuáticos, siendo las más abundantes *Chroicocephalus maculipennis*, *Anas georgica*, *Fulica armillata* (Tab. I). Para las aves, la variación en la composición del hábitat está relacionada con la estacionalidad climática debido a que el nivel de agua influye directamente en la disponibilidad de hábitat (e.g., cambios en la composición de la vegetación, inundación) (LORENZÓN *et al.*, 2019). Lo anterior, pone en evidencia que el uso de hábitat en el humedal de Trumao, por parte de las aves es altamente variable, ya que el 58,62 % prefiere el ambiente acuático y solo el 20,69% prefiere el ambiente terrestre, mientras que 20,69% ocupan ambos ambientes, este fenómeno ocurre tanto estacional como espacialmente (Fig. 4), y en donde la presencia de una u otra especie está asociada con sus particulares ciclos de vida asociados con cada ambiente en particular. Por ejemplo, la alimentación de *Ardea alba* (Linnaeus, 1758) (Garza grande) y *Egretta thula* (Molina, 1782) (Garza chica) se beneficia por el bajo nivel de las aguas que ocurre en las estaciones más secas (no inundadas), ya que se incrementa la disponibilidad de alimento, concentrando las presas en pequeñas pozas de agua de donde éstas no pueden escapar (HAFNER *et al.*, 1982; FIGUEROA & CORALES-STAPPUNG, 2003). Lo anterior, es debido a la presencia de aves

migratorias, que se encuentran en el humedal en algunas temporadas, influyen en las variaciones temporales en diversidad y en la similitud del ensamble, y que al tener las aves una alta movilidad les permite utilizar los humedales de forma oportunista, abandonado el hábitat cuando las condiciones se vuelven desfavorables y recolonizándolos cuando se vuelven favorables (CUMMING *et al.*, 2012).

Los humedales actúan como mosaicos, donde las aves raramente se encuentran distribuidas uniformemente, de esta forma, la abundancia y la composición del ensamble pueden ser influenciadas espacial y temporalmente por la heterogeneidad del área y por el número de hábitats analizados (BRANCO, 2007). En nuestro estudio, la similitud de aves entre el periodo invernal inundado y el periodo estival no inundado, obtenidas con el índice de Sorensen, nos indicó que hay similitud entre las especies registradas, sin embargo, hay diferencias significativas entre ambos periodos ($p=0,037$); el índice de Bray-Curtis indica una disimilitud entre las abundancias de ambos periodos (67,35%) al igual que el análisis SIMPER (79,55%), sin embargo, la prueba U de Mann-Whitney nos indica que no hubo diferencias significativas de las abundancias entre los dos periodos ($p=0,1112$), por lo que concluimos que las abundancias se mantienen en ambos periodos de estudio, cambiando las especies que utilizan el ecosistema según el uso de hábitat (Fig. 4). Además, es importante aplicar los índices de Sorensen, Bray-Curtis y SIMPER para tener una visión más holística y así obtener mayor información sobre el ensamble de aves en los humedales.

Finalmente, estudios sobre la dinámica espacial y temporal de la fauna, especialmente de las aves, son relevantes para que las instituciones gubernamentales dispongan de la mayor información como base para la toma de decisiones sobre las mejores alternativas o usos de un área determinada (ACOSTA & MURÚA, 2001), por lo que es fundamental seguir realizando más investigaciones en el humedal para determinar los usos (*e.g.*, alimentación, reproducción y nidificación, etc.) que realizan las aves en los distintos hábitats y así gestionar medidas para la protección y conservación en el humedal de Trumao de manera sostenible en el tiempo.

Agradecimiento. Se agradece el apoyo oficial del proyecto interno de Investigación y Creación 2017/2018 de la Universidad Santo Tomás, "Variación estacional de aves acuáticas y mamíferos en el Humedal de Trumao, centro-sur de Chile", por el financiamiento de esta investigación.

REFERENCIAS

- ACOSTA, J. C. & MURÚA, F. 2001. Inventario de la avifauna del Parque Natural Ischigualasto, San Juan, Argentina. *Nótulas Faunísticas* 3:1-9.
- ACOSTA, J. C. & MURÚA, F. 2002. Status de conservación de la avifauna del Parque Natural Ischigualasto, San Juan, Argentina. *Nótulas Faunísticas* 9:1-7.
- BARROS, R.; JARAMILLO, A. & SCHMITT, F. 2015. Lista de las aves de Chile 2014. *La Chiricoca* 20:79-100.
- BIBBY, C.; BURGESS, N. & HILL, D. 2000. *Birds census technics*. Cambridge, Academic Press. 139p.
- BILDSTEIN, K. L.; BANCROFT, G. T.; DUGAN, D. H.; GORDON, R. M.; EDWIN, R. M.; NOEL, E.; PAYNE, L. X. & SENNER, S. E. 1991. Approaches to the conservation of coastal wetlands in the Western Hemisphere. *Wilson Bulletin* 103(2):218-254.
- BODMER, R.; MAYOR, P.; ANTUNEZ, M.; CHOTA, K.; FANG, T.; PUERTAS, P.; PITTET, M.; KIRKLAND, M.; WALKER, M.; RIOS, C.; PEREZ-PEÑA, P.; HENDERSON, P.; BODMER, W.; BICERRA, A.; ZEGARRA, J. & DOHERTY, E. 2018. Major shifts in Amazon wildlife populations from recent intensification of floods and drought. *Conservation Biology* 32(2):333-344.
- BRANCO, J. O. 2007. Avifauna aquática do Saco da Fazenda (Itajaí, Santa Catarina, Brasil): uma década de monitoramento. *Revista Brasileira de Zoologia* 24(4):873-882.
- CANTERO, J. J. 1993. *La vegetación y su relación con factores ambientales en paisajes hidrohalomórficos del centro de Argentina*. Río Cuarto, Universidad Nacional de Río Cuarto.
- CLARKE, K. R. & GORLEY, R. N. 2006. *PRIMER V6: User manual-tutorial*. Plymouth Marine Laboratory.
- COUVE, E. & VIDAL, C. 2003. *Aves de la Patagonia, Tierra del Fuego y Península Antártica, Islas Malvinas y Georgia del Sur*. Punta Arenas, Fantástico Sur. 656p.
- CUMMING, G. S.; PAXTON, M.; KING, J. & BEUSTER, H. 2012. Foraging guild membership explains variation in waterbird responses to the hydrological regime of an arid-region flood-pulse river in Namibia. *Freshwater Biology* 57(6):1202-1213.
- CURSACH, J. A.; RAU, J. R. & TOBAR, C. N. 2010. Aves en un humedal marino del sur de Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 45(3):441-450.
- DGA. 2004. *Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad, cuenca del río Bueno*. Santiago, Ministerio de Obras Públicas. 147p.
- FIGUEROA, R.; BRAVO, C.; CORALES, E.; LÓPEZ, R. & ALVARADO, S. 2000. Avifauna del Santuario de la Naturaleza Los Huemules del Niblinto, región del Bío-Bío. *Boletín Chileno de Ornitología* 7:2-12.
- FIGUEROA, R. A. & CORALES-STAPPUNG, E. S. 2003. Food of Breeding Great White Egrets in an Agricultural Area of Southern Chile. *Waterbirds* 26(3):370-375.
- GAUTHIER, G.; OISGIROUX, J. F.; REED, A.; BE'CHET, A. & LANGER, L. 2005. Interactions between land use, habitat use, and population increase in greater snow geese: what are the consequences for natural wetlands? *Global Change Biology* 11(6):856-868.
- GALLARDO, J.; RAU, J. R.; DE LA FUENTE, A.; MARINKOVIC, F. & TEUTSCH, C. 2018. Variación estacional de la riqueza, frecuencia relativa y diversidad de aves en humedales urbanos de Llanquihue, sur de Chile. *Revista Chilena de Ornitología* 24(1):27-36.
- HAFNER, H.; VINCENT, B. Y. & GORY, G. 1982. Feeding methods, flock size and feeding success in the little egret *Egretta garzetta* and the squacco heron *Ardeola rallides* in Camargue, Southern France. *Ardea* 70:45-54.
- IPPI, S.; ANDERSON, C. B.; ROZZI, R. & ELPHICK, C. S. 2009. Annual variation of abundance and composition in forest bird assemblages on navarino island, Cape Horn Biosphere Reserve, Chile. *Ornitología Neotropical* 20(2):231-245.
- KEDDY, P. A. 2002. *Wetland ecology: principles and conservation*. Cambridge, Cambridge University Press. 614p.
- KINGSFORD, R. T.; JENKINS, K. M. & PORTER, J. L. 2004. Imposed hydrological stability on lakes in arid Australia and effects on waterbirds. *Ecology* 85(9):2478-2492. <https://doi.org/10.1890/03-0470>
- KNUTSON, M. G. & KASS, E. E. 1997. Declines in abundance and species richness of birds following a major flood on the Upper Mississippi River. *Auk* 114(3):367-380.
- LÓPEZ DE CASNAVE, J. & FILIPELLO, A. M. 1995. Las aves acuáticas de la Reserva Costanera Sur: cambios estacionales en la composición específica y en la abundancia de poblaciones y gremios. *Hornero* 14:9-14.
- LORENZÓN, R. E.; BELTZER, A. H.; PELTZER, P. M.; OLGUÍN, P. F.; LEÓN, E. J.; SOVRANO, L. & RONCHI-VIRGOLINI, A. L. 2017. Habitat mediated influence of water level fluctuations on waterbird occurrence in floodplain wetlands of the Parana River, Argentina. *River Research and Applications* 33(9):1494-1505.
- LORENZÓN, R. E.; BELTZER, A. H.; OLGUÍN, P. F.; LEÓN, H. J.; SOVRANO, L. V.; ANTONIAZZI, C. E. & RONCHI-VIRGOLINI, A. L. 2019. Temporal variation of bird assemblages in dynamic fluvial wetlands: seasonality

- and influence of water level and habitat availability. **Revista de Biología Tropical** 67(6):1131-1145.
- MARTORI, R.; JUÁREZ, R. & AÚN, L. 2002. La taxocenosis de lagartos de Achiras, Córdoba, Argentina: parámetros biológicos y estado de conservación. **Revista Española de Herpetología** 16:73-91.
- MCALEECE, N. 1997. **Biodiversity professional beta 1. Versión 1.0**. The Natural History Museum and The Scottish Association for Marine Science. [on line] aVAILABLE Disponible en <<http://www.nhm.ac.uk/zoology/bdpro>>.
- MMA - MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. 2018. **Plan Nacional de Protección de Humedales 2018-2022**. Santiago, Ministerio de Medio Ambiente Chile. 33p.
- MONTOYA, C. 2000. Aspectos legales vinculados a la conservación de los humedales en Chile. **Gayana** 64(1):1-2.
- MORENO, C. E. 2001. **Métodos para medir la biodiversidad**. M & T- Manuales y tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, Sociedad Entomologica Aragonesa. 84p.
- NAVEDO, J. G.; HAHN, S.; PAREJO, M.; ABAD-GÓMEZ, J. M.; GUTIÉRREZ, J. S.; VILLEGAS, A.; SÁNCHEZ-GUZMÁN, J. M. & MASERO, J. A. 2015. Unravelling trophic subsidies of agroecosystems for biodiversity conservation: food consumption and nutrient recycling by waterbirds in Mediterranean rice fields. **Science of the Total Environment** 511:288-297.
- ONUF, C. P.; TEAL, J. M. & VALIELA, I. 1977. Interactions of nutrients, plant growth, and herbivory in a mangrove ecosystem. **Ecology** 58:514-526.
- POHORYLOW, M. L.; GATTO, A. J. & LANCELOTTI, J. L. 2016. Caracterización Ambiental y Estacional del Ensamble de Aves Acuáticas de la Meseta del Lago Strobel, Patagonia, Argentina. **Ornitología Tropical** 27:77-87.
- ROMANO, M.; BARBERIS, I.; PAGANO, F. & MAIDAGAN, J. 2005. Seasonal and interannual variation in waterbird abundance and species composition in the Melincué saline lake, Argentina. **European Journal of Wildlife Research** 51:1-13.
- RONCHI-VIRGOLINI, A. L.; BLAKE, J. G.; LORENZÓN, R. E. & BELTZER, A. H. 2011. Bird assemblages in two types of forests in the floodplain of the lower Paraná River (Argentina). **Ornitología Neotropical** 22:387-404.
- SAG. 2015. **Cartilla para cazadores**. Santiago, Servicio Agrícola Ganadero. 81p.
- STANFORD, J. A.; LORANG, M. S. & HAUER, F. R. 2005. The shifting habitat mosaic of river ecosystems. **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen** 29(1):123-136.
- WELLER, M. W. 1999. **Wetland birds: habitat resources and conservation implications**. Cambridge, Cambridge University Press. 316p.
- WCS - WILDLIFE CONSERVATION SOCIETY. 2019. **Humedales de Chile, 40 mil reservas de vida**. Santiago, Dibam. 194p.
- ZAR, J. 1999. **Biostatistical analysis**. 4ed. Englewood Cliffs, Prentice Hall. 663p.