



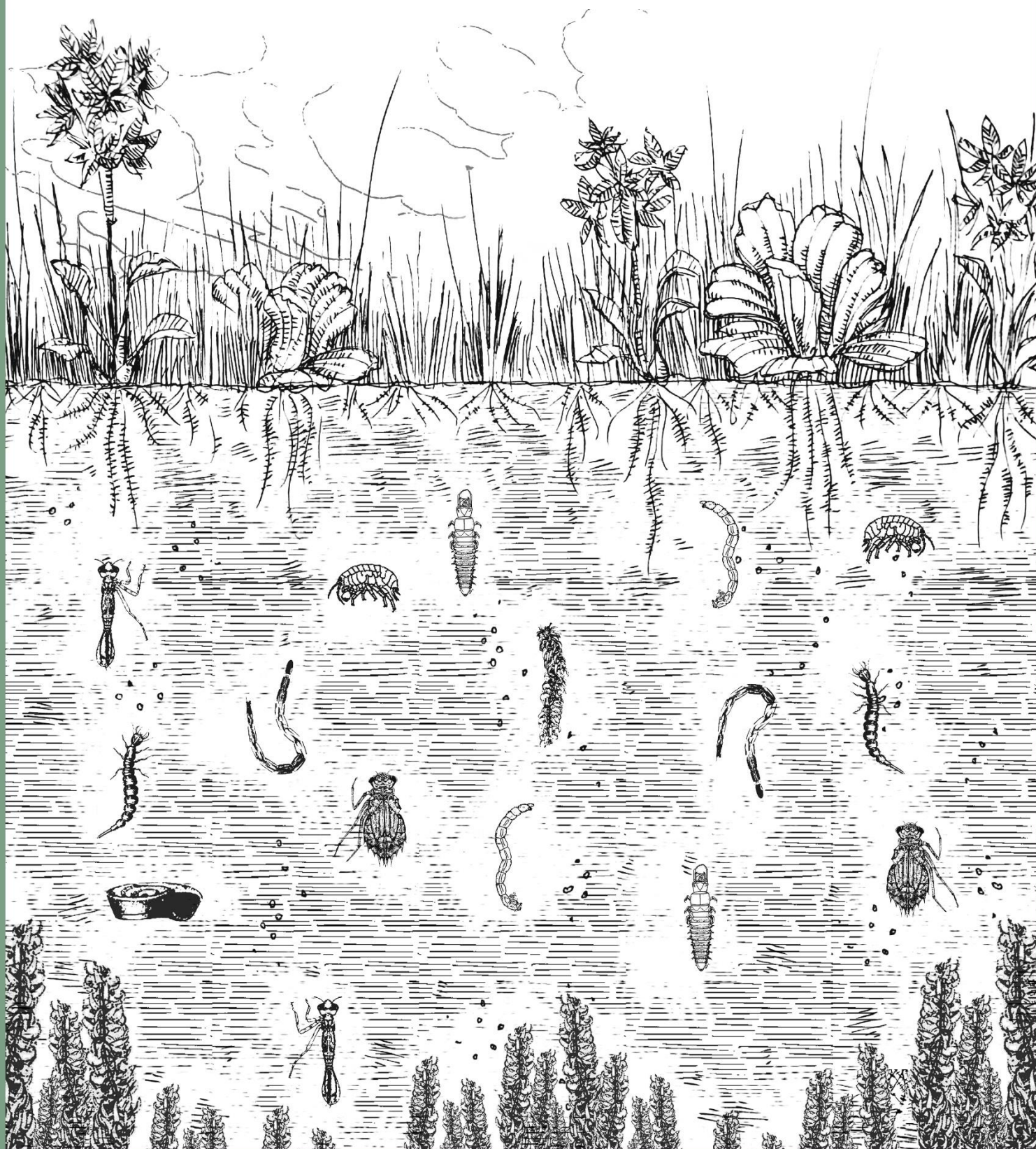
UNIVERSIDAD NACIONAL DEL NORDESTE

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura
Licenciatura en Ciencias Biológicas

“Ensamblajes de macroinvertebrados asociados a las plantas acuáticas en lagunas periurbanas del Nordeste de Corrientes en distintas condiciones hidrológicas”

María Mercedes Cuño Viera

Directora: Luciana Irene Gallardo
Co-Directora: Sylvina Lorena Casco





UNIVERSIDAD NACIONAL DEL NORDESTE

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura

Licenciatura en Ciencias Biológicas

TRABAJO FINAL DE GRADUACIÓN

“Ensamblajes de macroinvertebrados asociados a las plantas acuáticas en lagunas periurbanas del Nordeste de Corrientes en distintas condiciones hidrológicas”

Alumna: María Mercedes Cuño Viera

Directora: Luciana Irene Gallardo

Co-Directora: Sylvina Lorena Casco

Grupo de Manejo Ambiental (CECOAL, CONICET-UNNE).

Departamento de Biología, Área Ecología, Laboratorio 1, Limnología.

2025

AGRADECIMIENTOS

A mis directoras, Luciana y Sylvina, sin ellas este trabajo no habría sido posible. Gracias por su tiempo y dedicación, por la paciencia, las risas compartidas y por permitirme seguir creciendo, han sido fundamentales en mi educación. Gracias por enseñarme que un equipo unido es capaz de todo.

A mi familia, a pesar de no comprender mis estudios nunca dejaron de alentarme y festejar cada logro. En especial a mis abuelos por mantener viva la Fe y a mi madre por dedicarse a hacer realidad mis sueños, por confiar en mí.

A Ian, Roberto y Ona, han sido esenciales en cada aspecto de mi vida. Gracias por estar a mi lado en esta etapa, por compartir mis victorias y también mis desaciertos. Su apoyo incondicional ha sido mi mayor fortaleza.

A mis compañeros, que han atravesado conmigo cada instante de este camino. Gracias por su compañía y por ser parte de esta experiencia inolvidable; en especial a Nahuel, quien siempre estuvo para mí en los momentos más difíciles.

A Antonio, por acompañarme y hacer de este último tramo de la carrera una gran aventura.

Finalmente, a todos los profesores que he tenido el privilegio de admirar. Gracias por sembrar en mí la curiosidad y el asombro, por alimentar mi deseo de aprender y crecer, tanto personal como profesionalmente.

DENOMINACIÓN

“Ensamblajes de macroinvertebrados asociados a las plantas acuáticas en lagunas periurbanas del Nordeste de Corrientes en distintas condiciones hidrológicas”

RESUMEN

Los cambios en la estructura y composición de la vegetación acuática y los macroinvertebrados asociados, debido a distintas condiciones hidrológicas (períodos secos y períodos húmedos) o a impactos vinculados con el ser humano, pueden ocasionar variaciones en el funcionamiento de los humedales. El análisis de las relaciones que ligan los ensamblajes bióticos y los factores forzantes de la variabilidad de estos ecosistemas resulta de utilidad en estudios realizados en distintas escalas temporo-espaciales. En este trabajo se analizó la influencia de períodos secos y húmedos extremos, sobre la estructura de los ensamblajes de macroinvertebrados asociados a plantas acuáticas en lagunas periurbanas de Corrientes Capital y de Santa Ana. La información histórica de eventos climáticos extremos (lluvias) en Corrientes fue analizada con datos proporcionados por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Los patrones de organización de la vegetación se analizaron utilizando cuadrados triplicados de 20 cm² y los parámetros estructurales fueron medidos de acuerdo a la escuela fitosociológica de Braun-Blanquet. En cada fecha de muestreo se registraron los parámetros físico-químicos del agua (conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, transparencia del agua, pH y contenido de nutrientes). Tres muestras de cada especie vegetal junto con los invertebrados asociados, fueron recolectadas utilizando una red de 35 cm de diámetro y 500 µm de apertura de malla. La identificación taxonómica de los macroinvertebrados mayores de 1 mm se realizó utilizando claves taxonómicas específicas y su abundancia se expresó como número de individuos por 1000 g de peso seco de plantas y por metro cuadrado. La similitud entre los taxa de macroinvertebrados registrados en las diferentes especies de plantas acuáticas fue medida con el método de agrupamiento promedio (UPGMA) basado en la distancia de Jaccard. La abundancia relativa de los taxa de macroinvertebrados fue ordenada utilizando una técnica no métrica (NMDS) con la medida de Bray-Curtis en el programa PAST, para analizar el patrón espacial y temporal de estos ensamblajes. Previo al análisis, todos los datos de abundancia se transformaron mediante $\log(x + 1)$ para estabilizar las varianzas y normalizar los conjuntos de datos. La respuesta ante la frecuencia e intensidad de las lluvias de estos ambientes representó cambios en algunas de las características físicas, químicas y biológicas. Las variables ambientales y las comunidades biológicas estuvieron relacionadas con los períodos hidrológicos y los resultados indicaron que las lagunas estudiadas presentan diferencias en la riqueza y composición de macroinvertebrados y especies vegetales. Este Trabajo Final de Graduación permitió avanzar en el conocimiento de la dinámica y funcionamiento de humedales periurbanos regionales, analizando indicadores de complejidad de hábitat como la dinámica espacial y temporal de los macroinvertebrados asociados a macrófitas en condiciones hidrológicas contrastantes.

ÍNDICE

1. Introducción	4
1.1. Objetivo general	5
1.2. Objetivos particulares	5
1.3. Hipótesis y predicciones	5
2. Materiales y Métodos	5
2.1. Área de estudio	5
2.2. Análisis de la información y métodos de muestreo	7
2.3. Análisis estadísticos	9
3. Resultados	10
3.1. Análisis de lluvias	10
3.2. Cociente de elasticidad	12
3.3. Factores físico-químicos	13
3.4. Caracterización de la vegetación	14
3.5. Macroinvertebrados asociados a las macrófitas acuáticas	18
4. Discusión	25
4.1. Precipitaciones y cociente de elasticidad	25
4.2. Factores físico-químicos	26
4.3. Caracterización de la vegetación	26
4.4. Macroinvertebrados asociados a las macrófitas acuáticas	27
5. Conclusiones	28
6. Bibliografía	29

1. INTRODUCCIÓN

Sudamérica se caracteriza por la gran extensión de las tierras anegables e inundables, cuyas superficies y persistencia dependen de la disponibilidad de agua superficial, de la periodicidad de las fases de anegamiento y suelo seco y de la geomorfología del terreno (Morello, 1984; Neiff et al., 1994; Neiff, 2004). Esta alternancia de períodos lluviosos y secos origina diferencias espaciales (a nivel de complejidad de hábitat) y temporales (en escala estacional e interanual) que influyen en la integración biótica de los humedales.

Ante escenarios de cambio global que muestran una variabilidad en el número y los niveles de agua de lagos y lagunas, ha crecido el interés en conocer los patrones de dicha variabilidad a corto, mediano y largo plazo, existiendo numerosos trabajos en los que se intenta determinar, ante situaciones locales y regionales, la influencia de parámetros climáticos sobre la dinámica de los cuerpos de agua superficiales (Coops et al., 2003; Torremorel et al., 2007; Rosenzweig et al., 2007; Wantzen et al., 2008; Hofmann et al., 2008; Neiff y Neiff, 2013).

Más de la quinta parte de la superficie de la Provincia de Corrientes corresponde a paisajes con anegamiento o inundación periódica donde existen miles de lagunas pequeñas (de 1 a 500 ha) y grandes lagos como los del sistema Iberá (de hasta 78 km²). Las lomadas arenosas que los confinan están cribadas por numerosas lagunas pequeñas (< 500 ha) y sub-redondeadas alimentadas por lluvias. El origen, dinámica y respuesta a los ciclos húmedos y secos de estos ambientes es muy diferente, pese a estar ubicadas -en algunos casos- a distancias menores que un kilómetro (Contreras y Paira, 2016). En este contexto, estudios previos han determinado el cambio en el estado ecológico de las lagunas, derivadas del uso de la cuenca y de la recurrencia de períodos lluviosos y secos en lagunas de la cuenca del río Santa Lucía (Poi et al., 2016).

Las plantas acuáticas tienen un importante papel en la estructuración del hábitat en las lagunas someras de agua dulce, tanto en ecosistemas de clima templado (Kratzer y Batzer, 2007) como subtropicales (Meerhoff et al., 2003, Thomaz y Ribeiro da Cunha, 2010). Las áreas vegetadas soportan una colectividad de macroinvertebrados más diversa que las de las áreas no vegetadas o colectividades del bentos (Poi de Neiff, 2008) y la composición específica de la vegetación acuática está relacionada con la abundancia, biomasa y composición taxonómica de los invertebrados (Cyr y Downing, 1988; Kratzer y Batzer, 2007).

Los resultados de un trabajo reciente (Gallardo et al., 2019) sugieren que siete métricas de invertebrados: abundancia total de macroinvertebrados, número total de taxones, riqueza de familias, número de EOT (Ephemeroptera, Odonata y Trichoptera), porcentaje y abundancia de Trichoptera y abundancia de Chironomidae responden a los disturbios provocados por la urbanización, y podrían usarse para evaluar la integridad biológica de los humedales a estudiar en asociación con el monitoreo físico y químico de la calidad del agua y los parámetros indicadores de la plasticidad de las poblaciones de invertebrados.

Este Trabajo Final de Graduación permitió avanzar en el conocimiento de la dinámica y funcionamiento de los principales humedales regionales, con énfasis en la vegetación acuática y sus macroinvertebrados asociados, analizando indicadores de complejidad de hábitat como la riqueza de

especies, el espectro biológico y, la abundancia poblacional, a nivel de la vegetación palustre y acuática (macrófitas).

Este Trabajo Final de Graduación se desarrolló en el marco de la beca 'Estímulo a la Investigación Científica y Desarrollo Tecnológico' otorgada por la Facultad de Ciencias Exactas Naturales y Agrimensura durante el período 2023-2024, (RES-2024-720-CD-EXA#UNNE), acreditada en el proyecto de investigación PI 22Q004, de la Secretaría General de Ciencia y Técnica (Res. 0931/22 CS).

1.1 Objetivo general

Analizar la variabilidad espacial y temporal de los humedales sobre la base de las características de la vegetación, sus bioformas y la estructura de los ensambles de macroinvertebrados asociados a plantas acuáticas.

1.2 Objetivos particulares

- Examinar los cambios en la colonización de las lagunas por diferentes bioformas de plantas acuáticas (flotantes libres, arraigadas sumergidas y arraigadas de hojas flotantes) en distintas condiciones hidrológicas.

- Comparar la abundancia, riqueza de taxa y composición de los ensambles de macroinvertebrados asociados a distintas especies de plantas acuáticas entre distintas lagunas y períodos hidrológicos.

1.3 Hipótesis de trabajo y predicciones

Las Hipótesis que se plantean son las siguientes:

- La frecuencia y distribución de las especies de plantas acuáticas en los humedales es un indicador de las condiciones hidrológicas y de la geomorfología local.

- La composición y estructura de los ensambles de macroinvertebrados en lagunas periurbanas están influenciadas por la presencia y diversidad de plantas acuáticas.

Predicciones

- Durante períodos lluviosos o secos extremos se observarán cambios en la frecuencia y distribución de las bioformas de plantas acuáticas.

- La abundancia y riqueza de los macroinvertebrados es mayor en las plantas flotantes libres que en las arraigadas sumergidas.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio.

Los reconocimientos y muestreos se realizaron en dos lagunas pertenecientes a la cuenca del río Riachuelo (Fig. 1): la Laguna Brava (27° 29' 12"S-58° 41' 00"O), situada a 15 km de la ciudad de Corrientes y la Laguna Soto (27° 27' 38,89" S, 58° 43' 54,37" O), ubicada en la localidad de Santa Ana (Corrientes).

Estos cuerpos de agua se encuentran densamente vegetados y presentan un régimen hídrico que depende de las precipitaciones locales. El clima del área es subtropical húmedo o termal, con veranos cálidos y prolongados e inviernos breves y pocos rigurosos (Bruniard, 1999). Las heladas son poco frecuentes, con 320 a 360 días libres de heladas (Carnevali, 1994).

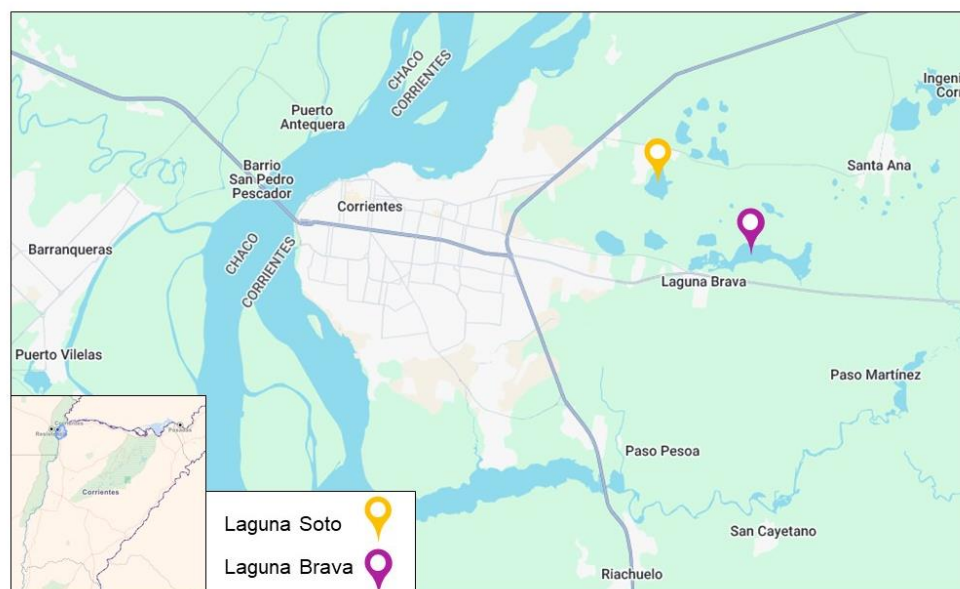


Figura 1. Ubicación de los cuerpos de agua muestreados en la provincia de Corrientes, Argentina.

La Laguna Brava tiene las características propias de las lagunas y esteros de Corrientes (Fig. 2A), constituyendo un sistema de vegetación y de fauna, de composición semejante al del Macrosistema Iberá. Se localiza a 15 km de la ciudad de Corrientes, en cercanías de la ruta provincial 5, que une esta ciudad con la localidad de San Luis del Palmar, y del barrio “Laguna Brava”, un asentamiento que presenta una población aproximada de 6200 habitantes. Está incluida en el sistema de humedales del Noroeste de Corrientes, dentro de un paisaje cribado con numerosas lagunas de forma redondeada o subredondeada (Poi y Galassi, 2013). Posee forma alargada e irregular, su eje mayor presenta una longitud de 7 km y el ancho varía entre 300 y 1200 m, abarcando una superficie de 380 ha (Bonetto et al., 1978). Presenta, generalmente, poca profundidad (0,50-1,50 m), sin embargo, en los períodos de lluvias abundantes y prolongadas, la profundidad puede superar los 2 m y, por el contrario, disminuye marcadamente cuando el aporte de lluvias es bajo, como ocurrió entre 1998 y 2005 (Contreras et al., 2021).

La Laguna Soto se encuentra ubicada en el Noroeste de la provincia de Corrientes, aproximadamente a 6 km de la ciudad Capital (Fig. 2B). Es un cuerpo de agua elongado, de forma casi triangular, de 800 m de ancho y 1400 m de largo, abarcando una superficie de unas 70 ha. Posee una profundidad considerable (hasta 6 m), fondo predominantemente arenoso y escasa vegetación emergente. El área litoral de la laguna presenta amplias zonas de playas utilizadas con fines recreativos, particularmente durante el verano (Asselborn et al., 1998).



Figura 2. Área de Estudio. **A.** Laguna Brava. **B.** Laguna Soto.

Dos muestreos se realizaron en Laguna Brava, uno durante el mes de octubre de 2023 correspondiente con el período de lluvias y otro durante el mes de agosto 2024 correspondiente al período de sequía. En la Laguna Soto se llevó a cabo un muestreo en el mes de marzo de 2024 correspondiente con el período de lluvias y otro en el mes de agosto 2024 correspondiente al período de sequía.

2.2 Análisis de la información y métodos de muestreo

Las variaciones en las lluvias actúan como factores forzantes de las variables de estado del sistema, ya que la calidad del agua, las fluctuaciones poblacionales en el medio acuático, la flora y la fauna de humedales y de las tierras altas, están condicionados por las precipitaciones. (Neiff y Neiff, 2013; Neiff y Casco, 2017)

Por ello, se analizó la información histórica de eventos climáticos extremos (lluvias y sequías) en Corrientes con datos proporcionados por la Estación Bella Vista del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), en el periodo 1968-2023 y por el Instituto Correntino del Agua (ICAA).

El cociente de elasticidad de cada laguna (Neiff et al., 1994; Neiff, 2001) se calculó dividiendo el área ocupada durante el período máximo de anegamiento y el área ocupada en la sequía prolongada, usando imágenes satelitales Landsat 5 y 9, provistas por la CONAE.

Los patrones de organización de la vegetación fueron analizados mediante cuadrados triplicados de 20 cm² y los parámetros estructurales fueron medidos de acuerdo a Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1979; Dierschke, 1994; Matteucci y Colma, 2002). La beta diversidad (β_w) fue utilizada como un integrador de la heterogeneidad de hábitat local, utilizando el índice de Whittaker, con la modificación introducida por Harrison (Magurrán, 2004):

$$\beta w = \{(S/\alpha) - 1\} / (N - 1) \cdot 100$$

Donde S es el número total de especies registradas en el sistema, α es la riqueza media de especies y N es el número de sitios o parcelas. βw varía entre 0 (sin cambios entre muestras) y 100 (cada muestra tiene un ensamblaje único de especies).

Tres muestras de cada especie vegetal: *Pistia stratiotes* L. (Araceae), *Pontederia crassipes* Mart. (Pontederiaceae), *Salvinia biloba* Raddi. (Salviniaceae) y *Egeria najas* Planch. (Hydrocharitaceae), junto con los invertebrados asociados, fueron recolectadas en dos épocas del año (otoño-invierno y primavera-verano) utilizando una red 35 cm de diámetro y 500 μ m de apertura de malla (Fig. 3A, US.EPA, 2002; Poi de Neiff y Carignan, 1997). La selección de las especies vegetales, se realizó teniendo en cuenta la disponibilidad del sustrato en el cuerpo de agua, así como referencias en estudios previos realizados en lagunas periurbanas regionales. Las especies vegetales fueron identificadas mediante observación directa y, además, fueron clasificadas en cuatro bioformas siguiendo a Wetzel (1981) y Sculthorpe (1967).

En cada fecha de muestreo, se utilizaron equipos digitales para medir *in situ* los parámetros físico-químicos del agua: conductividad eléctrica con conductímetro Hanna DIST5-Tester, oxígeno disuelto, con oxímetro Hanna y pH con peachímetro Hanna Tester pHep 5 (Fig. 3B). La transparencia del agua fue medida con el disco de Secchi y la determinación del contenido de nutrientes (nitrógeno y fósforo) fue realizada en el Laboratorio de Química Ambiental (LABQUIAM) de la FaCENA-UNNE.

En el laboratorio, las plantas fueron agitadas repetidas veces en un recipiente con agua y su contenido filtrado por tamices de diferente tamaño de malla (1 mm y 500 μ m) para facilitar la separación y clasificación de los macroinvertebrados (Fig. 3C). La biomasa de las plantas acuáticas se obtuvo secándolas en estufa a 105°C durante 48 horas y pesándolas en una balanza de precisión. La identificación taxonómica de los macroinvertebrados mayores de 1 mm (Fig. 3D) se realizó siguiendo las claves taxonómicas de Merritt y Cummins (1996), Lopretto y Tell (1995), Domínguez y Fernández (2009) y Ramírez (2010).

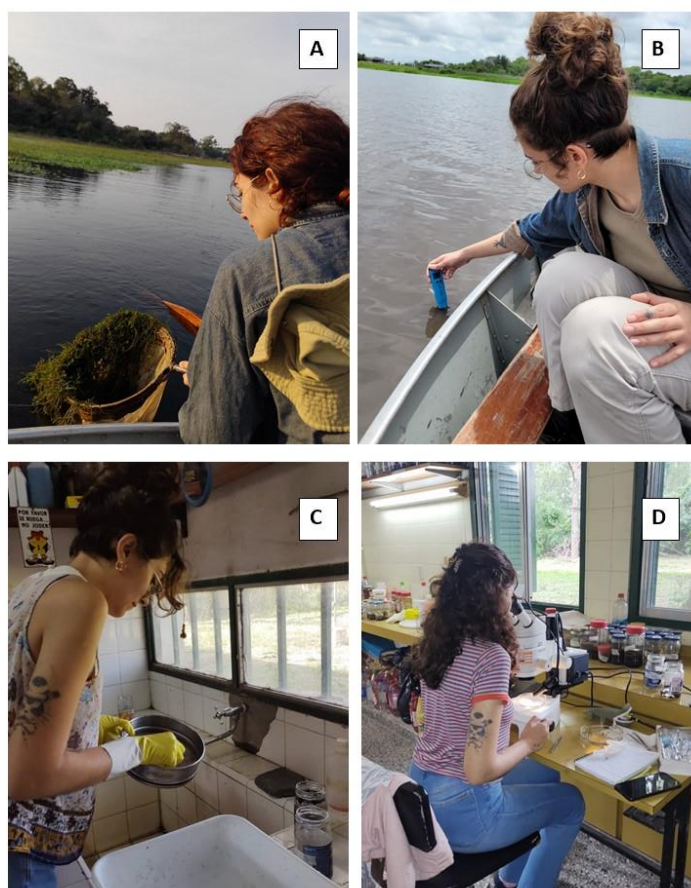


Figura 3. Extracción y procesamiento de muestras. **A.** Extracción de una muestra de vegetación con los invertebrados asociados. **B.** Registro de parámetros físico- químicos *in situ*. **C.** Procesamiento del material vegetal y separación por tamaño de los invertebrados. **D.** Identificación taxonómica de los macroinvertebrados (mayores de 1 mm).

En el caso de las especies de macrófitas sumergidas, la abundancia de los macroinvertebrados asociados se expresó como número de individuos por 1000 g de peso seco de plantas. La abundancia de los macroinvertebrados asociados a las macrófitas flotantes libres o arraigadas de hojas flotantes se expresó, además, como número de individuos por metro cuadrado.

2.3 Análisis estadísticos

La abundancia total y la riqueza de taxa de macroinvertebrados se comparó entre los dos períodos estudiados utilizando el test de Kruskal-Wallis en el programa PAST. La similaridad entre los taxa de macroinvertebrados registrados en las diferentes especies de plantas acuáticas fue medida con el método de agrupamiento promedio (UPGMA) basado en la distancia de Jaccard. Para examinar el patrón espacial y temporal de estos ensambles, la abundancia promedio de los taxones se ordenó usando una técnica no métrica (NMDS) con la medida de Bray-Curtis en el programa PAST. Previo a los análisis, todos los datos de abundancia se transformaron mediante $\log(x + 1)$ para estabilizar las varianzas y normalizar los conjuntos de datos.

3. RESULTADOS

3.1 Análisis de lluvias

La provincia de Corrientes y, la Cuenca del Plata en general, atravesaron una sequía que comenzó a manifestarse a fines de 1999, con balances hídricos anuales negativos y cuyos efectos acumulados comenzaron a ser más notorios desde 2004. Luego se inicia un período de parcial recuperación de lluvias, registrándose en los últimos años un déficit de lluvias en distintas estaciones del año (Fig. 4).

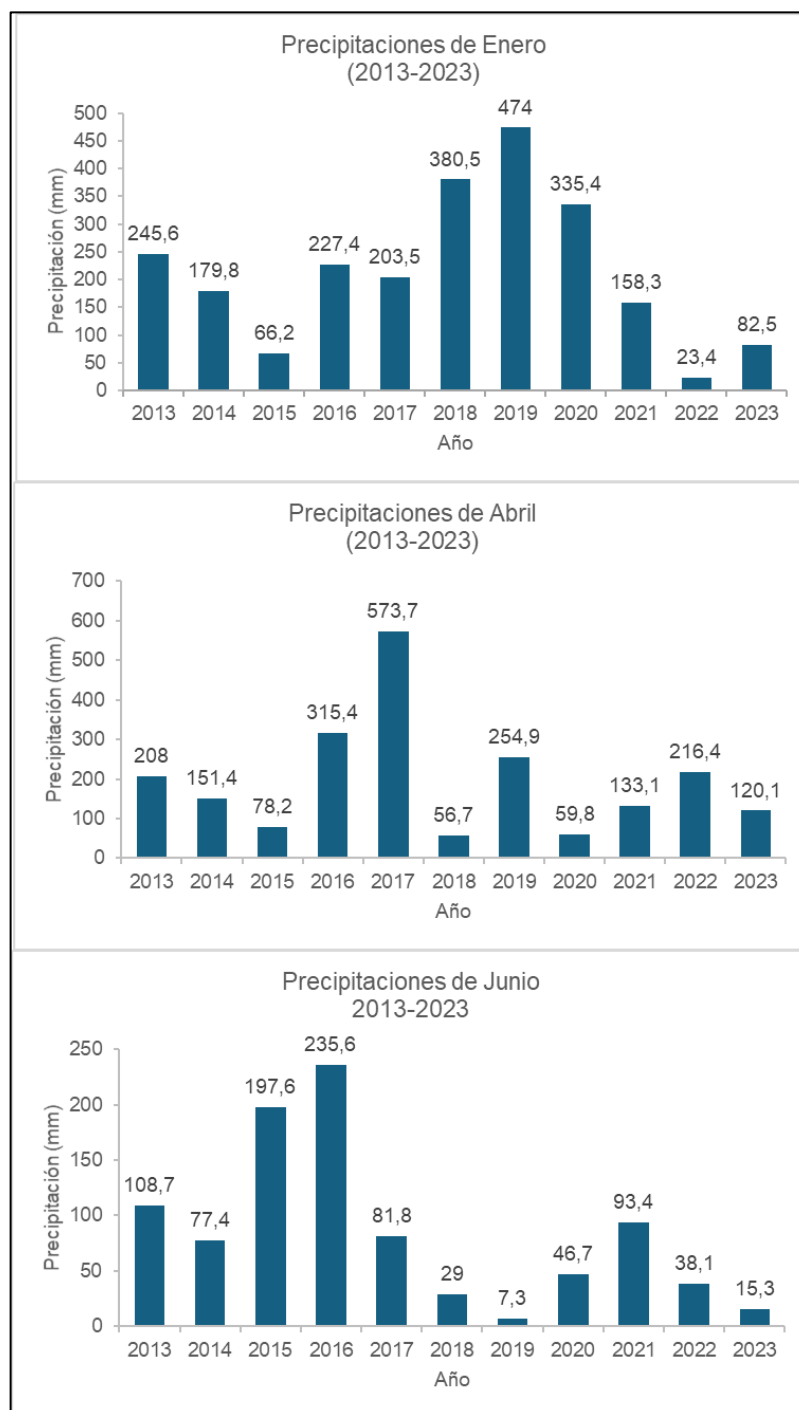


Figura 4. Precipitaciones anuales durante el período 2013-2023. Elaboración propia en base a información producida por el ICAA (Corrientes). Se evidencia la deficiencia de lluvias en la última década afectando a las lagunas regionales.

La serie de precipitaciones anuales históricas indica que el área de estudio se encuentra en una zona de contacto inestable que determina un régimen poco predecible de precipitaciones. Durante el período 1968-2023 los valores más altos de precipitación se registraron en 1986 obteniéndose un valor de 2038,2 mm, mientras que el más bajo fue de 718,1 mm en el año 1988. En el 2022 se registraron valores bajos de precipitación similares a los registrados en 1988 (Fig. 5).

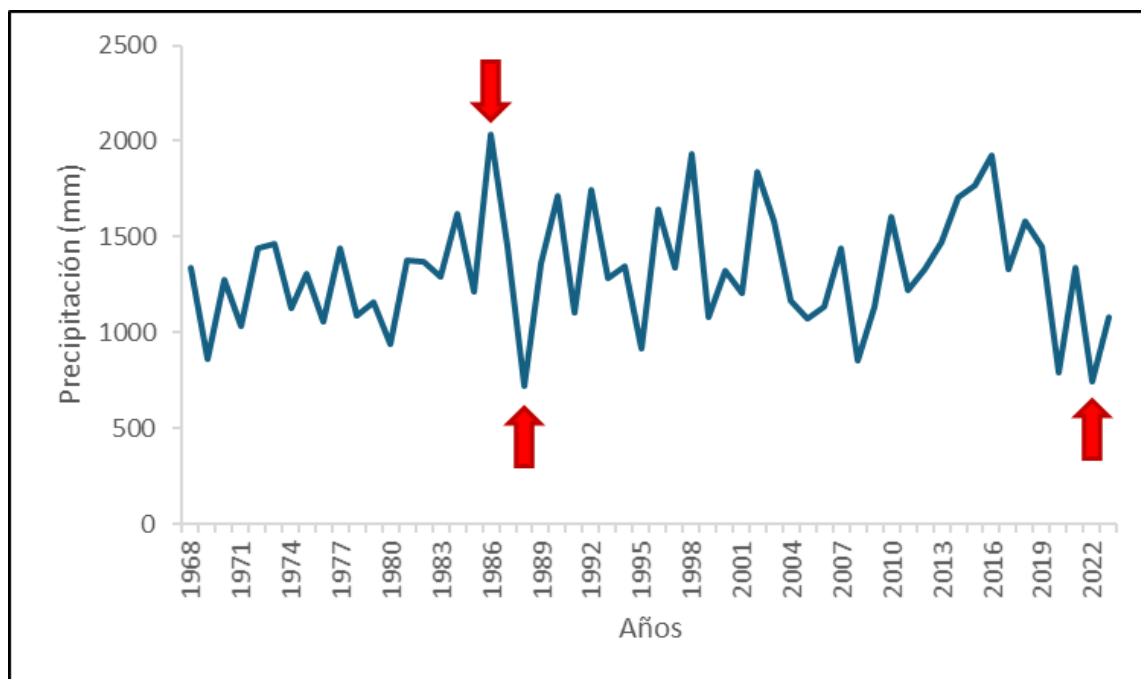


Figura 5. Registros de precipitación anual en el periodo 1968-2023. Las flechas indican los valores más altos y bajos de precipitaciones en el período considerado. Fuente: elaboración propia con datos meteorológicos provistos por la estación Bella Vista del INTA.

Entre 2023 y 2024 se detectaron períodos con escasas precipitaciones durante otoño-invierno, con valores cercanos a 0 mm entre mayo y agosto de 2023. En el mismo período de 2024, las precipitaciones no excedieron los 38,9 mm mensuales. En primavera-verano se alcanzaron los mayores valores de precipitaciones registrándose 325,8 mm en diciembre de 2023 (Fig. 6).

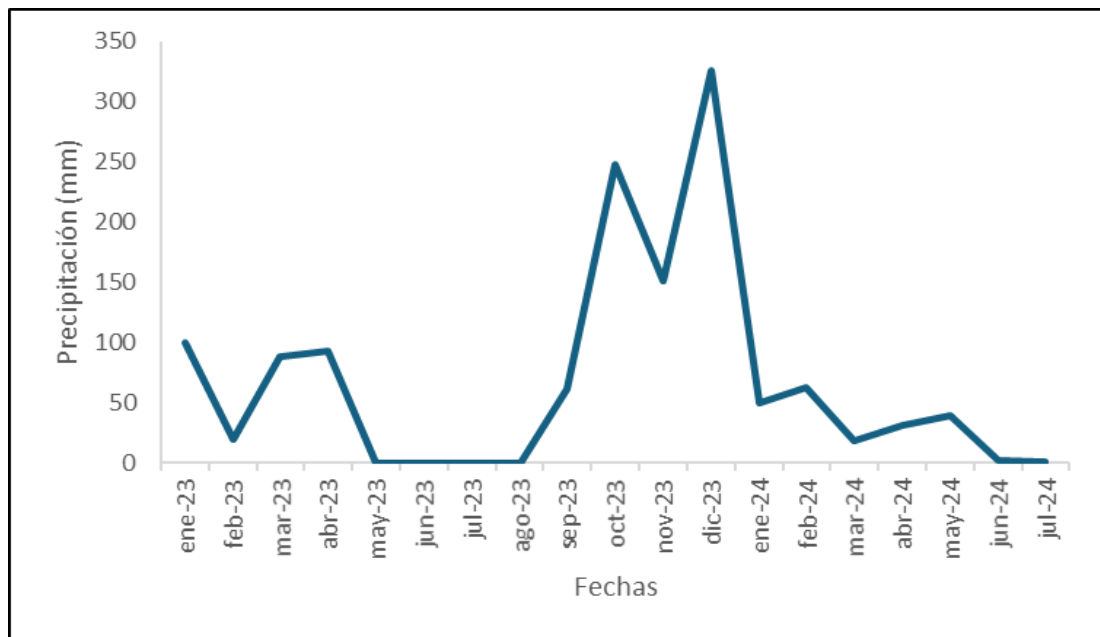


Figura 6. Registro de precipitación mensual del período enero 2023 - julio 2024. Fuente: elaboración propia con datos meteorológicos provistos por la estación Bella Vista del INTA.

3.2 Cociente de elasticidad

Los cálculos del cociente de elasticidad de Laguna Brava (Fig. 7) y de la Laguna Soto (Fig. 8) se presentan en la Tabla 1. La Laguna Soto presentó un coeficiente de elasticidad mayor que el obtenido para la Laguna Brava en el período considerado (1998-2022).

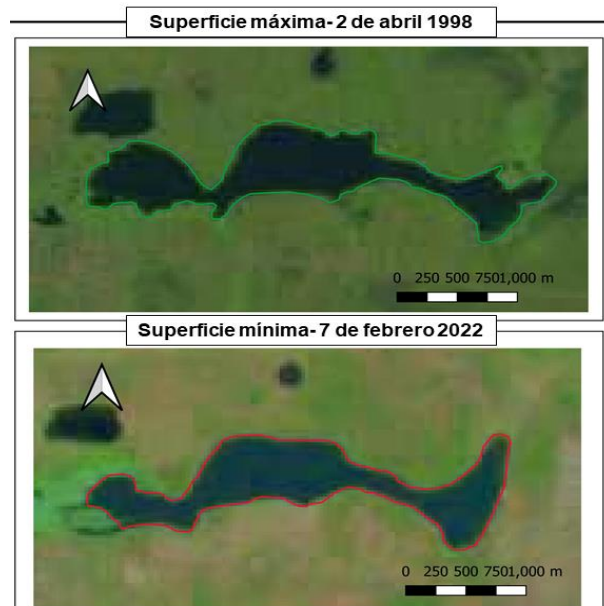


Figura 7. Imagen satelital de Laguna Brava. Superficie máxima en 1998 (imagen superior) y superficie mínima en 2022 (imagen inferior). Elaboración: Dra. Alicia Blanco.

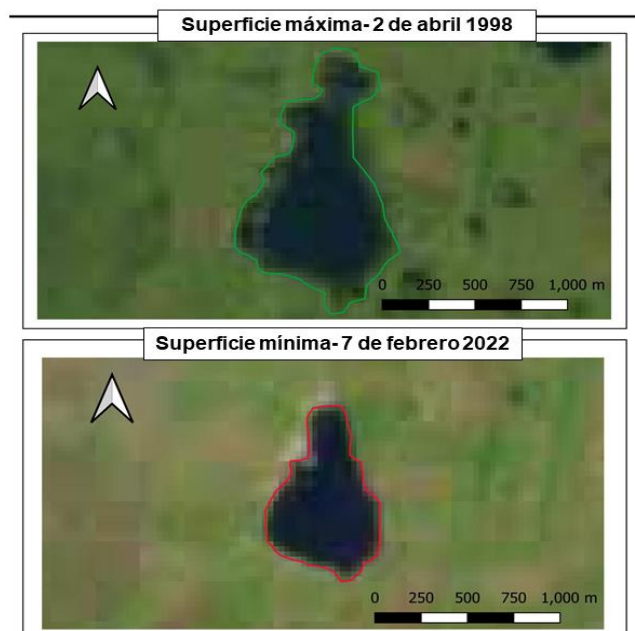


Figura 8. Imagen satelital de Laguna Soto. Superficie máxima en 1998 (imagen superior) y superficie mínima en 2022 (imagen inferior). Elaboración: Dra. Alicia Blanco.

Tabla 1. Superficies máximas y mínimas (en m²) y coeficiente de elasticidad de las lagunas estudiadas.

	Laguna Brava	Laguna Soto
Superficie máxima	1738373,06	764478
Superficie mínima	1551850,62	412728
Elasticidad	1,120	1,852

3.3 Factores físico-químicos

Durante el período de estudio, las características físico-químicas presentaron variaciones entre los períodos considerados (lluvias y sequía) y entre las lagunas (Tabla 2). La disponibilidad de oxígeno disuelto fue buena en general, con excepción de la Laguna Brava en el período lluvioso, donde se registró un valor muy bajo (1,36 mg/L). La Laguna Soto tuvo mayor transparencia en otoño-invierno (período de sequía) y en la Laguna Brava la conductividad eléctrica fue 18 veces mayor al registrado en la Laguna Soto en el período lluvioso. El pH osciló en torno a la neutralidad en otoño-invierno (período de sequía) y en primavera-verano (período lluvioso) en la Laguna Soto, siendo levemente básico en la Laguna Brava en éste último período. La temperatura del agua varió en cada laguna en torno a valores acordes a la estación del año considerada. El contenido de nutrientes fue bajo en ambas lagunas y períodos hidrológicos considerados. Los valores de nitritos y fósforo fueron similares en ambas lagunas, registrando los valores más altos de amonio en Laguna Soto y de nitratos en Laguna Brava (Tabla 2).

Tabla 2. Parámetros físico-químicos del agua registrados en cada sitio de muestreo.

	Laguna Brava		Laguna Soto	
	Primavera/ Verano	Otoño/ Inverno	Primavera/ Verano	Otoño/ Inverno
Profundidad (m)	1,2	2,5	3,5	2,7
Oxígeno disuelto (mg/L)	1,36	4,36	4,2	4,98
Temperatura del Agua (°C)	22,9	18,2	25,7	18
Conductividad $\mu\text{S.cm}^{-1}$	1330	436	75	76
Sólidos disueltos (TDS) ppm	671	218	38	38
pH	8,3	7,43	7,63	7,65
Transparencia (m)	0,14	0,39	0,6	1,4
Amonio-[NH₄⁺] mg/L	0,39	0,8	0,39	0,57
Nitritos-[NO₂⁻] mg/L	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Nitratos-[NO₃⁻] mg/L	0,32	0,14	0,08	0,07
P-[PO₄³⁻] mg/L	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

3.4 Caracterización de la vegetación

Se reconocieron cuatro bioformas: flotante libre, arraigada emergente, sumergida enraizada y arraigada con hojas flotantes.

En la Laguna Brava se registraron tres bioformas, siendo más frecuentes las arraigadas emergentes y las flotantes libres durante el período de lluvias y las arraigadas con hojas flotantes durante el período de sequía. En la Laguna Soto fueron cuatro las bioformas encontradas, se registró una especie sumergida enraizada (*E. najas*) en ambos períodos, coincidente con una mayor transparencia del agua (Tabla 3).

Se registró un total de 13 familias, 16 géneros y 19 especies en los dos períodos estudiados (período de lluvias y de sequía) en ambas lagunas. Del total, 12 familias pertenecen al grupo de plantas vasculares y la restante al grupo de plantas no vasculares.

En ambas lagunas, la riqueza de especies fue similar (15 especies) y la composición fue distinta, siendo más frecuentes en la Laguna Brava (Fig. 9) *Hydrocotyle ranunculoides* L. f. (Araliaceae), *P. stratiotes* y *P. crassipes*.

En Laguna Soto fueron más frecuentes *S. biloba*, *E. najas* y *Ricciocarpus natans* (L.) Corda (Ricciaceae) en ambos períodos (Fig. 10).

Tabla 3. Composición de especies y bioformas registradas en ambas lagunas en ambos períodos.

	Bioformas	Laguna Brava		Laguna Soto	
		Período de lluvia	Período de sequía	Período de lluvia	Período de sequía
<i>Ricciocarpus natans</i>	Flotante libre	X		X	X
<i>Salvinia biloba</i>			X	X	X
<i>Salvinia minima</i>		X		X	
<i>Pistia stratiotes</i>		X	X		X
<i>Pontederia crassipes</i>		X	X	X	
<i>Sagittaria montevidensis</i>				X	X
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Arraigada emergente	X	X		X
<i>Hymenachne grumosa</i>		X		X	
<i>Paspalum repens</i>		X			
<i>Typha latifolia</i>		X	X		
<i>Cyperus</i> sp.		X			
<i>Oxycaryum cubense</i>				X	
<i>Ludwigia peploides</i>	Arraigada de hojas flotante	X	X	X	X
<i>Polygonum acuminatum</i>		X	X	X	
<i>Pontederia rotundifolia</i>		X			
<i>Limnobium laevigatum</i>			X		X
<i>Nymphoides indica</i>				X	X
<i>Pontederia azurea</i>			X	X	X
<i>Egeria najas</i>	Sumergida enraizada			X	X

La heterogeneidad del hábitat varió en los dos períodos analizados (Fig. 11), registrándose un alto valor de heterogeneidad local durante el período de lluvias en ambas lagunas ($\beta \geq 20$). La tasa de cambio registrada para ambas lagunas en ambos periodos fue de $\beta=9.95$.

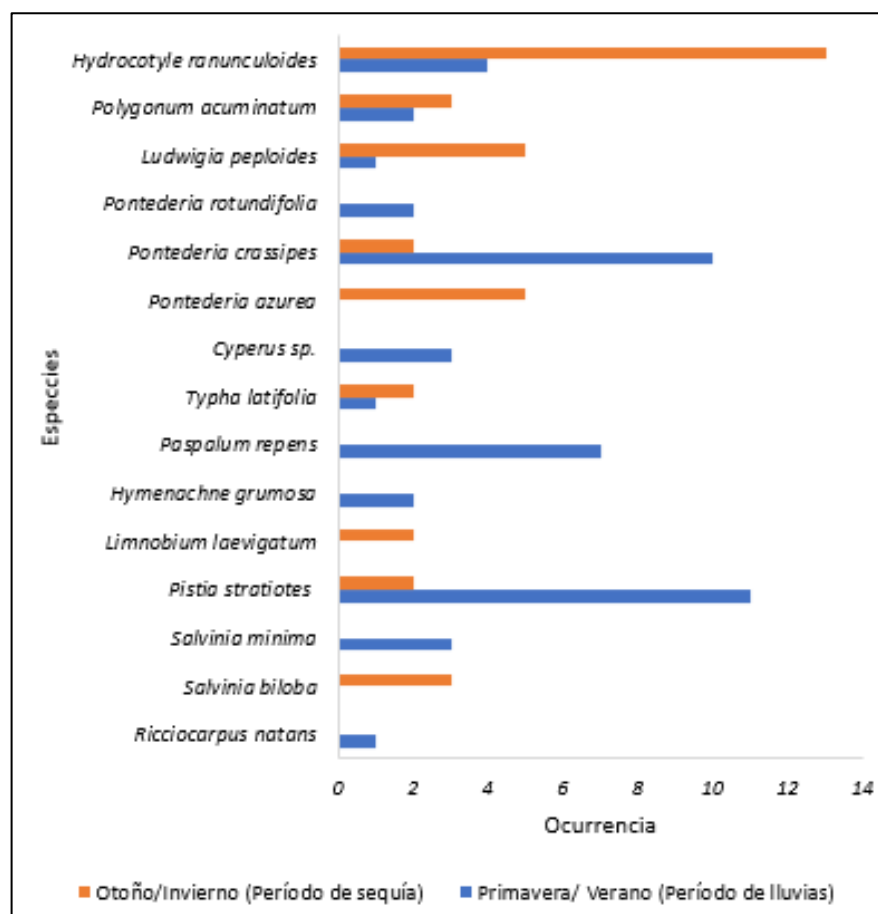


Figura 9. Ocurrencia de especies de macrófitas en la Laguna Brava en períodos hidrológicos contrastantes.

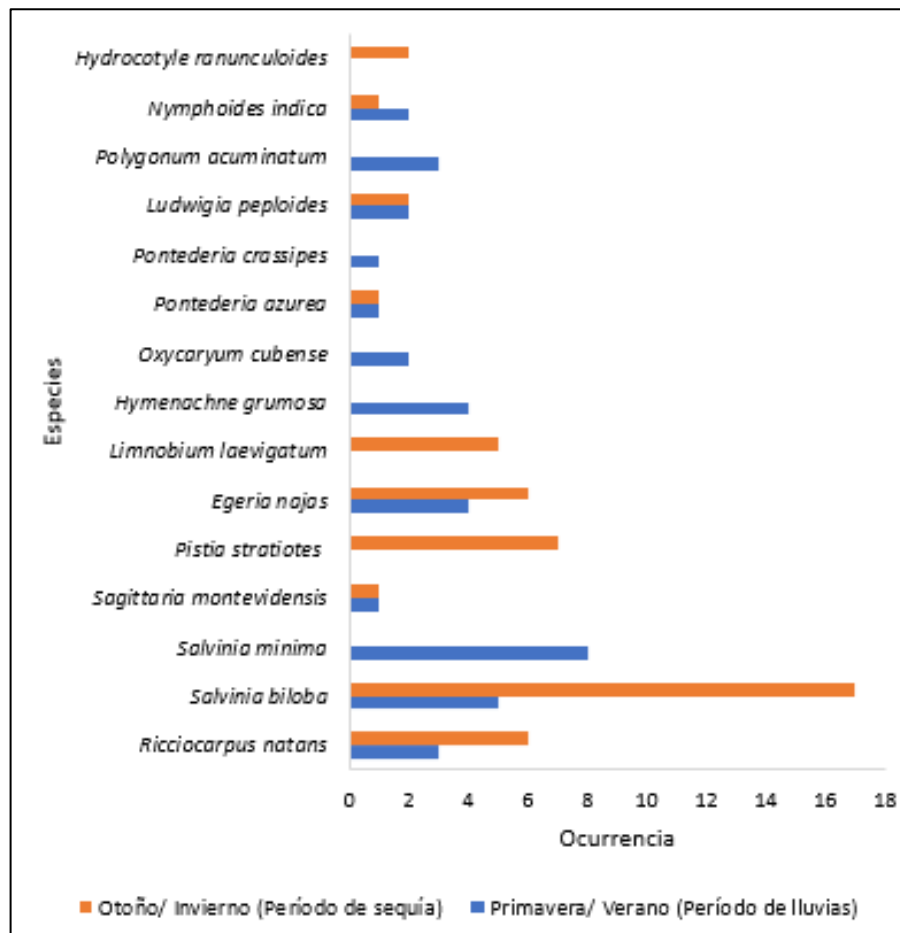


Figura 10. Ocurrencia de especies de macrófitas en la Laguna Soto en periodos hidrológicos contrastantes.

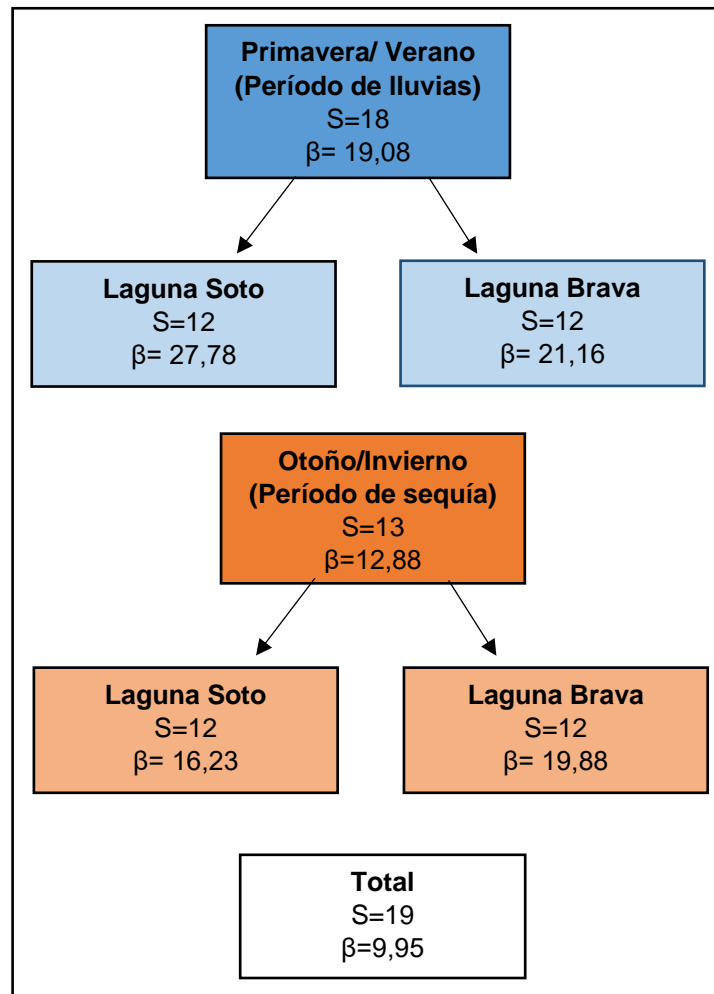


Figura 11. Diagrama comparativo de la heterogeneidad del hábitat en las lagunas Soto y Brava en periodos hidrológicos contrastantes.

3.5 Macroinvertebrados asociados a las macrófitas acuáticas

En la Laguna Brava, tres muestras de cada especie vegetal (*P. crassipes* y *P. stratiotes*) fueron recolectadas durante el período de lluvias. Durante el período de sequía, se recolectaron solamente tres muestras de *P. crassipes* debido a que *P. stratiotes* no estuvo presente en la laguna al momento del muestreo. Un total de 1096 macroinvertebrados (>1mm) pertenecientes a 10 grupos mayores (en su mayoría clases y ordenes) fueron registrados en ambas especies vegetales. Se encontraron 25 familias en *P. crassipes* durante el período de lluvias y 19 familias durante el período de sequía, mientras que en *P. stratiotes* se registraron 28 familias durante el período lluvioso. Cuando la abundancia fue expresada como número de individuos por 1000 g de peso seco de vegetación, en *P. crassipes* se registró la máxima abundancia total durante el periodo lluvioso 3964,82 Ind.1000 g de peso seco de vegetación (Fig. 12). Cuando se comparó la abundancia total de los ensambles de macroinvertebrados asociados a las plantas acuáticas estudiadas entre distintos periodos hidrológicos la diferencia no fue significativa ($H= 5,60$; $p= 0,05$). De igual manera, al comparar la riqueza de familias de macroinvertebrados entre los periodos lluvioso y seco, no se obtuvieron diferencias significativas ($H= 5,42$; $p= 0,0643$).

Las familias de macroinvertebrados asociadas a *P. crassipes* que presentaron mayor abundancia relativa fueron Chironomidae, Cyclestheriidae (*Cyclestheria hislopi*), Hyalellidae (*Hyalella* sp.) y

Glossiphoniidae (Fig. 13). En *P.stratiotes*, las larvas de Chironomidae, Crambidae, Hyallellidae (Fig. 13) y las larvas y adultos de Dytiscidae e Hydrophilidae presentaron mayor proporción con respecto al resto de los taxones hallados (Fig.14).

En la Laguna Soto, tres muestras de cada especie vegetal (*S. biloba* y *E. najas*) fueron recolectadas en cada período (de lluvias y de sequía).

Un total de 3501 macroinvertebrados de 11 grupos mayores (en su mayoría clases y ordenes) fueron registrados en ambas especies vegetales. Se encontraron 32 familias en *S. biloba* durante el período de lluvias y 33 durante el periodo de sequía, mientras que en *E. najas* se registraron 19 familias durante el período de lluvias y 28 durante el período de sequía. Se registró la máxima abundancia total de macroinvertebrados en *S. biloba* durante el periodo lluvioso 39167,49 Ind.1000 g de peso seco de vegetación, mientras que *E. najas* presentó 7552,18 Ind.1000 g de peso seco de vegetación durante el período de sequía (Fig. 12). Se detectaron diferencias significativas al comparar la abundancia total ($H=8,23$; $p=0,0415$) y la riqueza de taxa ($H=9,36$; $p=0,0231$) de los ensambles macroinvertebrados asociados a ambas macrófitas entre periodos hidrológicos contrastantes.

Las familias de macroinvertebrados con mayor abundancia relativa registradas en *S. biloba* fueron Cyclestheriidae (*Cyclestheria hislop*), Chironomidae, Ceratopogonidae y Caenidae (*Caenis* sp.), Fig. 13. Las familias Chironomidae, Glossiphoniidae, Planorbidae y Polycentropodidae presentaron mayor abundancia relativa en *E. najas* (Fig. 15).

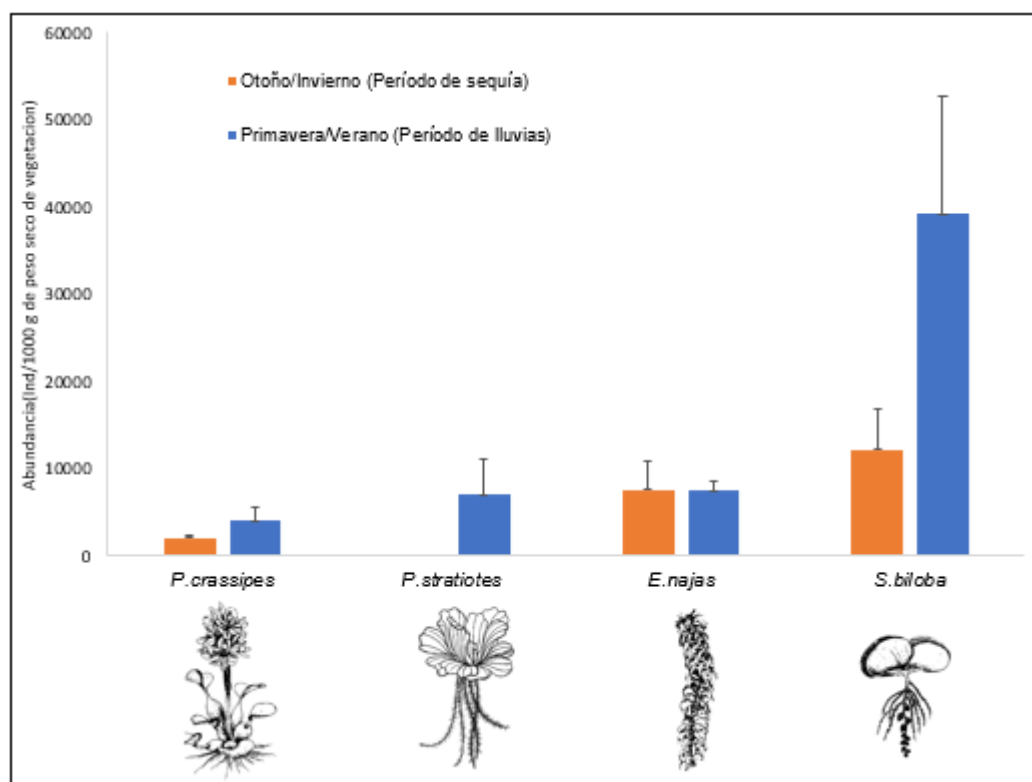


Figura 12. Abundancia total promedio de los macroinvertebrados asociados a las macrófitas estudiadas en diferentes períodos hidrológicos. Las barras muestran el desvío estándar.



Figura 13. Macroinvertebrados asociados a macrófitas en la Laguna Brava y en la Laguna Soto en distintas condiciones hidrológicas. **A.** Crambidae. **B.** Chironomidae. **C.** Hyalellidae. **D.** Belostomatidae. **E.** Glossiphoniidae. **F.** Ceratopogonidae. **G.** Coenagrionidae. **H.** Cyclestheriidae (*Cyclestheria hislopi*). **I.** Polycentropodidae.

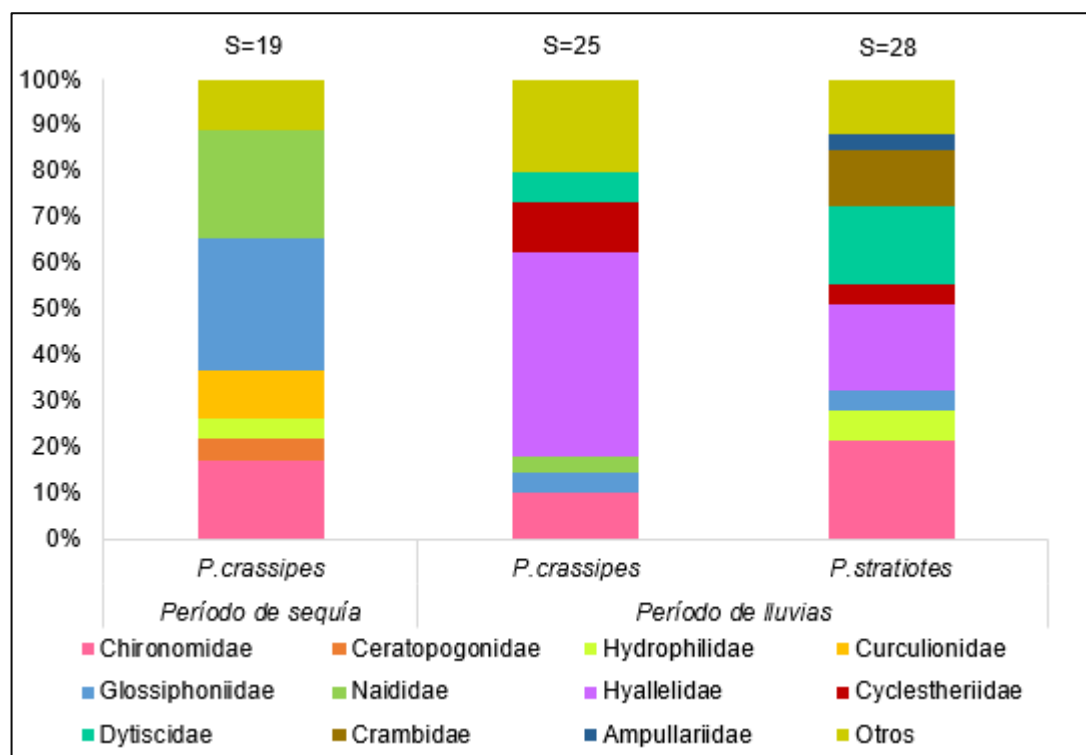


Figura 14. Abundancia relativa promedio de los macroinvertebrados asociados a *P. crassipes* y *P. stratiotes* de la Laguna Brava en los períodos analizados. S= riqueza de familias.

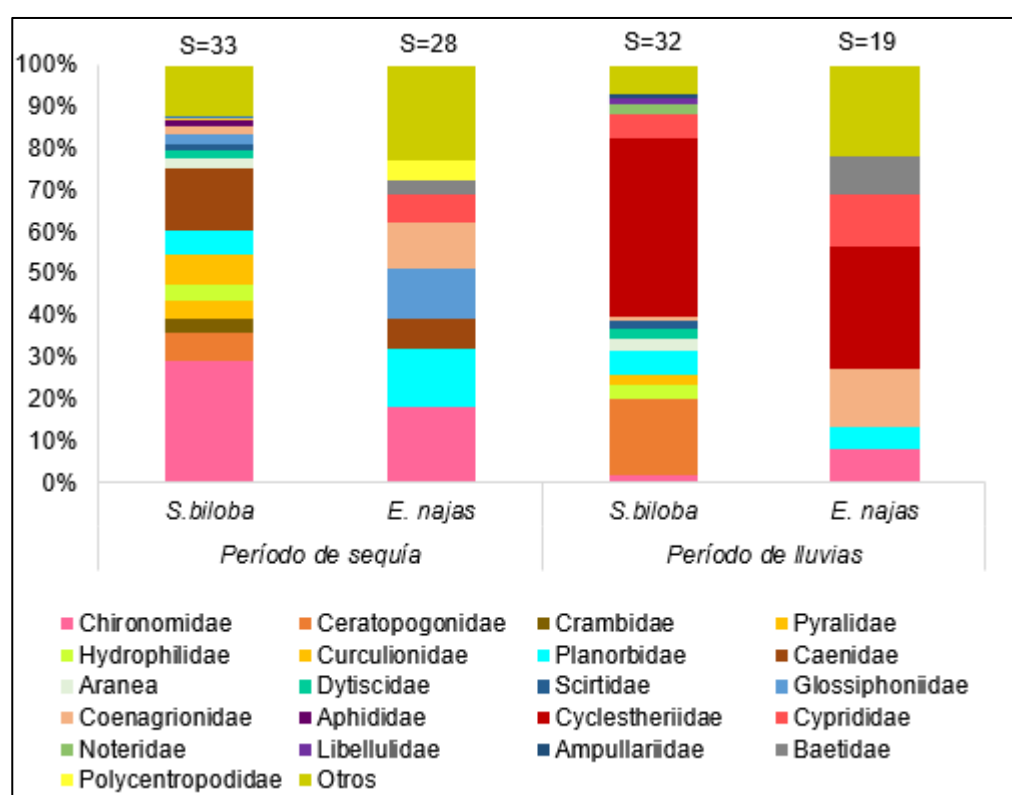


Figura 15. Abundancia relativa promedio de los macroinvertebrados asociados a *S. biloba* y *E. najas* de la Laguna Soto en los períodos analizados. S= riqueza de familias.

Al considerar la abundancia total de macroinvertebrados expresada como Ind.1000 g de peso seco de vegetación las diferencias fueron significativas entre lagunas y períodos hidrológicos ($H=16,07$; $p=0,0134$). Hubo variaciones en los arreglos específicos de taxones de macroinvertebrados asociados a las distintas especies vegetales (Tabla 4).

Tabla 4. Familias de macroinvertebrados registradas en las distintas especies vegetales y lagunas considerando ambos períodos hidrológicos (lluvioso y sequía).

TAXONES	LAGUNA BRAVA		LAGUNA SOTO	
	<i>P.</i> <i>crassipes</i>	<i>P.stratiotes</i>	<i>S.biloba</i>	<i>E.najas</i>
TRICLADIDA				
Dugesidae	X			
GASTEROPODA				
Planorbidae	X	X	X	X
Ancylidae	X			X
Succineidae	X			
Ampullariidae	X	X	X	X
Lymnaeidae				X
HIRUDINEA				
Glossiphoniidae	X	X	X	X
OLIGOCHAETA				
Naididae	X	X	X	X
AMPHIPODA				
Hyalellidae	X	X	X	X
BRANCHIOPODA				
Cyclestheriidae	X	X	X	X
DECAPODA				
Palaemonidae	X	X		
ISOPODA				X
OSTRACODA				
Cypridae		X	X	X
NEMATODA				X
COLLEMBOLA			X	
INSECTA				
Diptera				
Chironomidae	X	X	X	X
Ephydriidae	X			X
Ceratopogonidae	X	X	X	X
Culicidae	X	X	X	

Stratiomyidae	X	X	X	
Tabanidae	X	X	X	X
Lepidoptera				
Crambidae	X	X	X	X
Pyralidae	X		X	
Odonata				
Libellulidae	X	X	X	X
Gomphidae	X			
Aeshnidae		X	X	
Coenagrionidae	X	X	X	X
Hemiptera				
Pleidae	X	X	X	X
Belostomatidae	X	X	X	X
Naucoridae	X		X	X
Notonectidae		X	X	
Mesoveliidae			X	X
Aphididae			X	
Ephemeroptera				
Polymitarcyidae	X	X		
Caenidae			X	X
Baetidae			X	X
Coleoptera				
Dytiscidae	X	X	X	X
Scirtidae	X		X	
Noteridae	X	X	X	X
Chrysomelidae	X			
Hydrophilidae	X	X	X	X
Curculionidae	X	X	X	X
Staphylinidae	X		X	
Lampyridae		X	X	
Orthoptera		X		
Trichoptera				
Polycentropodidae			X	X
Hydroptilidae				X
Hymenoptera			X	
ARACHNIDA				
Araneae	X	X	X	X

Además de los taxones antes mencionados, en ambas lagunas se registraron ácaros, cladóceros y copépodos, y también hidras en el caso de la Laguna Soto. Estos grupos no fueron considerados en los análisis realizados en este trabajo debido a su tamaño (< 500 µm).

El Análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) de la abundancia de los 49 taxa (en su mayoría familias) de macroinvertebrados que habitan las distintas macrófitas y lagunas mostró diferencias entre los períodos lluvioso y de sequía. El primer eje del análisis NMDS, diferencia la abundancia de los macroinvertebrados entre las especies de macrófitas presentes en la Laguna Brava (*P. crassipes* y *P. stratiotes*) y aquellas que habitan la Laguna Soto (*S. biloba* y *E. najas*), mientras que el segundo eje, muestra diferencias entre los períodos lluvioso y de sequía (Fig. 16). La ordenación de los ensambles de macroinvertebrados en el análisis NMDS presentó un stress final aceptablemente bajo (12 %).

El ensamble de macroinvertebrados asociado a *P. crassipes* durante el período de lluvias se asemeja al registrado para *P. stratiotes* en el mismo período, a su vez, *S. biloba* y *E. najas* comparten cierta similitud en los ensambles correspondientes al período de sequía.

En las cuatro especies de macrófitas estudiadas, el ensamble de macroinvertebrados fue similar tanto en el período seco (agrupados en la parte superior del segundo eje) como en el período lluvioso (agrupados en la parte inferior del segundo eje).

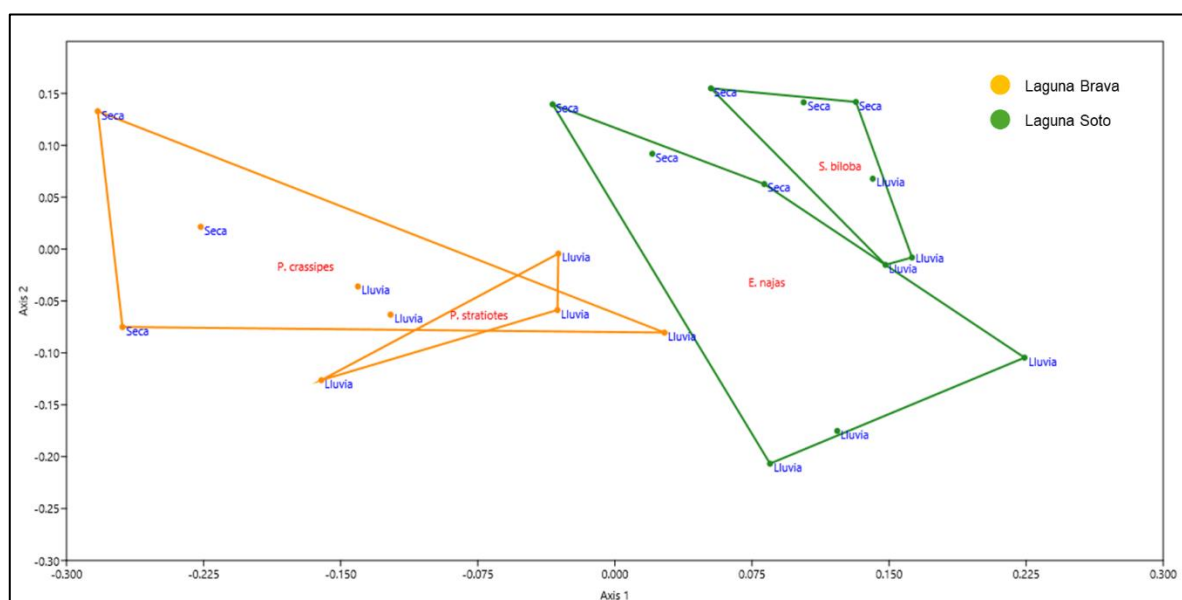


Figura 16. Gráfico de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) mostrando la abundancia total de los macroinvertebrados (ind.1000 g de peso de vegetación) asociados a *P. crassipes*, *P. stratiotes*, *S. biloba* y *E. najas* en los distintos períodos hidrológicos.

El análisis de similitud basado en la presencia-ausencia de las familias de macroinvertebrados asociados a las especies de plantas acuáticas, en las distintas lagunas y períodos hidrológicos reveló tres agrupamientos principales que involucran principalmente a las bioformas de las macrófitas analizadas independientemente de la laguna que habitan y del período de lluvias o de sequía. En el grupo A ubicado en la parte superior del gráfico, se agrupan con mayor afinidad las familias de macroinvertebrados asociados a las macrófitas flotantes libres (*S. biloba*, *P. stratiotes* y *P. crassipes*) de las lagunas Soto y Brava en los períodos lluvioso y de sequía. En el grupo B se encuentran los ensambles asociados a la macrófita sumergida enraizada (*E. najas*) que estuvo presente en la Laguna Soto en ambos períodos

hidrológicos. Por último, en el grupo C, se encuentra *P. crassipes* durante el período de sequía que se segrega del resto de los grupos. No se evidencia una separación clara entre las familias de macroinvertebrados presentes en el período lluvioso y en el período seco (Fig.17).

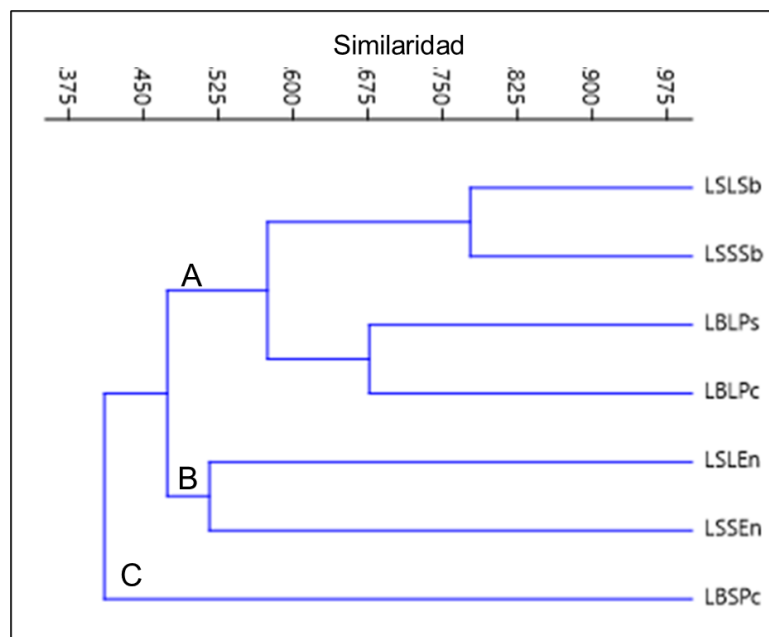


Figura 17. Análisis de Cluster basado en la distancia de Jaccard (método UPGMA) considerando las familias de macroinvertebrados asociados a las macrófitas en ambas lagunas estudiadas y en distintos períodos hidrológicos. Referencias: LS: Laguna Soto. LB: Laguna Brava. L: Lluvia. S: Seca. Sb: *S. biloba*. Ps: *P. stratiotes*. Pc: *P. crassipes*. En: *E. najas*.

Otra variable que se tuvo en cuenta para realizar comparaciones fue el peso seco (g) de las macrófitas analizadas, el cual mostró diferencias significativas ($H= 8,29$; $p= 0,040$) entre los distintos períodos hidrológicos.

4. DISCUSIÓN

4.1 Precipitaciones y cociente de elasticidad

El análisis histórico de las precipitaciones anuales muestra una alta variabilidad interanual, coincidiendo con lo descripto en Martínez et al., (2021), con valores extremos como los máximos registrados en 1986 (2038,2 mm) y los mínimos en 1988 (718,1 mm). El registro de precipitaciones en 2023-2024 destaca un marcado contraste estacional, con escasas precipitaciones en otoño e invierno y acumulaciones significativas en primavera y verano (Hamze y Almiron, 2024). Este patrón confirma la estacionalidad típica de las lluvias en la región, donde las precipitaciones máximas suelen concentrarse entre noviembre y marzo (Barros et al., 2000).

El cociente de elasticidad calculado para las lagunas estudiadas en este trabajo fue marcadamente inferior al de los humedales del Chaco (12,35), pero semejante al registrado para los humedales del sistema Iberá (1,54), como fuera señalado por Neiff (2004) o para otras lagunas correntinas -1,09- (Poi et al., 2017). La Laguna Brava presentó el menor coeficiente de elasticidad demostrando una mayor

capacidad para amortiguar los disturbios de situaciones de máxima y mínima disponibilidad de agua en comparación con Laguna Soto.

4.2 Factores físico-químicos

Las características físico-químicas del agua de la Laguna Soto registradas en este estudio (buena disponibilidad de oxígeno disuelto, alta transparencia, baja conductividad eléctrica y pH con valores cercanos a la neutralidad) coinciden con las mencionadas en diferentes trabajos que describen las variables ambientales de lagunas someras con características similares, pertenecientes al sistema de humedales del Noroeste de Corrientes (Asselborn et al. 1998; Poi y Galassi, 2013;). Si bien, la Laguna Brava forma parte de este sistema de humedales del Noroeste de Corrientes, presentando en su situación prístina características físico-químicas del agua similares a las mencionadas (Bonetto et al. 1978), representa un caso particular debido a que recibió el vertido de efluentes de una industria textil sin tratamiento previo durante casi dos décadas, lo que ocasionó cambios en la calidad del agua (disminución del oxígeno disuelto, aumento en la conductividad eléctrica, el pH y del contenido de nutrientes) y en diferentes comunidades bióticas (Zalocar de Domitrovic y Asselborn, 2000, CECOAL, 2011, Contreras et al. 2021). En este estudio se registraron valores bajos de transparencia y altos valores de conductividad eléctrica, lo que coincide con los resultados obtenidos por Gallardo et al. (2017a), manifestando que, de siete lagunas periurbanas, la Laguna Brava presentó los menores valores de transparencia del agua y los mayores valores de conductividad eléctrica (entre 450 y 900 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Además, estos cambios en la transparencia del agua, junto con el aumento de la salinidad, provocaron la desaparición de las praderas sumergidas de *Ceratophyllum demersum* (CECOAL, 2011). Las evaluaciones ambientales de la Laguna Brava realizadas por CECOAL (2011) y por Neiff (2021) describen que las aguas, que tenían características semejantes a las aguas de lluvia, han aumentado diez veces su salinidad, pudiendo provocar el aumento en la conductividad eléctrica y el pH ha pasado de tener tendencia neutra a ser alcalina por la incorporación de sales y de anilinas. El contenido de oxígeno disuelto fue bajo en la Laguna Brava, especialmente en primavera-verano durante el período lluvioso, durante el cual la materia orgánica disponible se descompuso generando el consumo de oxígeno. Esto concuerda con lo encontrado por Gallardo et al. (2017a) que registró un valor de 0 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en primavera y verano en dicha laguna.

4.3 Caracterización de la vegetación

La riqueza de macrófitas fue similar en ambas lagunas (19 especies) sin embargo, las bioformas presentaron patrones distintos según el régimen hidrológico. En Laguna Brava y Laguna Soto, como caracteriza a su bioforma, las arraigadas con hojas flotantes fueron más frecuentes durante el período de sequía, coincidente con otros trabajos en humedales regionales (Neiff, 1997, Neiff, 2004; Neiff et al., 2011). Por el contrario, las flotantes libres fueron dominantes en el período lluvioso, acorde con el aumento de la altura del nivel del agua.

Las diferencias en la dominancia de ciertas bioformas reflejaron las características físico-químicas de cada laguna. La mayor transparencia en Laguna Soto podría favorecer las especies sumergidas, como *E. najas*, mientras que en Laguna Brava se destaca la ausencia de plantas sumergidas, debido a los valores más bajos de la medida del disco de Secchi y al aumento de la salinidad (CECOAL, 2011).

Scheffer y Van Ness (2007), mencionan que en el período de aguas claras la presencia de plantas flotantes libres está impedida por la reducida disponibilidad de nutrientes. Sin embargo, en un trabajo previo, realizado en condiciones experimentales se encontró que *S. biloba* puede duplicar su biomasa cada 10 días en condiciones de limitación por nitrógeno (Casco et al., 2003) en las lagunas de Corrientes.

La heterogeneidad del hábitat fue mayor durante el período lluvioso, coincidentemente con lo señalado por Neiff et al. (2011) para humedales neotropicales regionales, donde se observa que la diversidad vegetal cambia significativamente entre escenarios climáticos secos y húmedos, afectando la heterogeneidad del hábitat.

4.4 Macroinvertebrados asociados a macrófitas

La comparación de la abundancia total de los ensambles de macroinvertebrados asociados a las distintas especies de plantas acuáticas indicó diferencias entre lagunas y entre los períodos lluvioso y de sequía. El análisis de los datos obtenidos reveló una mayor abundancia y riqueza de taxa de macroinvertebrados en el período lluvioso, particularmente aquellos asociados a *S. biloba*.

Existen diversos estudios realizados en la Laguna Brava, desde su etapa prístina (Bonetto et al., 1978) hasta la actualidad (CECOAL, 2011; Marchese et al., 2021). En muestreos realizados con posterioridad a la declaración de la laguna como Reserva Natural Provincial de Usos Múltiples por el Gobierno de la provincia de Corrientes en el 2012, el número de invertebrados en las áreas vegetadas por plantas flotantes fue 7 veces menor al el registrado durante los muestreos tomados como línea de base. Además, los autores no encontraron tricópteros (Marchese et al., 2021), lo que coincide con lo hallado en este estudio donde no se registraron tricópteros asociados a las macrófitas analizadas (*P. crassipes* y *P. stratiotes*). Respecto a la abundancia de los macroinvertebrados asociados a *P. stratiotes*, en el presente estudio se registró una abundancia 69% menor a la hallada por Gallardo et al., (2017a) que registró una abundancia total de 2629,9 ind.m². Además, *P. crassipes* presentó una abundancia total promedio de macroinvertebrados cinco veces menor a la mencionada por Poi et al. (2020) para la misma especie vegetal en lagunas de la planicie de inundación del río Paraná.

Con respecto a la composición de los ensambles de macroinvertebrados, los resultados obtenidos en este trabajo mostraron una alta abundancia de oligoquetos Naididae y larvas Chironomidae, coincidiendo con lo hallado por Poi et al. (2024) para *P. crassipes*. Los macroinvertebrados asociados a las carpetas de *P. stratiotes* de la laguna Brava presentaron alta proporción de larvas y adultos de coleópteros Hydrophilidae en primavera-verano. Esto concuerda con lo hallado por Gallardo et al., (2017a) que encontró mayor abundancia relativa de Hydrophilidae en los meses más cálidos. Este último estudio menciona mayor abundancia de *H. curvispina* en otoño cuando las concentraciones de oxígeno disuelto en el agua fueron buenas y no fue encontrada cuando hubo escasez de oxígeno disuelto (primavera y verano), sin embargo, en el presente trabajo *Hyaella* sp. fue registrada en alta proporción en primavera-verano con una baja concentración de oxígeno.

Por otro lado, no existen trabajos previos referidos a los ensambles de macroinvertebrados asociados a macrófitas en la Laguna Soto.

De acuerdo a Thomaz et al. (2008), las plantas acuáticas con diferente complejidad estructural presentan diferencias en la estructura de las colectividades de invertebrados. La complejidad estructural de las macrófitas es un factor importante que influye no solo en la riqueza de macroinvertebrados sino también en su abundancia (Poi et al., 2021). Un trabajo realizado por Gallardo et. al (2017b) en donde se comparan la abundancia y riqueza de los macroinvertebrados presentes en *S. biloba* y *E. najas*, revela que el hábitat estructuralmente más complejo (*S. biloba*) albergó un mayor número de taxones y el mayor número de individuos por peso seco de planta. En este estudio, *S. biloba* presentó, en ambos períodos hidrológicos, mayor abundancia y riqueza que *E. najas* en la Laguna Soto.

Cabe destacar la presencia de tricópteros en la laguna Soto los cuales han sido uno de los grupos taxonómicos considerados como bioindicadores de aguas limpias y sensibles a los cambios que se producen en las condiciones físico-químicas de un cuerpo de agua (Marchese et al., 2021). En este trabajo se identificaron tricópteros de la familia Polycentropodidae en ambas especies vegetales (*S. biloba* y *E. najas*) e Hydroptilidae que fue exclusiva de *E. najas*.

5. CONCLUSIONES

Este trabajo permitió analizar la dinámica espacial y temporal de los macroinvertebrados asociados a macrófitas en dos lagunas periurbanas del noreste de Corrientes, Laguna Brava y Laguna Soto, en condiciones hidrológicas contrastantes. Los resultados destacan que las fluctuaciones estacionales (períodos de lluvias y sequías) influyen en la riqueza y abundancia de los ensambles de macroinvertebrados, reflejando las interacciones entre factores abióticos y la complejidad estructural proporcionada por las macrófitas.

Se observó que la frecuencia y distribución de las especies de macrófitas acuáticas varían entre períodos lluviosos y secos, actuando como indicadores de las condiciones hidrológicas y la geomorfología local. Las bioformas flotantes libres y arraigadas emergentes dominaron durante los períodos de lluvias, mientras que las arraigadas con hojas flotantes fueron más frecuentes en los períodos secos.

Las especies de macrófitas con mayor complejidad estructural, como *S. biloba*, albergaron una mayor abundancia y riqueza de macroinvertebrados. En contraste, especies sumergidas como *E. najas* presentó menores valores de abundancia y riqueza, apoyando así, la predicción de que la complejidad estructural de las macrófitas influye en la biodiversidad de los ensambles asociados.

El análisis NMDS diferenció la abundancia de los ensambles de macroinvertebrados entre lagunas y entre períodos hidrológicos, mientras que los agrupamientos basados en la distancia de Jaccard indicaron algunas tendencias dando más peso a la estructuración del hábitat dada por las diferentes bioformas macrófitas. Las asociaciones entre macroinvertebrados y macrófitas específicas resaltan la importancia de la vegetación en la estructuración de los ensambles bióticos.

El análisis de las relaciones que ligan los ensambles bióticos y los factores forzantes de la variabilidad de estos ecosistemas resulta de utilidad en futuros estudios en distintas escalas temporales y espaciales.

6. Bibliografía

- Asselborn, V.M., Zalocar de Domitrovic Y. y Casco S.L. 1998. Estructura y variaciones del fitoplancton de la laguna Soto (Corrientes, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 33 (3-4): 17-27.
- Barros, V., Castañeda, M. E. y Doyle, M. (2000). Recent Precipitation Trends in Southern South America East of the Andes: An Indication of Climatic Variability. *Southern Hemisphere Paleo- and Neoclimates*, 187–206. doi:10.1007/978-3-642-59694-0_13
- Bonetto, A. A., Neiff, J. J., Poi de Neiff, A., Varela, M. E., Corrales, M. A. y Zalocar Y. 1978. Estudios limnológicos en la cuenca del Riachuelo. III. Laguna La Brava. *Ecosur*, 5: 57-84.
- Braun-Blanquet, J. 1979. Fitosociología. Base para el estudio de las comunidades vegetales. Blume, Madrid.
- Bruniard, E. D. 1999. Los regímenes hídricos de las formaciones vegetales. Aportes para un modelo fotoclimático mundial. Editorial Universitaria del Nordeste (EUDENE), Resistencia, Chaco.
- Carnevali, R. 1994. Fitogeografía de la Provincia de Corrientes, cartas, escalas 1:500.000 y 1:1.000.000. Gobierno de la Provincia de Corrientes, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
- Casco, S.L., Poi de Neiff, A., Frederigi Benassi, R. y Neiff, J.J. 2003. Crescimento de plantas flutuantes livres em condições limitantes de nitrogênio. *Iheringia (Botánica)*, 58: 181-193.
- CECOAL. 2011. Evaluación ambiental de la laguna Brava (Corrientes, Argentina). Informe elevado al IICA. Corrientes
- Contreras, F.I. y Paira, A.R. 2016. Aplicación del índice de cambio a las variaciones morfométricas de las lagunas de lomadas arenosas. El caso de Bella Vista (Corrientes, Argentina). *Revista de Geografía*, 21, 31-38.
- Contreras, F.I., Kowalewski, M., Franceschini, Gallardo, L.C., Di Giacomo, A.S., Gervazoni, P., Sabater, L., Forastier, M., Casco, S.L., Duré, M., González, C., Smichowski, H. Baruzzo, M., Montiel, M.R., Molina, R.E., Saucedo, G.I. 2021. Definición de determinantes ambientales para lineamientos de políticas de urbanización del territorio municipal Corrientes. Informe Técnico. Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CECOAL / CONICET – UNNE), Corrientes.
- Coops, H., Beklioglu, M. y Crisman, T.L. 2003. The role of water level fluctuations in shallow lake ecosystems workshop conclusions. *Hydrobiologia*. 506:23 27.
- Cyr, H. y Downing J. A.. 1988. The abundance of phytophilus invertebrates on different species of submerged macrophytes. *Freshwater Biology*, 20: 365-374.
- Dierschke, H. 1994. Pflanzensoziologie, Grundlagen und Methoden. Stuttgart, 683 p.
- Domínguez, E. y Fernández H. R. 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillio.

- Gallardo, L. I., A. G. Poi y E. R. Laffont. 2017a. Colectividades de macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática y grupos tróficos funcionales en lagunas de Corrientes (Argentina) (Tesis doctoral inédita). Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes, Argentina.
- Gallardo, L. I., Carnevali, R. P., Porcel, E. A., y Poi, A. S. G. 2017b. Does the effect of aquatic plant types on invertebrate assemblages change across seasons in a subtropical wetland?. *Limnetica*, 36, 87-98.
- Gallardo, L.I., Coronel, J.M. y Poi, A.S. G. 2019. Urban rain-fed lakes: macro-invertebrate assemblages associated with *Egeria najas* as indicators of biological integrity in wetlands of Corrientes Province (Argentina). *Biodiversity and Conservation* 28(6):1549–1568.
- Hamze, L. M. y Almiron, M. A. 2024. *Informe Agrometeorológico 2023 Bella Vista, Corrientes*. EEA Bella Vista, INTA.
- Hofmann, H., Lorke, A. y Peeters, F. 2008. Temporal scales of water level fluctuations in lakes and their ecological implications. *Hydrobiologia*. 613: 85-96.
- Kratzer, E.B. y Batzer, D.P. 2007. Spatial and temporal variation in aquatic macroinvertebrates in the Okefenokee swamp, Georgia, USA. *Journal of the Society of Wetland Scientists. Wetlands*, 27 (1): 127-140.
- Lopretto, E. C. y Tell, G. 1995. Ecosistemas de aguas continentales. Metodología para su estudio. Ediciones Sur, La Plata, Argentina.
- Magurrán, A.E. 2004. Measuring biological diversity. Oxford: Blackell Publishing.
- Marchese, M. R., Gagneten, A. M., Montalto, L., Gallardo, L. I., Pieri Damborsky, M., y Poi, A. S. G. 2021. Aplicación de indicadores biológicos en el nordeste argentino. En M. R. Marchese y A. A. Capello (Eds.), *La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina* (pp. 135-158). Editorial UNL.
- Martínez, S. E., Baruzzo, M. N., Smichowski, H., Forastier, M. E., y Contreras, F. I. 2021. El efecto de las precipitaciones en las características limnológicas en lagunas periurbanas (Bella Vista, Corrientes, año 2019). *Revista Senderos*, 2 (1), 122 – 135.
- Matteucci, S.D. y Colma, A. 2002. Metodología para el estudio de la vegetación. Secret.Gral.OEA. Serie Biología nº 22 (1ª. edic. 1982, edic. digital 2002). Washington.
- Meerhoff, M., Mazzeo, N., Moss, B. y Rodríguez-Gallego, L. 2003. The structuring role of free-floating versus submerged plants in a subtropical shallow lake. *Aquatic Ecology*, 37: 377-391.
- Merrit, R. W. y Cummins, W. 1996. An introduction to the Aquatic Insects of North America. Third edition. Kendall/ Hunt, Dubuque, Iowa.
- Morello, J. 1984. Perfil Ecológico de Sudamérica. Características estructurales de Sudamérica y su relación con espacios semejantes del planeta. ICI – Ediciones Cultura Hispánica, Barcelona.
- Neiff, J. J., Casco, S. L., Cózar, A., Poi de Neiff, A. S. G., y Ubeda, B. 2011. Vegetation diversity in a large Neotropical wetland during two different climatic scenarios. *Biodiversity and Conservation*, 20, 2007-2025.

Neiff, J.J. 1997. Aspectos conceptuales para la evaluación ambiental de tierras húmedas continentales de América del Sur. Anais do VIII Seminar. Regional de Ecología. UFSCAR (Brasil), Vol. VIII: 1-18.

Neiff, J.J. 2001. Humedales de la Argentina: sinopsis, problemas y perspectivas futuras. En Cirelli, A.F. (ed.): El agua en Iberoamérica. CYTED. Buenos Aires. 83–112.

Neiff, J.J. 2004. El Iberá...¿en peligro? Fundación Vida Silvestre, Argentina.

Neiff, J.J. 2021. Daños ambientales al humedal de la Reserva Natural Laguna Brava (Corrientes), Argentina. Reporte:
https://www.researchgate.net/publication/350845536_Danos_ambientales_al_humedal_de_la_Reserva_Natural_Laguna_Brava_Corrientes_Argentina

Neiff, J.J. y Casco, S.L. 2017. Lluvias y sequías: los cambios históricos de la vegetación, pp. 41-72. En: Poi, A.S.G. (Comp.): Biodiversidad en las aguas del Iberá. EUDENE, 1ra edición especial, Corrientes, Argentina.

Neiff, J.J. y Neiff, M. 2013. Evaluación de los impactos del cambio climático sobre el ecosistema natural y la biodiversidad. Esteros del Iberá (Argentina). CEPAL-Serie Medio Ambiente y Desarrollo, Chile: Naciones Unidas.

Neiff, J.J., Iriondo, M.H. y Carignan, R. 1994. Large Tropical South American Wetlands: An Overview. Proc. of the Internat. Workshop on the Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones: 156-165. Washington Seattle, USA.

Poi De Neiff, A. 2008. Las plantas acuáticas como sustento de biodiversidad, pp. 93- 101. En: Manual de Biodiversidad de Chaco, Corrientes y Formosa. CEGAE, Universidad Nacional del Nordeste. Ed. Eudene.

Poi de Neiff, A. y Carignan, R. 1997. Macroinvertebrates on *Eichhornia crassipes* roots in two lakes of the Paraná River floodplain. *Hydrobiologia* 345: 185–196.

Poi, A. S. G., Casco, S. L., Gallardo, L. I., y Neiff, J. J. 2024. Linking hydrological connectivity with the richness and composition of aquatic invertebrates across the Paraná River floodplain, Argentina. *Limnetica* 44(1): DOI: 10.23818/limn.44.03.

Poi, A. y Galassi M. E. 2013. Humedales de los grandes esteros de la provincia de Corrientes, pp. 223-231. En: Benzaquén, L.; Blanco, D. E.; Bó, R. F.; Kandus, P.; Lingua, G. F.; Minotti, P.; Quintana, R. D.; Sverlij, S. y L. Vidal: Inventario de los humedales de Argentina. Sistemas de paisajes de humedales del Corredor Fluvial Paraná-Paraguay. Proyecto GEF4206, PNUD ARG/10/003, 1º Edición, Buenos Aires.

Poi, A.S.G. (comp.). 2017. Biodiversidad en las aguas del Iberá. EUDENE, Corrientes.

Poi, A.S.G., Casco S. L., Neiff, J.J., Carnevali R.P. y Gallardo, L. I. 2016. Lagunas periurbanas de Corrientes (Argentina): de la mesotrofia a la eutrofia un camino de ida y vuelta en 20 años. 2016. *Biología Acuática* 31: 1-9.

Poi, A.S.G., Neiff, J.J., Casco, S.L. y Gallardo, L. I. 2020. Macroinvertebrates of *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) roots in the alluvial floodplain of large tropical rivers (Argentina). *Revista de Biología Tropical*, 68(Suppl. 2): S104-S115.

Poi, A.S.G., · L. I. Gallardo, · S. L. Casco, L.M. Sabater y · B. Úbeda. 2021. Influence of Macrophyte Complexity and Environmental Variables on Macroinvertebrate Assemblages Across a Subtropical Wetland System. *Wetlands* 41:105 <https://doi.org/10.1007/s13157-021-01508-4>

Ramírez, A. 2010. Odonata. *Revista de Biología Tropical*, 58: 97-136.

Rosenzweig, C., Casassa, G., Karoly, D.J., Imeson, A., Liu, C., Menzel, A., Rawlins, S., Root, T.L., Seguin, B. y Tryjanowski, P. 2007. Assessment of observed changes and responses in natural and managed systems. *Climate Change: Impacts, Adaptation and Vulnerability*.

Scheffer, M. y Van Ness, E.H. 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, Depth and lake size. *Hydrobiologia*, 584: 455–466.

Sculthorpe C. D. 1967. The biology of aquatic vascular plants. Edward Arnold, London

Thomaz, S. M., Dibble, E. D., Evangelista, L. R., Higuí, J., y Bini, L. M. 2008. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology*, 53(2), 358-367.

Thomaz, S.M y Ribeiro da Cunha E. 2010. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22: 218-236.

Torremorel, A., Bustigorry, J., Escaray, R. y Zagarese, H., 2007. Seasonal dynamics of a large, shallow lake, laguna Chascomús: The role of light limitation and other physical variables. *Limnologica*. 37:100–108.

U.S EPA. 2002. Methods for evaluating wetland conditions: Developing and invertebrate index of biological integrity for wetlands. Office of water, U.S Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA-822-R-02-019.

Wantzen, K.M., Rothhaupt, K.O., Mörtl, M., Cantonati, M., Tóth, L. y Fischer, P. 2008. Ecological Effects of Water-level Fluctuations in Lakes. Series: an urgent issue. *Hydrobiologia*. 613: 1-4.

Wetzel R. G. 1981. Limnología. Omega, Barcelona.

Zalocar de Domitrovic, Y. y V. M. Asselborn. 2000. Análisis del fitoplancton de una laguna impactada por la descarga de un efluente textil (Corrientes, Argentina). En: E. G. Espindola, C. B. Paschoal, O. Rocha, M. B. C. Bohrer y A. Oliveira Neto (Eds.). *Ecotoxicología: perspectivas para o século XXI*. RIMA, San Carlos, Brasil: 407-424.