



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL NORDESTE
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura

TESIS DOCTORAL

“Colectividades de macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática y grupos tróficos funcionales en lagunas de Corrientes (Argentina)”

Lic. Luciana I. Gallardo

Directora: Dra. Alicia S. G. Poi

Co-director: Dr. Enrique R. Laffont

2017

TESIS DOCTORAL

Para optar por el Título de Doctor en Biología-
Universidad Nacional del Nordeste (UNNE).

“Colectividades de macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática y grupos tróficos funcionales en lagunas de Corrientes (Argentina)”.

Lic. Luciana Irene Gallardo

2017

CONTENIDO

Índice general	I
Agradecimientos.....	IV
Publicaciones derivadas de esta tesis.....	V
Resumen	VI
Summary.....	IX

CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN GENERAL

Marco teórico	1
Humedales de la provincia de Corrientes y su problemática asociada a la influencia antrópica.....	1
Macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática y su rol ecológico en los humedales.....	4
Antecedentes y estado actual del conocimiento del tema en la Argentina.....	8
Objetivos.....	9
Objetivo general.....	9
Objetivos particulares	9
Hipótesis de trabajo.....	10

CAPÍTULO II: MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio.....	11
Ubicación.....	11
Clima.....	13
Geología y Geomorfología.....	14
Suelos.....	17
Sitios de estudio.....	19
Métodos de muestreo y procesamiento del material biológico.....	28

CAPÍTULO III: ESTRUCTURACIÓN DEL HÁBITAT DE LOS MACROINVERTEBRADOS POR LAS PLANTAS ACUÁTICAS.

Introducción	34
Materiales y Métodos.....	35
Área de estudio.....	35
Métodos de muestreo.....	35
Análisis de datos.....	36
Resultados.....	36
Área de estudio.....	36
Abundancia y riqueza de taxones de las colectividades de invertebrados.....	38
Discusión.....	45

CAPÍTULO IV: MACROINVERTEBRADOS ASOCIADOS A LA VEGETACIÓN ACUÁTICA EN LAGUNAS ANTROPIZADAS Y NO ANTROPIZADAS.

Introducción	48
Materiales y Métodos.....	49
Análisis de datos.....	50
Resultados.....	50
Análisis de lluvias.....	50
Características físicas y químicas del agua.....	52
Abundancia, riqueza de taxones y grupos tróficos funcionales de las colectividades de macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática en lagunas antropizadas y no antropizadas	57
Comparación de los macroinvertebrados asociados a cada especie de planta acuática entre lagunas antropizadas y no antropizadas.....	63
<i>Salvinia biloba</i>	63
<i>Egeria najas</i>	66
<i>Eichhornia azurea</i>	68
<i>Pistia stratiotes</i>	70
<i>Ceratophyllum demersum</i>	71
Composición de taxones de macroinvertebrados y sus variaciones estacionales.....	72

Discusión.....	80
----------------	----

CAPÍTULO V: BIOMASA Y HÁBITO ALIMENTARIO DE MACROINVERTEBRADOS.

Introducción	86
Materiales y métodos.....	88
Análisis estadístico.....	90
Resultados.....	90
Biomasa de los taxones de macroinvertebrados seleccionados.....	90
Estimación de la biomasa de <i>Cornops aquaticum</i>	93
Determinación directa del peso seco por individuo de la población de <i>C. aquaticum</i>	93
Determinación indirecta del peso seco por individuo de la población de <i>C. aquaticum</i>	94
Hábito alimentario de <i>Hyaella curvispina</i>	95
Discusión.....	99
CONCLUSIONES FINALES.....	102
REFERENCIAS.....	105
ANEXO.....	121

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a todas las personas que me acompañaron durante el desarrollo de esta tesis, brindándome su ayuda y contención.

A mi familia, especialmente a mis padres, mi hermana y sobrinos por su apoyo incondicional. También a las personas que me acompañaron en el día a día, mis amigas queridas y a mi pareja por su inmensa paciencia.

A mis directores de tesis, Alicia Poi y Enrique Laffont, los que me guiaron y aconsejaron en la realización de esta tarea, otorgándome su apoyo, tanto profesional como humano. Estoy infinitamente agradecida con ellos.

A mis amigos y compañeros del laboratorio, Juan Manual, Clarita, Giovana, Constanza, Lara, Milena, Sylvina y Romina, siempre dispuestos a ayudarme y brindarme su amistad. A ellos muchísimas gracias.

Agradezco a todas las personas e instituciones que me recibieron, posibilitando la realización de esta tesis. A los directores del Centro de Ecología Aplicada del Litoral, Juan José Neiff y Oscar Orfeo y, al personal de apoyo (especialmente Lolo, Pablo y Miguel que me acompañaron en las campañas y, a Cacho, por realizar los análisis físico-químicos del agua y por ser un buen consejero).

También agradezco al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas y a la Secretaría general de Ciencia y Técnica de la UNNE, por el otorgamiento de las becas y subsidios que me permitieron llevar a cabo el doctorado.

A todos ellos simplemente muchas gracias!

Publicaciones derivadas de esta tesis

- POI, A. S. G.; GALASSI, M. E.; CARNEVALI, R. P. y L. I. GALLARDO.** 2017. Leaf Litter and Invertebrate Colonization: the Role of Macroconsumers in a Subtropical Wetland (Corrientes, Argentina). *Wetlands*, 37:135-143.
- POI, A. S. G.; CASCO, S. L.; NEIFF, J. J.; CARNEVALI, R. P. y L. I. GALLARDO.** 2016. Lagunas periurbanas de Corrientes (Argentina): de la mesotrofia a la eutrofia un camino de ida y vuelta en 20 años. *Biología Acuática*, 31: 1-9.
- GALLARDO, L. I.; FRANCESCHINI, M. C., POI, A. S. G. y M. L DE WYSIECKI.** 2015. Biomasa de *Cornops aquaticum* (Orthoptera: Acrididae) en humedales del nordeste de Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 63: 127-138.

RESUMEN

Colectividades de macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática y grupos tróficos funcionales en lagunas de Corrientes (Argentina).

La mayoría de las redes tróficas en los humedales son detriticas, basadas en la alta producción de la vegetación. Los invertebrados son el nexo entre los productores primarios y los peces (y otros vertebrados), que se alimentan de ellos. La composición y la estructura trófica de los macroinvertebrados, es a menudo, afectada por el tipo de comunidades de plantas que habitan un humedal. La complejidad del hábitat es uno de los factores fundamentales que determinan la distribución de las colectividades de invertebrados debido a las diferentes arquitecturas y formas de crecimiento de las plantas acuáticas, lo cual afecta su abundancia, riqueza de especies, biomasa y estructura trófica.

La provincia de Corrientes se caracteriza por tener un clima subtropical con veranos largos y calurosos e inviernos cortos y generalmente apacibles. En el nordeste de la provincia, se localizan más de 50000 lagunas semi-redondeadas poco profundas (la profundidad varía entre 1,80 y 4,50 m) situadas sobre las lomadas arenosas (altura < 2 m). Dichas lagunas presentan baja salinidad y conductividad eléctrica que varía entre 25 y 150 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. En esta área, varias lagunas han sido afectadas por el uso de la tierra en las zonas aledañas y, la actividad humana causó la eutrofización de estos cuerpos de agua debido a las descargas ilegales de aguas servidas provenientes de áreas vecinas.

Los objetivos de este trabajo fueron *a)* comparar la abundancia y la riqueza de taxones de los macroinvertebrados asociados a cinco especies de plantas acuáticas en siete lagunas someras con distinto grado de afectación antrópica y, *b)* determinar la biomasa y el hábito alimentario de los macroinvertebrados dominantes y, su función trófica.

Para ello, se seleccionaron siete lagunas poco profundas, alimentadas por lluvias. Tres de ellas (lagunas Pampín, Soto y Brava) estuvieron afectadas por acción antrópica (antropizadas) y, las cuatro restantes (lagunas N° 1, N° 2, N° 3 y Sánches), correspondieron a humedales naturales típicos de la región (no antropizadas). Durante el período de estudio, las especies de plantas dominantes fueron *Egeria najas*, *Salvinia biloba*, *Eichhornia azurea*, *Pistia stratiotes* y *Ceratophyllum demersum*. Se recolectaron tres muestras de cada planta acuática y los invertebrados asociados en primavera,

verano, otoño e invierno, utilizando una red de 962 cm² y 500 µm de apertura de malla, obteniéndose un total de 156 muestras. Los macroinvertebrados fueron separados de las plantas acuáticas, contabilizados y su abundancia fue expresada como número de macroinvertebrados por metro cuadrado (ind.m²) y número de macroinvertebrados por 1000 g de peso seco de la vegetación (ind.1000 g de peso seco de la vegetación). En cada fecha de muestreo, se midieron las variables físicas y químicas del agua, tales como la temperatura, oxígeno disuelto, pH, salinidad, conductividad eléctrica y transparencia. Para caracterizar los diferentes tipos de hábitats, se seleccionaron 12 rasgos (incluyendo la dimensión fractal) de dos plantas acuáticas (*S. biloba* y *E. najas*) que habitaron simultáneamente una de las lagunas estudiadas. Para calcular la dimensión fractal de *S. biloba* y *E. najas*, se fotografiaron cuatro porciones representativas de cada especie de planta con una cámara digital Canon Rebel T3/EOS 1100D (12,2 megapíxeles, zoom lentes EF-S 18-55mm), capturando un área de 100,47x150,71 cm².

Los invertebrados dominantes fueron secados hasta alcanzar un peso constante a 60 °C por 48 h y luego fueron pesados en una balanza de precisión. La biomasa de *Cornops aquaticum* y las distintas medidas de dimensión linear fueron obtenidas para cuatro clases de tamaño (ninfas A, ninfas B, adultos machos y adultos hembras).

La dieta del anfípodo *Hyaella curvispina* fue determinada y clasificada en cinco ítems alimentarios: restos de plantas, algas, detrito, restos animales y material indeterminado, registrándose la frecuencia relativa de cada uno de ellos. El porcentaje del área total cubierta por cada ítem alimentario fue estimado utilizando el programa Image J 1.44.

Se encontraron diferencias significativas en la abundancia total (ind.1000 g de peso seco de vegetación) y en la riqueza de taxones a nivel de familia entre los distintos tipos de hábitat en la laguna Sánchez.

El análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico mostró diferencias en el patrón estacional de 16 géneros de macroinvertebrados seleccionados entre ambos tipos de hábitats. El análisis de Similaridad demostró que hay diferencias estadísticamente significativas entre los tipos de hábitats y las estaciones del año. El hábitat estructuralmente más complejo (*S. biloba*) presentó mayor número de taxones y el mayor número de individuos por peso seco de vegetación. Las diferencias en la abundancia y riqueza de taxones de las colectividades de invertebrados entre *S. biloba* y *E. najas* se mantuvo a través de las estaciones del año.

Un total de 35822 macroinvertebrados de 12 grupos mayores fueron recolectados de las diferentes especies de plantas acuáticas, perteneciendo a 70 familias y 67 géneros. La máxima abundancia total alcanzó los 7250,5 ind.m² (*S. biloba*) y 150045,6 ind.1000 g de peso seco de vegetación (*E. najas*). La riqueza de taxones varió entre 15 y 43.

Los Análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) de la abundancia de las diferentes familias de macroinvertebrados que habitan las plantas acuáticas, tendió a separar las distintas lagunas y no tuvo diferencias claras en el patrón estacional. Las colectividades de invertebrados de las lagunas estudiadas tuvieron una alta proporción de crustáceos (*Pseudopalaemon bouvieri* y *Hyalella curvispina*), larvas de dípteros, (Chironomidae, Ceratopogonidae, Culicidae y Stratiomyidae), oligoquetos (Naididae) y coleópteros (Hydrophilidae y Scirtidae) dependiendo de la laguna y la fecha de muestreo, sin un patrón claro que diferencie las lagunas antropizadas de las no antropizadas. Cuando se incluyeron las familias seleccionadas con el SIMPER, el análisis multivariado separó nuevamente a las lagunas, pero al considerar los géneros de invertebrados seleccionados por el mismo programa, el NMDS separó los diferentes sustratos. Ninguno de estos análisis permitió separar con claridad las lagunas antropizadas de las no antropizadas y, el patrón espacial, resultó altamente variable.

Cuando las comparaciones entre lagunas antropizadas y no antropizadas se realizaron para cada especie vegetal, las diferencias en la abundancia total fueron significativas en ambas unidades de referencia para *E. najas*, pero no para *S. biloba*. En cambio, la riqueza de familias no fue diferente.

Los invertebrados de mayor biomasa individual fueron *Pomacea*, *C. aquaticum*, Gomphidae, Libellulidae y *P. bouvieri*. El modelo propuesto para la estimación indirecta de la biomasa de *C. aquaticum* fue $\ln PS = \ln a + b * \ln H$ (donde PS= peso seco, *a* y *b* son constantes y H= longitud del fémur posterior) y la regresión fue altamente significativa. El análisis del contenido del tracto digestivo de *H. curvispina* mostró que el detrito y los restos de plantas fueron los ítems que cubrieron el mayor porcentaje del área total, seguido por las algas y el material indeterminado, tanto en machos como en hembras. El detrito (materia orgánica particulada fina) fue el ítem más frecuente. *Hyalella curvispina* actúa como colector-recolector y triturador, consumiendo detrito y tejido vegetal.

SUMMARY

Macroinvertebrate assemblages associated with aquatic plants and functional feeding groups in shallow lakes of Corrientes province (Argentina).

Most food webs in wetlands are detrital, based on the high production of the vegetation. Invertebrates are the link between primary producers and fish (and other vertebrates), for which they are prey. The composition and trophic structure of macroinvertebrates is often affected by plant community types that occur in a wetland. Habitat complexity is one of the fundamental factors determining the distribution of invertebrate assemblages due to the different architectures and growth forms of aquatic plants, which affect their abundance, species richness, biomass, and trophic structure.

The province of Corrientes is characterized by a subtropical climate with long, warm summers and short, generally mild winters. In north-east of the Province, there are more than 50000 semi-rounded shallow lakes (depth between 1.80 and 4.50 m) located on sandy hills (height < 2 m) that have low salinity and electrical conductivity ranging between 25 and 150 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Several lakes in this area have been impacted by land use in the surrounding areas, and this human activity caused an eutrophic state of the lakes due to illegal wastewater discharges from the neighbouring areas.

The aims of this study was *a*) to compare the abundance and taxa richness of the macroinvertebrates associated with five species of aquatic plants in seven shallow lakes with different degree of anthropic action and, *b*) to determine the biomass and food items consumed by the dominant macroinvertebrates and their trophic function.

For this purpose, seven shallow, fed by rain lakes were selected. Three of them (lakes Pampín, Soto and Brava) are under anthropic action (anthropized), and the other four lakes (lakes N° 1, N° 2, N° 3 and Sánches) correspond to typical natural wetlands of the region (not anthropized). During the study period, the dominant plant species were *Egeria najas*, *Salvinia biloba*, *Eichhornia azurea*, *Pistia stratiotes* and *Ceratophyllum demersum*. Three samples of each aquatic plant and associated invertebrates were collected during spring, summer, autumn and winter, using a net area of 962 cm^2 and a 500 μm mesh, for a total of 156 samples. The macroinvertebrates were sorted, counted and the abundance was expressed as the number of invertebrates per square metre ($\text{ind}\cdot\text{m}^2$) and the number of invertebrates per 1000 gram of plant dry weight ($\text{ind}\cdot 1000 \text{ g plant dry weight}$). On each date, physical and chemical variables of the water such as

temperature, dissolved oxygen, pH, salinity, conductivity, and transparency were measured. To characterize the different habitat types, 12 traits (including fractal complexity) of two aquatic plants (*S. biloba* and *E. najas*) that inhabiting simultaneously one of the lakes, were selected. To calculate fractal dimensions of *S. biloba* and *E. najas*, four representative portions of each aquatic plant species were photographed with a Canon Rebel T3/EOS 1100D (12.2 megapixels, zoom lens EF-S 18-55mm) digital camera, capturing an area of 100.47x150.71 cm².

The dominant invertebrates were dried to constant mass at 60 °C for 48 h and weighed. The biomass of *Cornops aquaticum* was obtained for four size classes (nymphs A, nymphs B, adults males and adults females) and different linear dimensions was measured.

The diet of the amphipod *Hyaella curvispina* was determined and classified into five food items: plant remains, algae, detritus, animal remains and indeterminate material. The relative frequencies and the percentage of the total area covered by each food item were estimated using the software Image J 1.44.

Significant differences in the total abundance (ind.1000 g plant dry weight) and taxa richness at family level were found between habitat types in Sánchez Lake. Non-metric multidimensional scaling reflected differences in the seasonal patterns of 16 macroinvertebrate genera selected between both habitat types. A similarity analysis showed statistically significant differences between the habitat types and seasons. Structurally more complex habitat (*S. biloba*) supported a greater number of taxa and the highest number of individuals per plant dry weight. The differences in the abundance and taxa richness of the invertebrate assemblages between *S. biloba* and *E. najas* were maintained throughout the seasons.

A total of 35822 macroinvertebrates from 12 major groups were recorded from the different aquatic plants, belonging to 70 families and 67 genera. The maximum total abundance reach to 7250.5 ind.m² (*S. biloba*) and 150045.6 ind.1000 g plant dry weight (*E. najas*). Taxa richness varied between 15 and 43.

Non-metric multidimensional scaling of macroinvertebrate family abundance inhabiting different aquatic plants reflected a tendency to differentiate lakes and, there were not clear differences in the season pattern. The macroinvertebrate assemblages of studied lakes had high proportion of crustaceans (*Pseudopalaemon bouvieri* and *Hyaella curvispina*), Diptera larvae (Chironomidae, Ceratopogonidae, Culicidae and Stratiomyidae), Oligochaeta (Naididae) and Coleoptera (Hydrophilidae y Scirtidae),

depending on the lake and season, without a clear pattern that differentiates anthropized and not anthropized lakes. When selected families by SIMPER were included, the multivariate analysis distinguished lakes again, but when genera of macroinvertebrate were considered, the NMDS differentiated aquatic plants. Neither of this analysis allowed to separate clearly anthropized and not anthropized lakes and, the spatial pattern was highly variable. When comparisons between anthropized and not anthropized lakes were made for each plant species, the differences in total abundance were significant considering both reference units for *E. najas*, but not for *S. biloba*. However, family richness was not different.

The macroinvertebrates with high individual biomass were *Pomacea*, *C. aquaticum*, Gomphidae, Libellulidae and *P. bouvieri*. The model proposed for the indirect estimation of *C. aquaticum* biomass was $\ln DM = \ln a + b * \ln H$ (where DM= dry mass, *a* and *b* are constants and H= hind femur length) and the regression was highly significant. The analysis of the digestive tract contents of *H. curvispina* showed that detritus and plant remains were the food items that covered the greatest percentage of the total covered area, followed by algae and indeterminate material, in both males and females. Detritus (fine particulate organic matter) was the most frequently occurring item. *Hyaella curvispina* acts as collector-gatherer and shredder, consuming detritus and vegetal tissue.

CAPÍTULO I



INTRODUCCIÓN GENERAL



Marco teórico

Humedales de la provincia de Corrientes y su problemática asociada a la influencia antrópica.

La provincia de Corrientes se ubica al noreste de la República Argentina (Fig. 1) y está bordeada por el Río Paraná al norte y al oeste y, el río Uruguay al este. Al sur, los Ríos Mocoretá y Guarquiraró y un sector de frontera seca la separan de la provincia de Entre Ríos y, al noreste, los arroyos Itaembé y Chimiray de la provincia de Misiones. Presenta una extensa red de humedales compuesta por esteros, embalsados, bañados, malezales y lagunas, que ocupan aproximadamente 16.000 km², lo que representa el 18 % de la superficie total (Herbst y Santa Cruz, 1985). A pesar de su cercanía a los grandes ríos, las lagunas y esteros están alimentados por lluvias locales y no están conectados a los cambios del nivel del agua de los ríos Paraná y Uruguay.

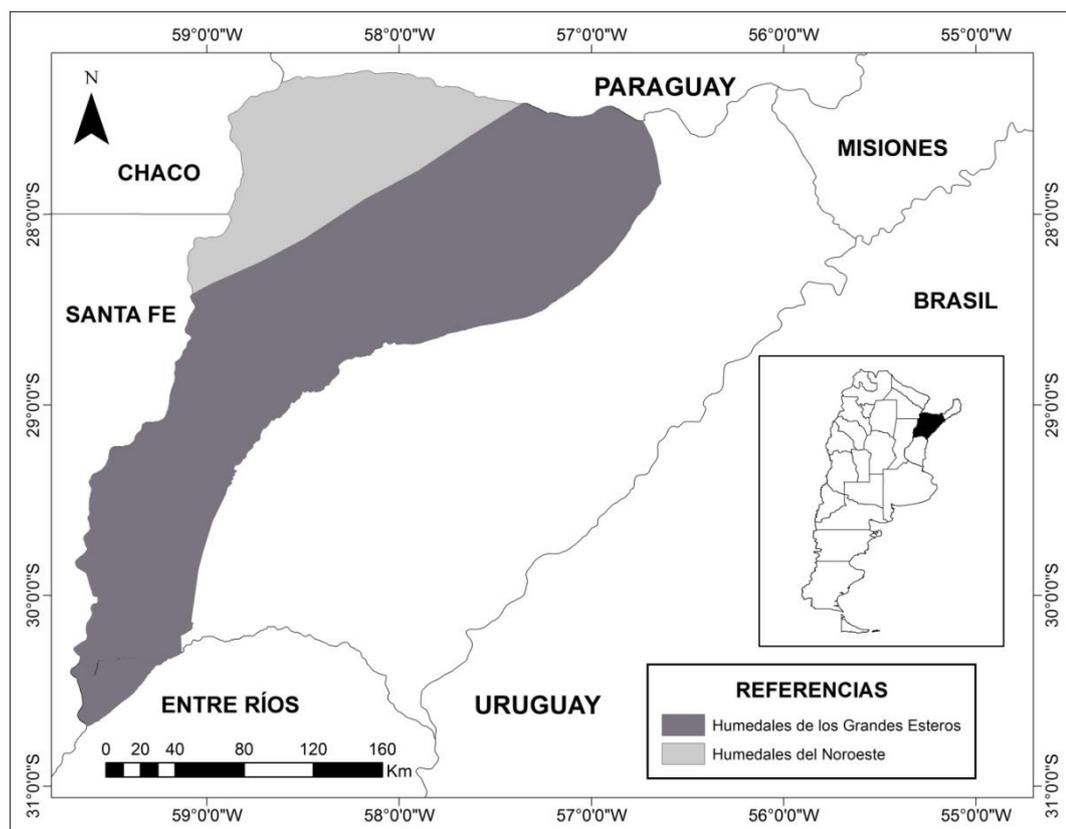


Fig. 1: Mapa de ubicación de la provincia de Corrientes y del área de estudio: Humedales del noroeste de Corrientes (gris claro) y Humedales de los grandes esteros de la provincia de Corrientes (gris oscuro). Mapa realizado en base a Poi y Galassi (2013 a y b).



En estos ecosistemas, el agua juega un rol fundamental y es el factor determinante tanto de su existencia, así como de la diversidad de tipos de humedales, de su productividad y de la dinámica de los nutrientes (Keddy, 2000; Mitsch y Gosselink, 2007). Los ecosistemas de humedales se caracterizan por permanecer en condiciones de inundación o anegamiento (o por lo menos con su sustrato saturado con agua) durante períodos prolongados de tiempo debido a las características particulares de sus suelos (Benzaquén *et al.*, 2013). Por lo tanto, la vegetación y los animales están adaptados a las condiciones de inundación o de alternancia de períodos de anegamiento y sequía.

Durante mucho tiempo, los humedales fueron considerados como simples terrenos inundados, improductivos e insalubres. Como consecuencia de ello, en las décadas pasadas, han sufrido alteraciones tales como desagüe, drenaje, retenciones del agua para embalses, sumidero de sustancias tóxicas, relleno para urbanizaciones, entre otras acciones (Neiff, 2005). Con el avance del estado de su conocimiento, estos ecosistemas han sido revalorizados debido a los inmensos beneficios que ofrecen y, la sociedad junto con las autoridades gubernamentales, han puesto especial énfasis en su recuperación y conservación.

Los humedales adquieren importancia ya que cumplen un rol fundamental en los ciclos hidrológicos y biogeoquímicos, albergan gran parte de la diversidad biológica del planeta y proveen múltiples servicios a la humanidad (Junk *et al.*, 2013). Brindan diversos bienes y servicios ecosistémicos tales como el abastecimiento de agua y numerosos productos (frutas, peces, animales silvestres, maderas, forraje, etc.), control de inundaciones, reposición de aguas subterráneas, estabilización de costas, protección contra las tormentas, retención y exportación de sedimentos y nutrientes, retención de contaminantes, mitigación del cambio climático y depuración de las aguas. Los humedales juegan un papel fundamental como amortiguadores “buffers” en los ciclos hidrológicos y como sumideros de carbono orgánico, contrarrestando los efectos del aumento del dióxido de carbono atmosférico (Junk *et al.*, 2013). Además, ofrecen ambientes de interés turístico, recreativo, paisajístico, cultural y educativo. Estos desempeñan un papel clave para el desarrollo de la vida sobre la tierra y han sido críticos para la supervivencia de las comunidades humanas a lo largo de la historia (Benzaquén *et al.*, 2013).

A pesar de la importancia que presentan, los humedales, en especial los que se localizan en la zona periférica de la ciudad de Corrientes, no escapan a la problemática ocasionada por la acción antrópica debido a la creciente expansión de la población. La



ciudad capital de la provincia, al igual que otras capitales del nordeste argentino, tuvo un acelerado proceso de urbanización a partir de 1960 (Foschiatti, 2012) debido al desplazamiento de la población rural a los centros urbanos. En el área periurbana, es notoria la instalación de asentamientos precarios construidos en las cercanías de los cuerpos de agua, cuyos residuos son arrojados en estos sitios. Desde la década del 50^o, la creciente expansión de la ciudad de Corrientes hacia el norte y el oeste (zonas más elevadas), ha provocado diversas alteraciones en las numerosas lagunas de escasa profundidad que forman parte del paisaje de las lomadas arenosas. Estas involucran el relleno parcial de las cubetas, la construcción de casas y calles, acciones que han llegado a causar la desaparición total del 23 % de las lagunas del Departamento Capital (Contreras, 2015).

La presencia de industrias que vierten sus desechos en los humedales, sin tratamiento previo y las actividades agropecuarias, han contribuido al deterioro de los cuerpos de agua. El caso más emblemático es el de la laguna Brava que, a comienzo de los ochenta, recibió efluentes de una planta textil con líquidos a 43 °C y 18200 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ de conductividad. Este hecho produjo cambios en las condiciones físico-químicas del agua (Neiff *et al.*, 2008) respecto de la situación de referencia de la laguna (período 1975-1976). En 2012, por el accionar de docentes, alumnos, investigadores, funcionarios de la Provincia de Corrientes y autoridades eclesíásticas, la laguna fue declarada Reserva Natural Provincial de Usos Múltiples por el Gobierno de la provincia de Corrientes.

Otras lagunas localizadas en el área periurbana se ubican dentro de la zona I (ganadera del Noroeste) de acuerdo a la zonificación de la provincia de Corrientes del INTA (2009) y reciben los efectos de esta actividad. La agricultura se practica a pequeña escala en chacras de poca superficie en las tierras altas con tendencia al monocultivo; hay producción a mayor escala bajo tendaleros de pimientos, tomates, y flores (INTA 2009).

En el área de estudio también existen lagunas que reciben los efluentes domésticos de barrios construidos en las cercanías de éstas que no cuentan con tratamiento previo (Poi de Neiff *et al.*, 1999).



Macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática y su rol ecológico en los humedales.

Entre los organismos que habitan los humedales de agua dulce, los macroinvertebrados constituyen uno de los grupos más diversos y abundantes, siendo componentes claves del funcionamiento de los ecosistemas (Batzer *et al.*, 1999). La mayoría de ellos constituye el nexo entre los productores primarios (plantas acuáticas y algas), los peces, debido a que representan una fuente primordial de alimento para adultos y juveniles (Neiff *et al.*, 2009) y las aves. Se hallan en asociación con el sedimento del fondo, la vegetación emergente y sumergida y con hábitats de aguas abiertas, siendo capaces de colonizar sustratos duros como ser raíces de árboles o rocas, entre otros. Están involucrados en numerosos procesos dentro de los ecosistemas acuáticos y, a menudo, ejercen importantes efectos en la producción primaria (por acción de los herbívoros), en la descomposición de detritos (Poi de Neiff *et al.*, 2009) y mineralización de los nutrientes (Ramírez y Gutiérrez-Fonseca, 2014).

En los humedales neotropicales, las plantas acuáticas presentan alta abundancia y su diversidad llega a 984 especies (Chambers *et al.*, 2008). De acuerdo a estos autores, las macrófitas acuáticas son organismos fotosintéticos visibles a ojo desnudo que crecen activamente en forma permanente o periódica sumergidas por debajo, flotando sobre o creciendo por arriba de la superficie del agua, e incluyen a las algas, briófitos y plantas vasculares (pteridófitos y espermatófitos). Presentan diferentes bioformas o formas de crecimiento como ser emergentes o palustres, arraigadas emergentes, arraigadas de hojas flotantes, arraigadas sumergidas y flotantes libres (Wetzel, 1983) lo que aumenta la complejidad estructural de estos ecosistemas y ofrece distintos tipos de hábitats para otras comunidades. Las plantas acuáticas proveen las condiciones adecuadas para la alimentación, reproducción, desove y cría de los animales, así como también, refugio contra los depredadores para los invertebrados y peces de pequeño tamaño (Lachavanne y Juge, 1997; Esteves, 2011). Las formas de crecimiento de las macrófitas, influyen sobre los grupos de peces dominantes en los lagos subtropicales poco profundos, teniendo un efecto cascada sobre otras comunidades como las del plancton (Meerhoff *et al.*, 2003). Algunos estudios indican que 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 que la composición específica de la vegetación acuática está relacionada con la abundancia, biomasa y composición taxonómica de los



invertebrados (Cyr y Downing, 1988; Wissinger, 1999; Poi de Neiff y Neiff, 2006; Kratzer y Batzer, 2007).

De acuerdo a Thomaz *et al.* (2008), las plantas acuáticas con diferente complejidad estructural presentan diferencias en la estructura de las colectividades de invertebrados. Además, la composición y estructura trófica de los macroinvertebrados se encuentran a menudo afectadas por los tipos de comunidades de plantas que habitan un humedal (Batzer y Wissinger, 1996; Kratzer y Batzer, 2007; Fontanarrosa *et al.*, 2013).

Las macrófitas acuáticas son utilizadas vivas por los invertebrados herbívoros, los que consumen una escasa proporción de su biomasa según la bibliografía internacional (Newman, 1991). Sin embargo, *Cornops aquaticum*, un ortóptero semi-acuático que se alimenta de las láminas foliares de las Pontederiaceae, puede consumir 11,23 % de la productividad primaria de la planta hospedadora (*Eichhornia crassipes*) en humedales de las provincias de Corrientes y Chaco (Franceschini *et al.*, 2011 a) y 16,7 % en la planicie de inundación del Amazonas (Adis y Junk, 2003). La mayor parte de la biomasa producida por las plantas acuáticas en los ambientes subtropicales, es incorporada a las mallas tróficas por la vía detritica, es decir, cuando las plantas mueren y se descomponen, en forma de detrito (materia orgánica muerta y los organismos descomponedores asociados). En las lagunas del nordeste de Argentina las plantas flotantes libres (*Eichhornia crassipes*) producen en promedio $5,1 \text{ g m}^{-2} \cdot \text{día}^{-1}$ de materiales orgánicos que se depositan en el fondo de los cuerpos de agua (Poi de Neiff y Chiozza, 1994).

Debido a la heterogeneidad física de los ambientes acuáticos, las fuentes de alimento disponibles para los invertebrados que allí habitan son muy diversas. Además de la contribución, en gran parte, de las fuentes autóctonas de materia orgánica (fitoplancton, zooplancton y macrófitas), entre otras, también la materia orgánica de origen alóctono (hojas, ramas, frutos y, en menor proporción, de restos animales) constituye una fuente de energía para estos ambientes (Merrit y Cummins, 1996). Distintos grupos de invertebrados utilizan estos recursos alimenticios de forma diferente, desarrollando mecanismos morfológicos y conductuales para explotar un determinado recurso. Esto llevó a Merrit y Cummins (1996) a definir grupos tróficos funcionales basados en el modo de adquirir el alimento más que en el tipo de alimento consumido, para Norteamérica. Estos últimos autores diferenciaron 5 grupos tróficos funcionales: Partidores que utilizan la materia orgánica particulada gruesa, Colectores



que utilizan la materia orgánica particulada fina (filtradores o recolectores), Raspadores que se alimentan de las algas adheridas a las hojas de las plantas acuáticas y Depredadores que pueden capturar otros invertebrados.

En Sudamérica existe poca información sobre el tipo de alimento que ingieren los invertebrados acuáticos y, la mayoría de los estudios, se basan principalmente en la clasificación de grupos tróficos funcionales (GTF) de Merrit y Cummins (1996). La clasificación en GTF se ha desarrollado como una herramienta para reflejar los efectos potenciales de los macroinvertebrados en sus ecosistemas. Un trabajo reciente, destaca la importancia de considerar, especialmente, las características morfológicas (especialización de las piezas bucales) y mecanismos de comportamiento (como la forma de obtener el alimento) utilizados por los macroinvertebrados para consumir los recursos y, advierte sobre la asignación de GTF basados solamente en el análisis del contenido del tracto digestivo de los individuos, ya que esto puede llevar a confusiones por la presencia de ítems alimentarios consumidos accidentalmente (Ramírez y Gutiérrez-Fonseca, 2014). *Hyaella curvispina* es un anfípodo que presenta amplia distribución en la Argentina (Grosso y Peralta, 1999; Lopretto y Tell, 1995) y sus poblaciones pueden alcanzar alta abundancia (Galassi *et al.*, 2006) y biomasa (Galassi *et al.*, 2006; Poi *et al.*, 2016). Esta especie utiliza diversos recursos alimentarios en ambientes acuáticos con diferentes características, siendo asignada a distintos grupos tróficos funcionales (Poi de Neiff y Carignan, 1997; Giorgi y Tiraboschi, 1999; Cummins *et al.*, 2005; Wantzen y Wagner, 2006; Saigo *et al.*, 2009).

Otro aspecto a tener en cuenta en el estudio de las colectividades de macroinvertebrados asociados a las plantas acuáticas, es su biomasa, la cual brinda información importante que complementa a los datos de abundancia. La estimación de la biomasa de los invertebrados es un punto crítico en el direccionamiento de muchas cuestiones ecológicas en los ambientes acuáticos (Benke *et al.*, 1999). Regresiones de longitud-peso seco son ampliamente utilizadas para aproximar la estimación de la biomasa de los invertebrados bentónicos debido a que son más rápidas y precisas que otros métodos (Benke *et al.*, 1999). Frecuentemente, los grupos más abundantes de invertebrados son aquellos de escasa biomasa individual. Por lo tanto, conocer los valores de biomasa es de gran importancia ecológica debido a que permite cuantificar la cantidad de energía disponible para los organismos que los utilizan como fuente de alimento, así como también, los flujos de energía que se producen en las redes tróficas de los ecosistemas. En los países donde el desarrollo de este tema está más avanzado,



existen tablas en las cuales se relacionan las diferentes categorías de tamaño de cada especie con su biomasa. Trabajos realizados en ríos de bajo orden han demostrado que conviene utilizar la biomasa como atributo estructural de las colectividades de macroinvertebrados en lugar de la abundancia (Miserendino, 2001). Del mismo modo, las relaciones entre grupos funcionales tróficos son mejor comprendidas utilizando la biomasa (Miserendino y Pizzolón, 2000). Los cuerpos de agua subtropicales presentan una biota muy diversa pero parcialmente conocida. Los estudios existentes realizados en la zona neotropical están enfocados principalmente en la biodiversidad, descripciones taxonómicas y en la distribución de nuevas especies. La información ecológica disponible es escasa, por lo tanto, es necesario llevar a cabo estudios sobre dicho tema. El acridio *Cornops aquaticum* se alimenta de las láminas foliares de las Pontederiaceae, especialmente *Eichhornia azurea* y *Eichhornia crassipes* (Adis y Junk, 2003; Lhano, Adis, Marques y Battirola, 2005; Franceschini, Neiff y Amedegnato, 2011 b) y representa un recurso alimentario para otras comunidades de organismos, principalmente las aves. En los humedales del nordeste de Argentina se destaca por la abundancia y biomasa de sus poblaciones (Franceschini *et al.*, 2011 a) y ha sido propuesto como posible agente de control biológico en los países donde la planta huésped es invasora (Center *et al.*, 2002).

Los macroinvertebrados son los organismos más utilizados como indicadores de la calidad del agua en todo el mundo, especialmente los insectos (Prat *et al.*, 2009). Han sido utilizados con éxito en la vigilancia y seguimiento de la contaminación de los ecosistemas acuáticos, principalmente ríos, lagos y otros humedales (Prat *et al.*, 2009).

En diferentes zonas se han diseñado y aplicado diversas metodologías para el análisis de la calidad biológica de las aguas, siendo ampliamente utilizados en ríos los Índices Biológicos con sus respectivas adaptaciones para distintos países (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2001; Fernández *et al.*, 2002; Paggi, 2003; Pavé y Marchese, 2005; Zilli y Gagneten, 2005; Prat *et al.*, 2009; Ocón y Rodrigues Capítulo, 2012; Damborsky y Poi, 2015). Los taxones utilizados habitualmente como bioindicadores de la calidad del agua son, en su mayoría, insectos de los órdenes Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera, Odonata, Coleoptera y Diptera y, moluscos de la clase Gastropoda. Estos grupos de macroinvertebrados abundan en las lagunas del área de estudio de la presente tesis, en las cuales hasta el momento, no se han realizado estudios con este enfoque. Debido a ello, este trabajo contribuirá a aumentar el conocimiento de la fauna de



macroinvertebrados que habitan estos sitios, aportando datos que podrían utilizarse para evaluar el estado ecológico de estos cuerpos de agua ante perturbaciones ocasionadas por la acción antrópica, las cuales son cada vez más frecuentes en esta área.

Antecedentes y estado actual del conocimiento del tema en la Argentina.

La riqueza de invertebrados asociados a la vegetación acuática estimada hasta el presente para el nordeste de Argentina supera las 170 especies (Poi de Neiff, 2008), aunque hay que destacar que los relevamientos son incompletos y muchos taxones están identificados aún a nivel de género o familia y, la diversidad de algunas familias de insectos es prácticamente desconocida.

La escasez de trabajos nacionales e internacionales sobre este tema se debe a que las técnicas para separar los organismos de las plantas y la realización de los recuentos requieren un alto costo de tiempo por parte del investigador (Cyr y Downing, 1988). En los hábitats acuáticos tropicales y subtropicales, la diversidad de macroinvertebrados es pobremente conocida y, las identificaciones taxonómicas se vuelven dificultosas (especialmente a nivel de especies o géneros) debido a que las descripciones de algunos taxones son incompletas y las claves taxonómicas específicas son escasas. Además, la dominancia de formas inmaduras (larvas, ninfas y pupas) de muchos insectos con adultos de vida aérea (Diptera, Odonata, Ephemeroptera, Lepidoptera y Trichoptera), dificultan aún más su determinación a nivel específico. Por tal motivo, el uso de la riqueza de familias, incluso de morfoespecies, ha sido sugerido (Jacobsen *et al.*, 2008).

La mayor parte de los trabajos referidos a las colectividades asociadas a la vegetación acuática se han focalizado en invertebrados cuyo tamaño estuvo comprendido entre 125 μm y varios milímetros y fueron desarrollados en lagunas de la planicie de inundación del río Paraná (Poi de Neiff y Neiff, 1977; Poi de Neiff y Bruquetas, 1983; Poi de Neiff y Neiff, 1984; Blanco-Belmonte *et al.*, 1998). Su abundancia puede variar entre 40.000 y 271.000 individuos por cada metro cuadrado cubierto por la vegetación y, solo en un trabajo, se midió la biomasa de las colectividades de invertebrados (Poi de Neiff y Carignan, 1997). Según Batzer *et al.* (1999) los insectos, moluscos y oligoquetos son dominantes numéricos en las colectividades de invertebrados asociados a la vegetación; los primeros, además, son los de mayor biomasa. En trabajos recientes se ha advertido también sobre la importancia del patrón temporal, especialmente al comparar humedales en los cuales la cantidad de



agua disponible varía estacionalmente en función de las precipitaciones (Miller *et al.*, 2008).

Los antecedentes acerca de la abundancia de las colectividades asociadas a la vegetación acuática en la provincia de Corrientes están referidos a dos lagunas de la cuenca del río Riachuelo (Bonetto *et al.*, 1978, Poi de Neiff, 1979), a dos de la cuenca del río Santa Lucía (Poi de Neiff *et al.*, 1999) y a las grandes lagunas del Sistema Iberá (Poi de Neiff, 2003). No se tienen datos sobre la biomasa de estas colectividades.

Para la Provincia del Chaco, se analizaron variaciones témporo-espaciales de la abundancia, diversidad y conformación trófica de los invertebrados asociados a macrófitas en el río Negro (Damborsky *et al.*, 2012), así como también, en otros ríos del Chaco Oriental (Poi de Neiff, 1990).

OBJETIVOS

Objetivo general:

Comparar la estructura de las colectividades de macroinvertebrados en distintas especies de plantas acuáticas que habitan lagunas con diferente grado de influencia antrópica.

Objetivos particulares:

- Comparar la abundancia y riqueza de macroinvertebrados asociados a distintas especies de plantas acuáticas con diferente morfología o arquitectura, que habitan bajo las mismas condiciones físico-químicas del agua en las distintas estaciones del año.
- Estimar la abundancia de los macroinvertebrados mayores de 1 mm y la riqueza de taxones en lagunas con distinto grado de acción antrópica.
- Determinar la relativa importancia de la composición de la vegetación y de las características físicas y químicas del agua en la abundancia de los macroinvertebrados.



- Determinar la biomasa de los macroinvertebrados más abundantes y estimar de manera indirecta la biomasa de *C. aquaticum*.
- Determinar la función trófica de los macroinvertebrados (grupos tróficos funcionales) y el hábito alimentario de *H. curvispina*.

Hipótesis de trabajo:

- Las plantas acuáticas flotantes libres proveen un hábitat más complejo, por presentar frondes sumergidas y aéreas, que aquel provisto por la vegetación que crece totalmente sumergida y, el efecto de la estructuración del hábitat sobre los invertebrados (patrón espacial) es más importante que el patrón estacional debido al clima subtropical.

- La abundancia de los macroinvertebrados es mayor en primavera y verano y disminuye en lagunas bajo acción antrópica.

- En una misma estación del año la abundancia y riqueza de taxones varía en diferentes lagunas (antropizadas y no antropizadas) y distintas plantas acuáticas.

- La longitud del fémur posterior de *Cornops aquaticum* es una medida que puede ser usada para las estimaciones indirectas de las biomasa poblacional de esta especie.

- *Hyalella curvispina* consume preferentemente detrito y restos de plantas acuáticas, por lo que podría ser categorizado como colector-recolector y partidador.

Los resultados de este trabajo contribuirán al conocimiento de la diversidad de macroinvertebrados que habitan la vegetación de las lagunas de Corrientes, a dilucidar la importancia de los cambios témporo-espaciales que se producen en estas colectividades, conocer la oferta trófica disponible especialmente para peces y aves, y profundizar el conocimiento de los grupos tróficos funcionales que habitan estos sitios.

CAPÍTULO II



MATERIALES Y MÉTODOS



Descripción del área de estudio

Ubicación

El área de estudio comprende los sectores noroeste y centro-oeste de la Provincia de Corrientes, caracterizados por presentar un extenso sistema de humedales. Las lagunas seleccionadas para la realización de este estudio, forman parte de dos sistemas denominados Humedales del Noroeste de Corrientes y Humedales de los Grandes Esteros de la Provincia de Corrientes, los cuales abarcan una superficie de 8595 y 35660 Km², respectivamente (Poi y Galassi, 2013 a y b). El primero de ellos, forma un triángulo situado en la esquina noroeste de la provincia, abarcando los departamentos de Berón de Astrada, General Paz, Itatí, San Cosme, San Luis del Palmar, Capital, Empedrado, Saladas y Mburucuyá (Fig. 1). Sus límites norte y oeste están dados por el curso y la llanura aluvial del río Paraná, mientras que el borde noreste-suroeste está formado por un cordón arenoso. Comprende las cuencas de los ríos y arroyos Riachuelo, Castillo, Ahoma, Sombrero, San Lorenzo, Ambrosio y Empedrado. Son cursos alineados en sentido noreste-suroeste, alimentados por aguas de lluvias (Poi y Galassi, 2013 a), cuyo paisaje está constituido por cursos principales con redes de drenaje subdendríticas y cauces colmatados, áreas de esteros en las cabeceras, canalizaciones, ambientes de arroceras (Poi y Galassi, 2013 a) y lagunas redondeadas en las zonas altas de lomadas arenosas, formadas por procesos pseudokársticos (Popolizio, 1980).

Según Morello *et al.* (2012), esta área pertenece a la Ecorregión Chaco Húmedo, Subregión del Chaco de bosques y cañadas, Complejo Parque Chaqueño, la cual se caracteriza por presentar bosques semicaducifolios y sabanas de ñandubay y de palmar.

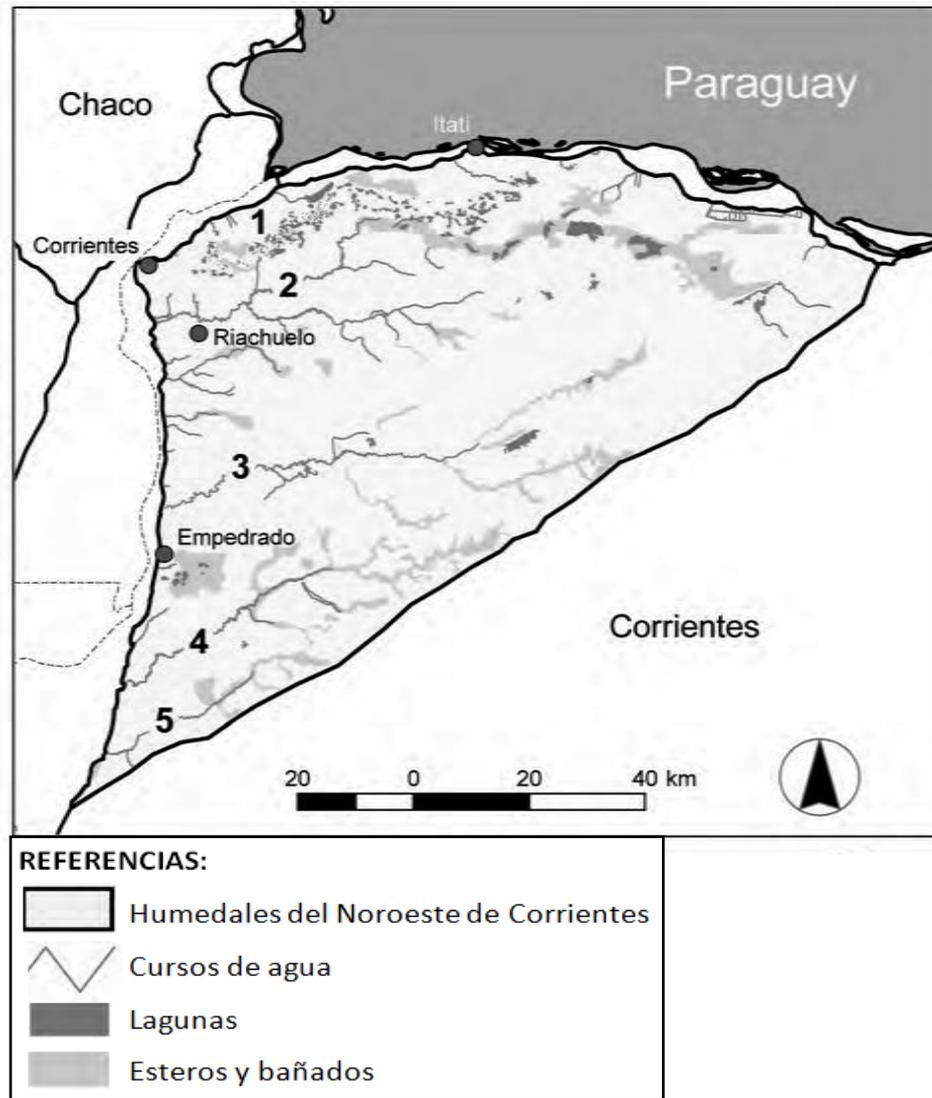


Fig. 1: Humedales del Noroeste de Corrientes. Principales humedales: 1) lagunas de la cuenca del río Riachuelo, 2) río Riachuelo, 3) arroyo Empedrado, 4) arroyo San Lorenzo y 5) arroyo Ambrosio. Mapa modificado de Poi y Galassi (2013 a).

El segundo sistema de humedales, se localiza mayoritariamente en la provincia de Corrientes, con un pequeño sector en el suroeste perteneciente a Entre Ríos (Fig. 2). El paisaje está conformado por las planicies de los ríos que drenan grandes regiones de esteros como el Santa Lucía, Corriente, arroyo Barrancas y el tramo final del río Guayquiraró, junto con las lomadas arenosas que los confinan. Son cursos alineados en sentido Noreste-Suroeste se encuentran alimentados por las aguas de lluvias acumuladas en los esteros (Poi y Galassi, 2013 b).

De acuerdo a Morello *et al.* (2012), esta área pertenece a la Ecorregión Esteros del Iberá, Subregión de la Planicie Sedimentaria, Complejo Lagunas y Esteros del Noroeste, en la cual, la vegetación se asocia a los niveles de agua, por lo que se encuentran pastizales de *Elionurus*, sabanas de *Elionurus* con árboles aislados, vegetación palustre y acuática y, palmares relictuales.

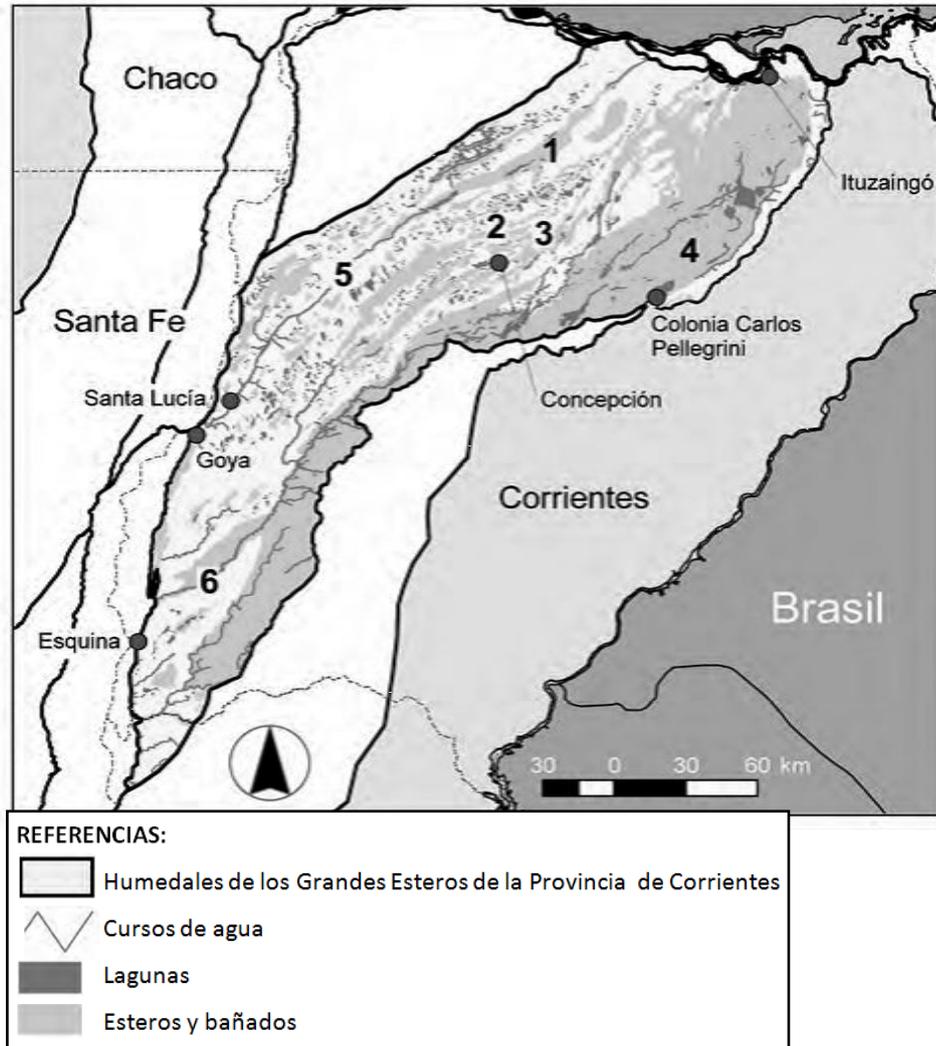


Fig. 2: Humedales de los grandes esteros de la provincia de Corrientes. Principales humedales: 1) esteros de Santa Lucía, 2) esteros de Batel, 3) esteros de Batelito, 4) esteros del Iberá, 5) río Santa Lucía y 6) río Corriente. Mapa modificado de Poi y Galassi (2013 b).

Clima

La provincia de Corrientes presenta un clima subtropical húmedo o termal, con veranos cálidos y prolongados e inviernos breves y pocos rigurosos (Bruniard, 1999). Las temperaturas medias oscilan entre 26 y 28 °C en enero y entre 14 y 16 °C en julio.



Estas aumentan de Sur a Norte, como consecuencia principalmente de la latitud y, existe una tendencia a aumentar de Este a Oeste debido a la mayor continentalidad. Las heladas son poco frecuentes, con 320 a 360 días libres de heladas (Carnevali, 1994) y un promedio de 0,5 días con heladas en 50 años. El área de estudio está influenciada por la circulación atmosférica de masas de aire cálido y húmedo proveniente del anticiclón del Atlántico Sur y por masas de aire frío y seco del anticiclón del Pacífico Sur. La inestabilidad de la columna atmosférica y el ingreso de frentes fríos originan lluvias abundantes y torrenciales (Morello *et al.*, 2012).

En los humedales del triángulo noroeste de Corrientes el período lluvioso ocurre en primavera-verano, con mayor frecuencia de lluvias en octubre-noviembre y enero-febrero según las estadísticas del INTA (Estación El Sombrero) para los valores promedios de 40 años. El período de menor aporte queda comprendido entre junio y agosto. Las precipitaciones disminuyen de Este (entre 1700 y 1900 mm anuales) a Oeste (entre 1300 y 1500 mm anuales). La temperatura, en cambio, es uniforme en el sentido Este-Oeste, con medias máximas comprendidas entre 27,1 y 28 °C y medias mínimas entre 16 y 17 °C. Las máximas absolutas para el sistema se registran en enero y quedan comprendidas entre 42 y 44 °C (INTA 2009).

En los humedales de los Grandes Esteros de la Provincia de Corrientes el rango de la temperatura media anual queda comprendido entre 19,8 y 21,4 °C porque los valores medios mínimos (entre 14 y 15 °C) y medios máximos (entre 20 y 22 °C) son inferiores a los registrados en el triángulo nordeste de la Provincia. Las lluvias varían entre 1200 y 1700 mm anuales, con una distribución uniforme entre primavera (27 %), verano (27 %) y otoño (29 %) y una estación seca en invierno (17 %) de acuerdo a los datos de Ferrati *et al.* (2003). La humedad relativa media anual oscila entre 70 y 75 %.

Geología y Geomorfología

La provincia de Corrientes forma parte de una cuenca sedimentaria muy antigua; un relieve de plataforma sedimentaria transformado en una extensa llanura que se prolonga hacia el Oeste y Sur del territorio (Popolizio, 1972). Su relieve general es pequeño o nulo (entre 30 y 80 m), correspondiendo el sector más bajo (menos de 40 m) al ángulo SO sobre el río Paraná donde confluye el sistema de desagüe del complejo iberano. En consecuencia, predomina el aspecto de extensas planicies en el Oeste y suaves colinas en el Este. En las planicies del sector Oeste, los procesos eólicos y



seudokársticos han modificado la morfología, originando depresiones circulares, arracimadas o alargadas, con lagunas en su interior que aparecen sobre extensas lomadas dispuestas en abanico (Popolizio, 1985).

Esta llanura se caracteriza por presentar un drenaje deficiente provocado por la escasa pendiente, la naturaleza del sustrato geológico y la biomasa que entorpece el movimiento del agua. Este fenómeno determina la presencia de vastas áreas anegadas o inundadas ya sea por lluvias o por desbordes de las fuentes de agua (Carnevali, 1994).

De acuerdo a las Regiones Naturales y los territorios fitogeográficos definidos por Carnevali (1994) para la provincia de Corrientes, el área de estudio pertenece a la Gran Región Occidental y forma parte de dos sistemas de relieves:

1. Albardón y Planicie Subcóncava del Noroeste, Subregión A-1 (Sector del Parque Chaqueño Correntino; Lomadas y planicies arenosas del NW).
2. Lomadas Arenosas, Planicies y Depresiones, Subregión B-1 (Sector del Parque Mesopotámico; Cuenca del Santa Lucía).

El rasgo más sobresaliente del Albardón y Planicie Subcóncava del Noroeste, es el predominio de planicies embutidas sobre lomadas arenosas (Carnevali, 1994). Éstas abarcan aproximadamente 36500 ha de superficie y se extienden como un cordón angosto orientado de Este a Oeste con un extremo en la ciudad de Corrientes y el otro a 75 Km al Este de la misma. Las lomadas se encuentran cribadas por gran cantidad de lagunas casi circulares de superficie y profundidades variables (Fig. 3). Entre estas lomadas y los planos interfluviales se encuentra una planicie suavemente ondulada con cordones medanosos y lagunas coalescentes donde dominan las sabanas herbáceas sobre los elementos leñosos y los bosques son de tipo higrófilo (Carnevali, 1994). En el paisaje predominan las lagunas, bañados y esteros, que se relacionan difusamente con los cursos de agua entre los que se destacan los arroyos Riachuelo, Empedrado, San Lorenzo y Ambrosio que atraviesan este sistema y desembocan en el río Paraná. En la cuenca del Riachuelo se encuentran numerosas lagunas de forma redondeada o subredondeada cuya superficie oscila entre 3 y 80 ha. Tienen perfil en forma de palangana, con fondo generalmente regular y profundidad de 1 a 5 m (aunque más frecuentemente 2 a 3 m).

Los elementos morfológicos más relevantes de las Lomadas Arenosas, Planicies y Depresiones, son dos amplios cordones arenosos que se encuentran elevados unos 10 m sobre el nivel de las planicies, abarcan aproximadamente 544000 ha, están orientados con rumbo Noreste-Suroeste desde las proximidades de Itá-Ibaté hasta el Sur de Bella



Vista (Carnevali, 1994) y, son consecuentes con el sentido del escurrimiento de los tributarios correntinos del Bajo Paraná. Están vinculados a amplias depresiones intercordales, con fisonomías de bañados temporarios que ocupan la mayor extensión del paisaje y están poblados por vegetación herbácea que cubre toda la superficie (Poi de Neiff *et al.*, 1999). Predominan las especies rizomatosas y sus plantas están adaptadas a vivir en situaciones de sequías prolongadas y de anegamientos, formando así un complejo ambiental sometido a pulsos recurrentes de inundaciones y sequías cuya intensidad y duración dependen de la cantidad y distribución de las lluvias (Neiff *et al.*, 2008). Se destacan en este sistema las depresiones del Iberá y los esteros Batel y Batelito, modeladas durante el Plioceno por los sucesivos cambios del curso del río Paraná (Neiff, 2004), además de la cuenca del río Santa Lucía que presenta dos amplios cordones arenosos que se asocian con depresiones (esteros) o bien con lomadas amplias de suelos arenosos (Fig. 3). Todas las planicies y lomadas se encuentran salpicadas de lagunas (Morello *et al.*, 2012). Los esteros y bañados cubren 75 % de la superficie total de esta región, en tanto que las lagunas y ríos comprenden menos del 3 y 1 %, respectivamente (Neiff, 2003).

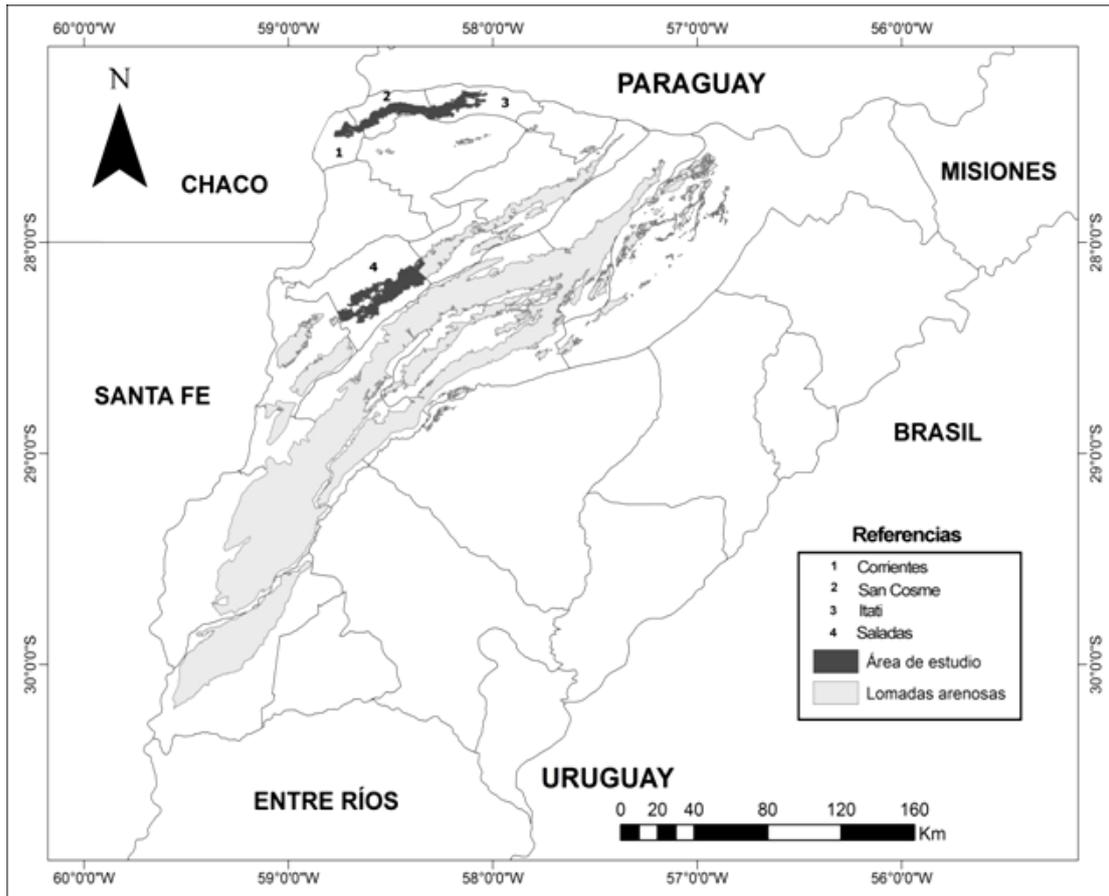


Fig. 3: Ubicación de las lomadas arenosas de la provincia de Corrientes. En color gris oscuro, se resaltan las lomadas arenosas del área de estudio. Mapa modificado de Contreras (2015).

Suelos

Los suelos de la región Albardón y Planicie Subcónica del Noroeste son en su mayoría ácidos, de textura franco arenosa a franco-arcillo-limosa, con suelos salino-sódicos de pH elevado en algunos sitios (INTA, 2009). Existe predominio de Alfisoles (54 %), especialmente del tipo Albaculfes, los que se encuentran saturados con agua por períodos prolongados y están asociados, generalmente, con una capa de agua freática fluctuante y cercana a la superficie (Morello, *et al.* 2012). En los sectores más altos del dique natural o albardón, los suelos son Molisoles, utilizados en agricultura, en chacras de poca superficie con tendencia al monocultivo (Escobar *et al.*, 1996). Estos suelos presentan color gris oscuro o negro en la parte superior y se caracterizan por presentar un horizonte subsuperficial enriquecido en arcillas, sin altos contenidos de sodio de intercambio (Morello, *et al.* 2012). A continuación, se extiende una gran



planicie subcóncava orientada de Noreste a Sudoeste; el sector superior de captación lo componen esteros de gran amplitud, los que poseen Histosoles.

En líneas generales, las pendientes son muy bajas, el escurrimiento es lento y dominan los procesos de hidromorfismo. Los interfluvios presentan, en sus partes positivas, bosques de características xerohalofíticas en forma de isletas con suelos que presentan alto contenido de sodio. En el cordón arenoso que se extiende entre el dique natural del Paraná y la Planicie Subcóncava, los suelos son Entisoles y el uso es agrícola (citrus, horticultura, maíz, algodón) y forestal, con plantaciones de pino y eucalipto (Escobar *et al.*, 1996). Este cordón se encuentra salpicado de numerosas lagunas circulares, las que presentan fondo arenoso sobre el que se deposita una capa de materia orgánica de variable espesor.

Los suelos con aptitud ganadera corresponden al 57,25 % de la superficie del sistema, los de aptitud agrícola al 34,58 % y, el 8,17 % restante, es no apto para la producción agropecuaria (INTA, 2009).

Los suelos de la región de Lomadas Arenosas, Planicies y Depresiones quedan incluidos en cuatro órdenes: Entisoles, Alfisoles, Vertisoles y Molisoles (INTA, 1993). Se destaca en ésta región, la cuenca del río Santa Lucía, con dos amplios cordones arenosos de origen fluvial. Los suelos son poco evolucionados, arenosos, pertenecientes a los Entisoles (Escobar *et al.*, 1996). Éstos son suelos arenosos (más del 70 % de arenas finas), con pH ácido, baja fertilidad, bajo contenido de carbono orgánico (inferior 1 %) y de fósforo asimilable. Estos cordones se asocian a través de un límite neto con depresiones (esteros) o bien con lomadas amplias, suavemente onduladas, de suelos arenosos, pardos, que pertenecen a los Entisoles apoyados sobre un paleosuelo. Los Alfisoles se localizan sobre el borde oriental de la región del río Santa Lucía y presentan textura franco arenosa y reacción ácida en superficie y, arcillo limosa con pH fuertemente alcalino en profundidad. Los Vertisoles son suelos arcillosos, con buen contenido de carbono orgánico y buena fertilidad química. Los Molisoles y Vertisoles se encuentran ubicados en la región de las Cuchillas Mesopotámicas (en la margen izquierda del río Corriente). Todos los suelos presentan una generalizada deficiencia de fósforo para el crecimiento vegetal y tienen drenaje imperfecto.

Este sistema contiene lagunas y cubetas orientadas de origen posiblemente eólico. Las lagunas poseen fondo arenoso con variable deposición de materia orgánica. Los esteros que circundan las grandes lagunas tienen suelos que presentan una matriz orgánica (más del 60 %) originada por el entrelazado de las raíces y una deposición de



sucesivas capas de materia vegetal derivada de la descomposición de las plantas. Estos suelos denominados Histosoles son de baja densidad (Neiff y Poi de Neiff, 2006) y pH ácido (entre 5 y 6). Los bañados tienen un fondo que no se distingue del suelo que los rodea.

En ésta región, las tierras altas se utilizan en ganadería extensiva sobre campos naturales, agricultura (citrus principalmente) y forestación (eucalipto) en los cordones arenosos (Escobar *et al.*, 1996).

Sitios de estudio

Para este trabajo se seleccionaron siete lagunas de la Provincia de Corrientes, cinco de ellas ubicadas en la cuenca del río Riachuelo (Pampín, Brava y las lagunas denominadas N°1, N°2 y N°3), Fig. 4 y, las restantes, en la cuenca del río Santa Lucía (Soto y Sánches), Fig. 5. Se caracterizan por presentar forma redondeada o subredondeada, perfil en forma de palangana con profundidad promedio entre 1 y 3 m y fondo arenoso. Las lagunas se encuentran parcial o totalmente cubiertas por vegetación acuática, cuya descomposición genera una cubierta de detritos vegetales de espesor variable que se depositan en el fondo, como ocurre en las lagunas de la cuenca del Riachuelo (Bonetto, 1970; Neiff, 1977). Entre las especies más comunes se encuentran *Egeria najas* Planch., *Cabomba caroliniana* Gray, *Ceratophyllum demersum* L., *Salvinia biloba* Raddi, *Limnobium laevigatum* (Humb. y Bonpl. ex Willd.), *Pistia stratiotes* L., *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth, *Hydrocotyle ranunculoides* L. f., *Nymphoides indica* (L.) Kuntze, *Hydrocleys nymphoides* (Humb. y Bonpl. ex Willd.), *Nymphaea* sp., *Ludwigia peploides* (Humb., Bonpl. y Kunth) y *Oxycarium cubense* (Poepp. y Kunth). El agua es principalmente de origen pluvial, en forma directa ó a través de la escorrentía drenando las zonas marginales, aunque también una parte proviene de la circulación freática en el caso de las lagunas de la cuenca del río Riachuelo. Durante períodos climáticos que cursan con lluvias muy abundantes (El Niño), éstas pueden conectarse con los cuerpos de agua vecinos, incluso al río Riachuelo en el caso de las lagunas pertenecientes a dicha cuenca (Poi y Galassi, 2013 a).

Tres de las lagunas seleccionadas (Pampín, Brava y Soto) están localizadas en áreas urbanas o periurbanas y presentan influencia antrópica, mientras que, las cuatro restantes, no se encuentran mayormente afectadas.



Fig. 4: Ubicación de las lagunas pertenecientes a la cuenca del río Riachuelo donde se realizaron los muestreos.



Fig.5: Ubicación de la lagunas pertenecientes a la cuenca del río Santa Lucía donde se realizaron los muestreos.



La laguna Brava (27° 29' 12"S-58° 41' 00"O) se localiza a 15 km de la ciudad de Corrientes en cercanías de la ruta 5 que une esta ciudad con la localidad de San Luis del Palmar (Fig. 6 a y b). Se encuentra cercana al barrio “Laguna Brava”, un asentamiento que presenta una población aproximada de 6200 habitantes. Su forma es 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). Es una laguna poco profunda (0,50-1,50 m), sin embargo, en los períodos de lluvias abundantes y prolongadas, la profundidad puede alcanzar 1,8 m; por el contrario, disminuye marcadamente cuando el aporte de lluvias es bajo, como ocurrió entre 1998 y 2005. De acuerdo a las características físicas y químicas del agua registradas por Bonetto *et al.* (1978), la transparencia del agua medida con el disco de Secchi es de moderada a baja y fluctúa durante un ciclo anual, siendo más baja cuando la profundidad disminuye por la remoción eólica de los sedimentos del fondo. Presenta baja conductividad eléctrica, buena disponibilidad de oxígeno disuelto en el agua y pH de ácido a neutro. Las condiciones actuales de la laguna son diferentes a las descritas por Bonetto *et al.* (1978) debido a que entre 1997 y 1998 se vertieron efluentes sin previo tratamiento provenientes de una industria textil, que ocasionaron cambios en la calidad del agua (disminución del oxígeno disuelto y aumento en la conductividad eléctrica, el pH) y en la composición de las especies del fitoplancton (Asselborn y Zalocar de Domitrovic, 2000).

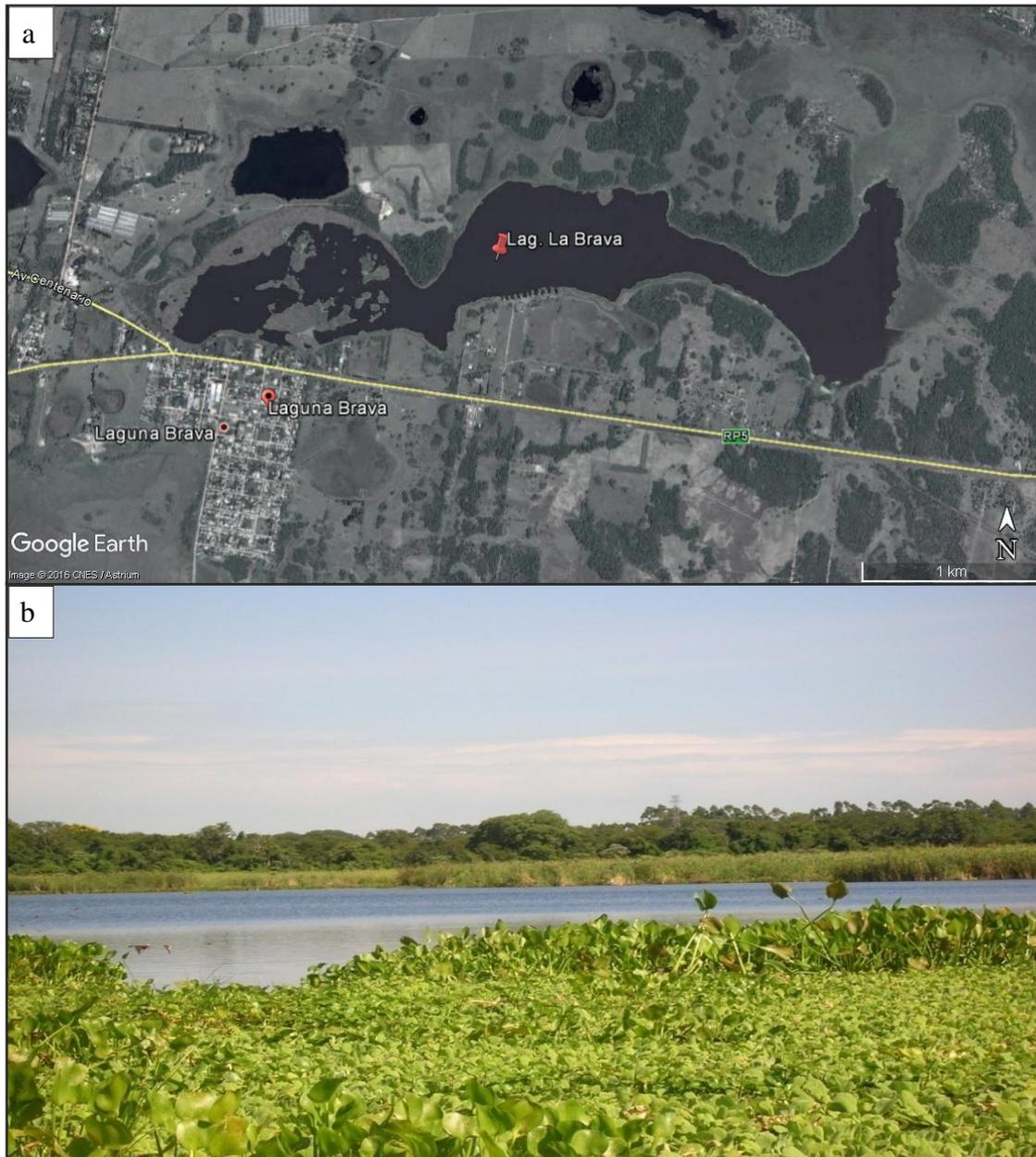


Fig.6: Laguna Brava. a) Imagen satelital mostrando su ubicación y, b) fotografía de la misma.

La laguna Pampín ($27^{\circ} 29'S-58^{\circ} 45'O$) es una laguna periurbana localizada unos 13 Km al este de la ciudad de Corrientes, en las cercanías de la antigua ruta que unía la ciudad de Corrientes con San Luis de Palmar (Fig. 7 a y b). Su forma es aproximadamente pentagonal, posee una superficie de 70 ha y su profundidad varía entre 0,60 y 1,60 m. Su fondo es arenoso con una capa de detritos orgánicos provenientes de la descomposición de las plantas acuáticas, cuyo espesor varía en diferentes sectores de la laguna alcanzando hasta 50 cm en algunos sitios (Zalocar de Domitrovic *et al.*, 1998).

En los márgenes del cuerpo de agua se encuentran asentamientos de tipo precario donde se alojan familias enteras que arrojan sus residuos a la laguna. Además, en las cercanías, existen plantaciones de citrus y hortalizas, cuyos agroquímicos podrían llegar hasta la laguna a través del agua de escorrentía.

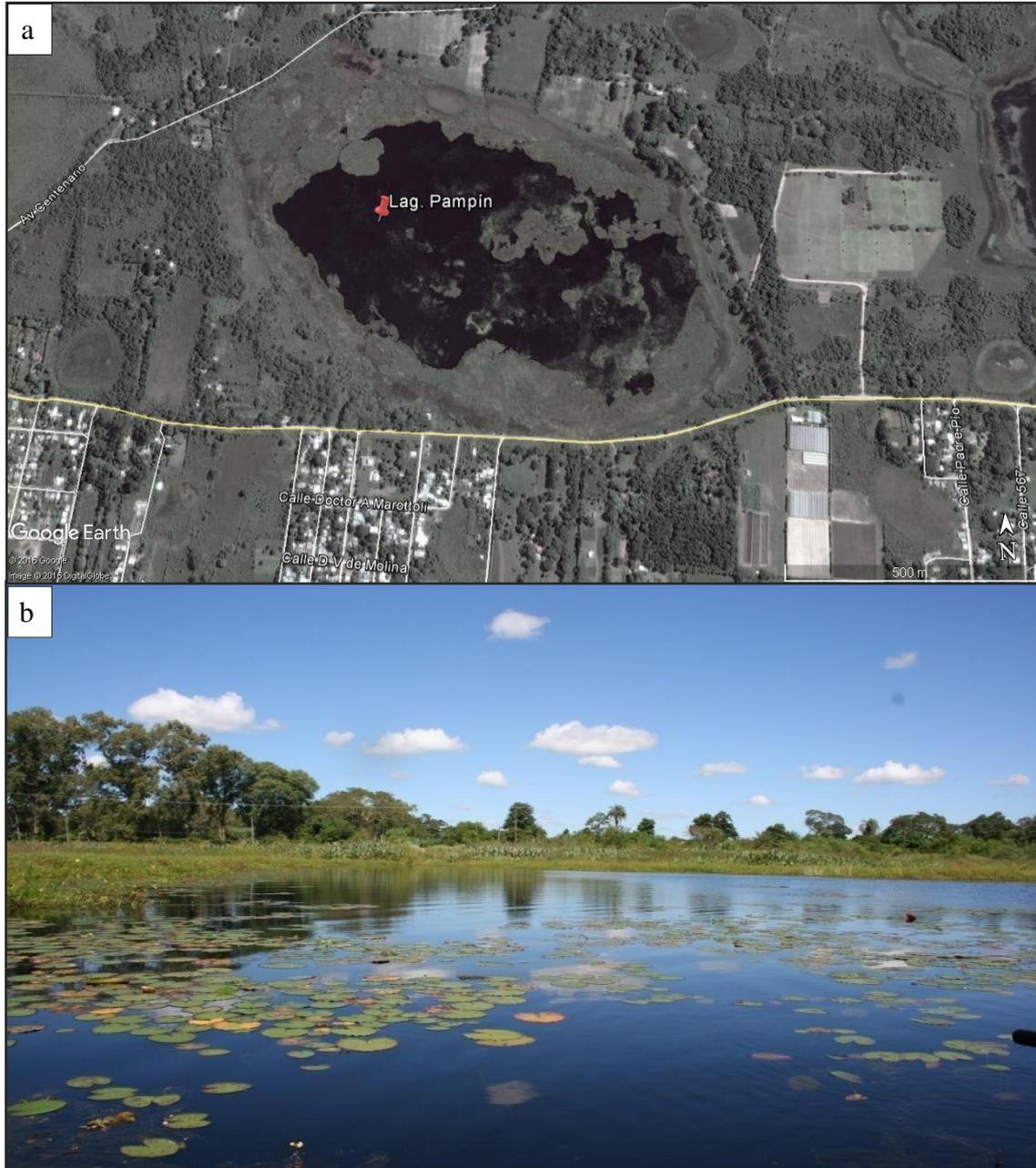


Fig. 7: Laguna Pampín. a) Imagen satelital mostrando su ubicación y, b) fotografía de la misma.

Entre las localidades de Paso de la Patria e Itatí, se estudiaron tres lagunas pequeñas (N°1, N°2 y N°3) localizadas en las cercanías de la Ruta 12 (entre los $27^{\circ}22'13''\text{S}$ - $58^{\circ}16'52''\text{O}$ y $27^{\circ}32'21''\text{S}$ - $58^{\circ}33'17''\text{O}$), las cuales presentan una superficie que varía entre 5 y 7 ha (Fig. 8, 9, 10 a y b). De acuerdo a muestreos



exploratorios realizados luego de un prolongado período de escasas precipitaciones durante el año 2010, estas lagunas presentaban poca profundidad y elevada cobertura de plantas flotantes libres y arraigadas de hojas flotantes como: *Salvinia biloba*, *Eichhornia azurea* e *Hydrocotyle* sp., además de embalsados de *Oxycaryum cubense* en la laguna N°3. La temperatura del agua en el área vegetada fluctuó entre 22 y 25,2 °C, la conductividad eléctrica varió entre 35 y 71 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, el pH fue ácido (entre 5,34 y 5,86) y la concentración de oxígeno disuelto en el agua alcanzó valores de saturación comprendidos entre 69 y 120 %. La transparencia del agua fue alta en todas las lagunas, con valores del disco de Secchi próximos al metro de profundidad. Esto posibilitó la presencia de praderas de plantas sumergidas (*Egeria najas* y *Cabomba caroliniana*), lo cual explicaría, a su vez, los altos porcentajes de saturación de oxígeno disuelto hallados en las mismas.

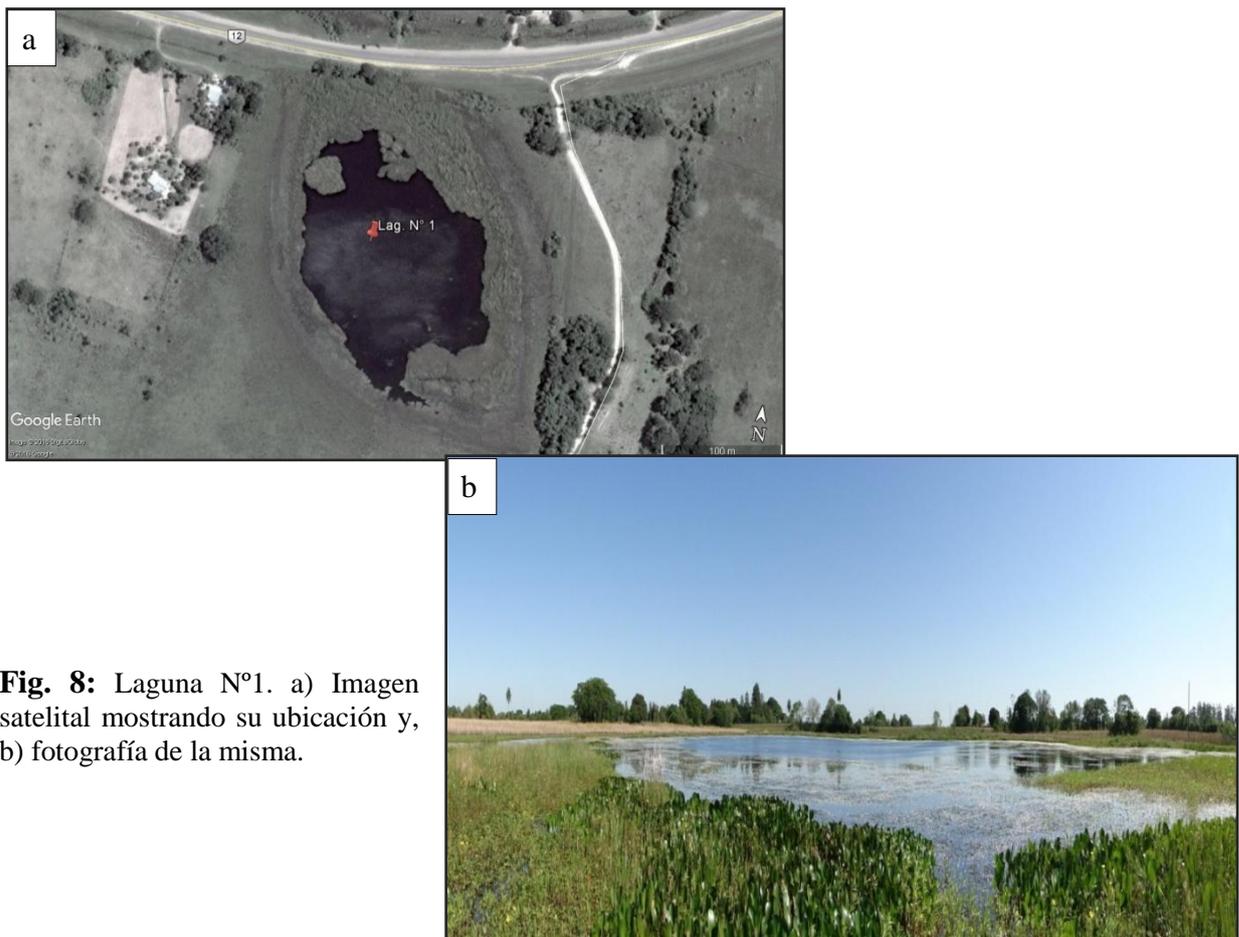


Fig. 8: Laguna N°1. a) Imagen satelital mostrando su ubicación y, b) fotografía de la misma.



Fig. 9: Laguna N°2. a) Imagen satelital mostrando su ubicación y, b) fotografía de la misma.



Fig. 10: Laguna N°3. a) Imagen satelital mostrando su ubicación y, b) fotografía de la misma.



Las lagunas Soto ($28^{\circ}15'20''\text{S}$ - $58^{\circ}36'49''\text{O}$) y Sánchez ($28^{\circ}10'07''\text{S}$ - $58^{\circ}38'37''\text{O}$) se localizan en la Ciudad de Saladas, Corrientes (Fig. 11 y 12 a, b), la cual posee una población de 12864 habitantes aproximadamente (INDEC, 2010) y es el principal centro urbano del Departamento homónimo. La primera de ellas se encuentra situada dentro del ejido urbano y es utilizada como balneario y sitio de recreación, mientras que la segunda, se ubica en la zona periférica de la ciudad. Las unidades de paisaje representativas en esta zona son: áreas rurales, lagunas, bosques, arbustales y bañados (Poi de Neiff *et al.*, 1999). Ambas lagunas tienen fondo arenoso y se caracterizan por presentar escasa profundidad, baja conductividad eléctrica, alta transparencia y concentración de oxígeno disuelto y pH entre neutro y básico. Presentan formaciones flotantes de *Salvinia biloba*, *Hydrocleis nymphoides*, *Nymphoides indica* y plantas sumergidas como *Cabomba caroliniana*, *Egeria najas* y *Ceratophyllum demersum*. En el área litoral, los juncales de *Schoenoplectus californicus* forman parches o franjas de hasta 50 m de ancho y los canutillares de *Paspalidium paludivagum* crecen entre los juncales (Poi de Neiff *et al.*, 1999).

Hasta comienzos de 1997 los efluentes no tratados de los pobladores de los barrios con sistemas de recolección de aguas cloacales (el 5% del total) eran descargados sin tratamiento previo en la laguna Soto (Poi de Neiff *et al.*, 1999). Esto provocó la eutrofización del cuerpo de agua como consecuencia del aumento de los nutrientes, especialmente de las concentraciones de nitrógeno y fósforo, ocasionando el aumento de la biomasa del fitoplancton, lo que generó que la laguna pase al estado alternativo de aguas turbias. En el año 2000, comenzó a funcionar la planta de tratamiento de agua para evitar el vertido de los efluentes a la laguna. Debido a ello, durante el período 2000-2010 la laguna pasó al estado alternativo de aguas claras y presentó cobertura de plantas acuáticas sumergidas como *Egeria najas* (Poi *et al.*, 2016). La laguna Sánchez no presentó signos de eutrofización.

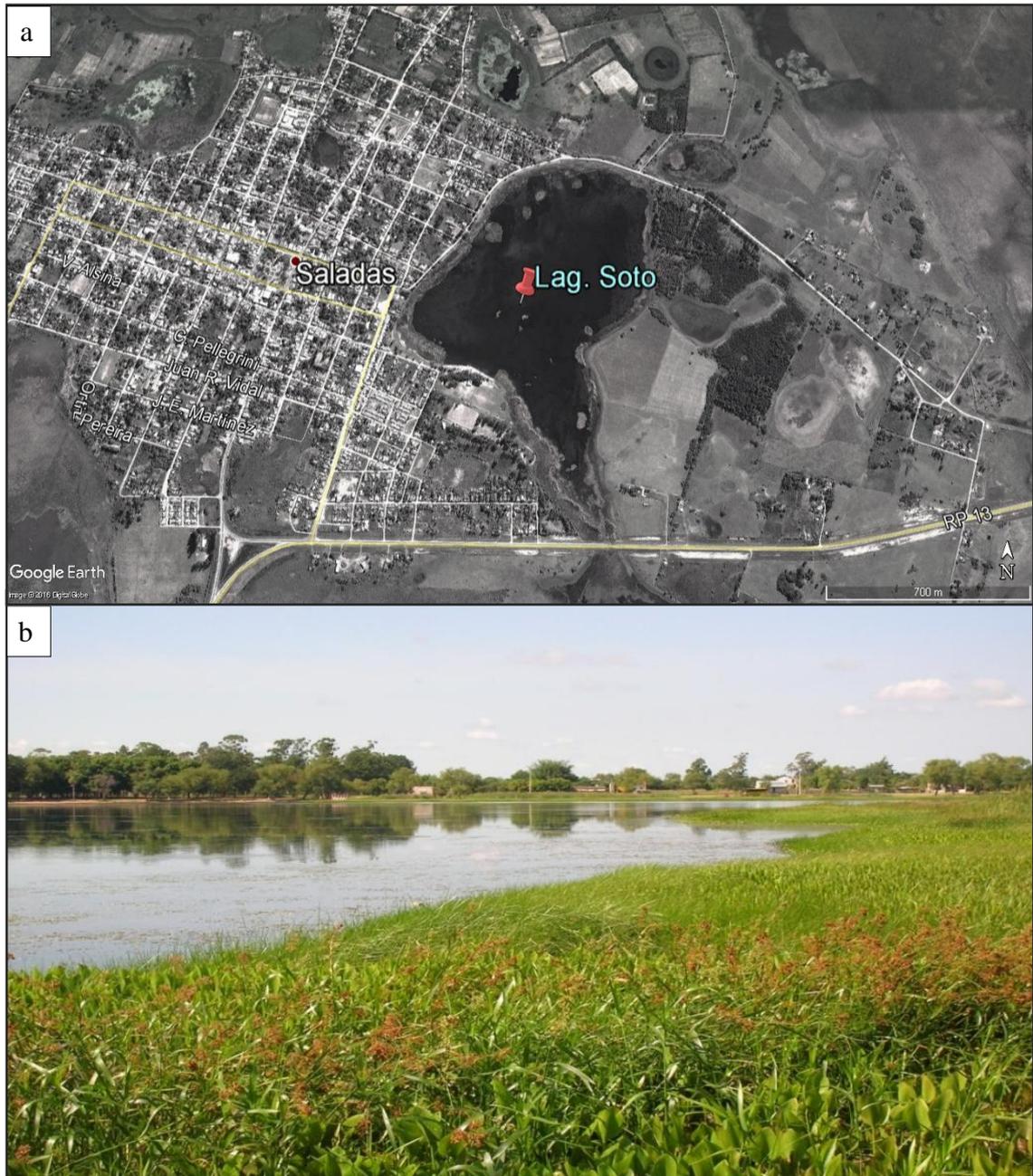


Fig. 11: Laguna Soto. a) Imagen satelital mostrando su ubicación y, b) fotografía de la misma.

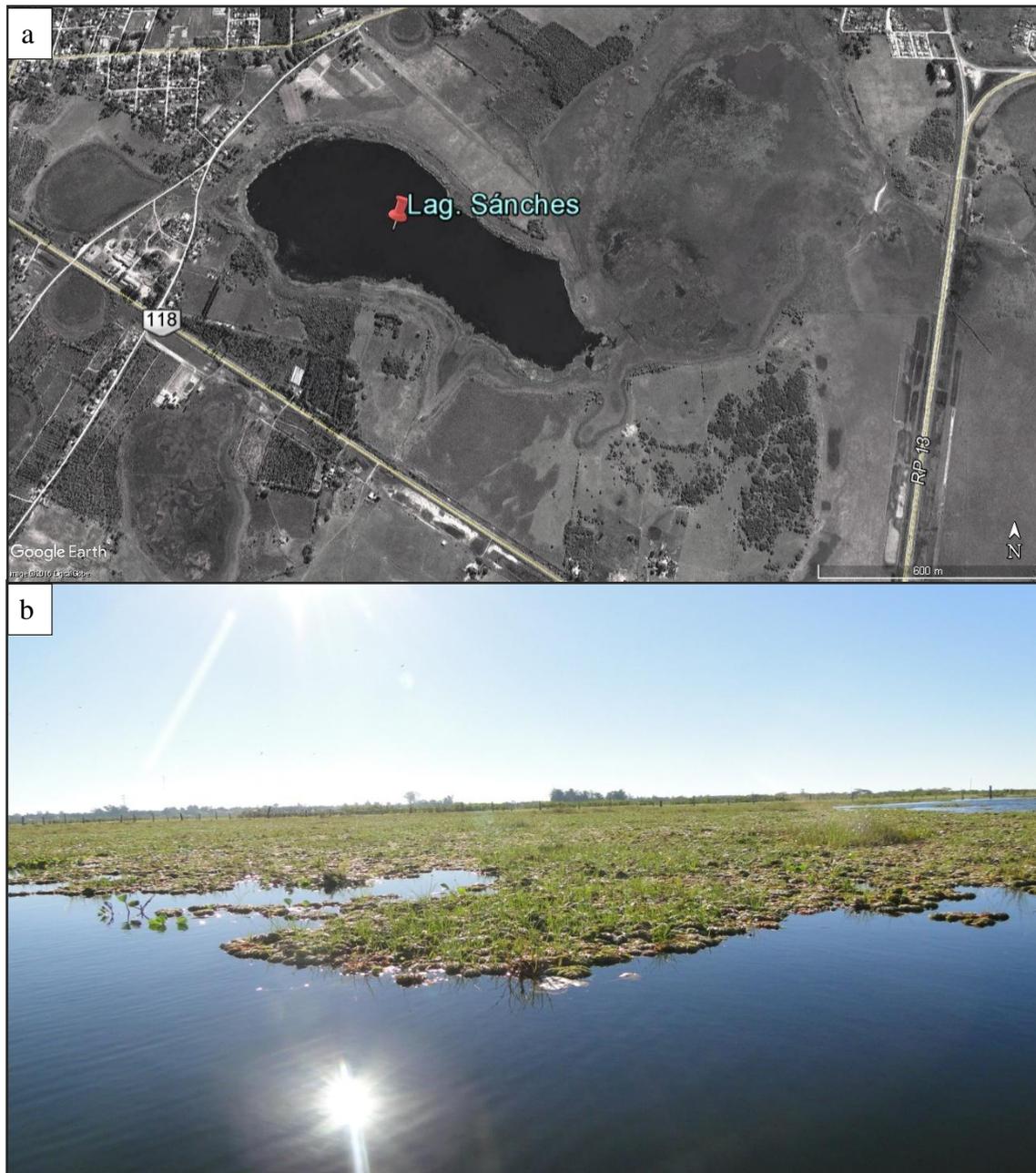


Fig. 12: Laguna Sánchez. a) Imagen satelital mostrando su ubicación y, b) fotografía de la misma.

Métodos de muestreo y procesamiento del material biológico

Los ambientes estudiados presentaron simultáneamente carpetas dominadas por una o dos especies de plantas acuáticas (flotantes libres, arraigadas de hojas flotantes y sumergidas) con cobertura mayor al 30 %. Los muestreos se realizaron en primavera, verano, otoño e invierno, durante el período febrero 2011-marzo 2013. En cada fecha de muestreo, se emplearon equipos digitales para medir simultáneamente la temperatura



del aire y del agua, la conductividad eléctrica (como expresión de la salinidad del agua) con el equipo Water Quality Instrument YSI Model 33, la concentración de oxígeno disuelto en el agua (oxímetro Oxi-30 WTW) y el pH (peachímetro Chekmate 90 Corning) (Fig. 13 a, b, c y d). La transparencia del agua fue indicada por la medida del disco de Secchi. La profundidad fue medida utilizando una soga con un lastre en un extremo, el cual se introdujo en el cuerpo de agua, marcando la medida de la profundidad para luego ser determinada con una cinta métrica. Para estimar la biomasa del fitoplancton, la concentración media y máxima de Clorofila *a* en el agua fue medida por el método fluorocolorimétrico (APHA, 1975) en muestras de agua de 500 ml tomadas subsuperficialmente con un equipo Fluoro-colorimeter (AMINCO). También se determinó el contenido de nitrógeno y fósforo por medición espectrofotométrica a 543 nm y 882 nm, respectivamente, empleando el Spectofotometer Uv Vis (Metrolab 1700). Las mediciones fueron tomadas en el centro de la laguna aproximadamente, en un espacio libre de vegetación acuática.

La afectación antrópica se evaluó teniendo en cuenta la presencia de viviendas o asentamientos precarios en los bordes o cercanías de las lagunas, los usos de tierras aledañas (cultivos de arroz, cítricos u hortalizas) y la existencia de industrias que viertan sus desechos directamente en los cuerpos de agua, así como también, se consideraron los parámetros físico-químicos del agua, especialmente la concentración de Clorofila *a* y el contenido de nitrógeno y fósforo, utilizados como indicadores del grado de eutrofia de las lagunas (Poi de Neiff *et al.*, 1999).



Fig. 13: Instrumentos utilizados para la medición de las variables físico-químicas del agua: a) oxímetro, b) conductímetro, c) peachímetro portátil, d) toma de muestra de agua para el análisis químico.

Para obtener los macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática, se recolectaron tres muestras de cada especie de planta acuática flotante libre (*Salvinia biloba* y *Pistia stratiotes*), arraigada de hojas emergentes (*Eichhornia azurea*) y sumergida (*Egeria najas* y *Ceratophyllum demersum*), Fig. 14 a, b, c y d. Algunas de estas especies coexistieron en cuatro de las lagunas estudiadas, en todas las estaciones del año. Las muestras fueron obtenidas utilizando una red de 35 cm de diámetro y 500 μm de apertura de malla, que delimita un área de 962 cm^2 (Poi de Neiff y Carignan, 1997). La red, con un mango de 1,5 m de largo, operada desde un bote, se introdujo verticalmente debajo de las raíces hasta aproximadamente 70 cm de profundidad levantándola en posición horizontal para favorecer la captura de los organismos que viven en las raíces (Fig. 15 a y b). Se tuvo especial cuidado en verificar la distancia existente entre cada muestra recolectada (al menos tres metros entre cada una), a fin de

minimizar el error de muestreo. Las muestras fueron colocadas en bolsas plásticas y fijadas con formaldehído al 4%.



Fig. 14: Especies de plantas acuáticas recolectadas, a) *Pistia stratiotes*, b) *Salvinia biloba*, c) *Eichhornia azurea*, d) *Egeria najas*.



Fig. 15: Instrumento utilizado para la obtención del material biológico: a) red o copo de mano, b) recolección de la vegetación acuática.



En el laboratorio, las plantas fueron agitadas repetidas veces en un recipiente con agua y su contenido filtrado por tamices (Fig. 16) de diferente tamaño de malla (1 mm y 500 μm) para facilitar la separación de los invertebrados, la cual se realizó manualmente empleando una pinza. Los individuos fueron preservados en alcohol al 70 %.



Fig. 16: Tamices de 1 mm (parte superior) y 500 μm (parte inferior) de apertura de malla, para la separación de los invertebrados.

El peso seco de las plantas acuáticas se obtuvo secándolas en estufa a 105 °C durante 48 horas.

Los macroinvertebrados fueron clasificados, contabilizados y medidos bajo lupa binocular empleando una regla milimetrada. La identificación taxonómica se realizó a nivel de Familia, utilizando las claves de Thorp y Covich (2001), Merritt y Cummins (1996) y, algunos insectos, fueron clasificados a nivel de Género o Especie siguiendo a Angrisano (1992), Lopretto y Tell (1995), Trivinho-Strixino y Strixino (1995), Michat *et al.* (2008), Domínguez y Fernández (2009), Ramírez (2010) y Libonatti *et al.* (2011).

Para obtener el peso seco constante de los macroinvertebrados, un número determinado de individuos de cada taxón fueron colocados en una estufa a 60°C (Fig. 17 a) y, posteriormente, pesados en una balanza digital Shimadzu AUW 220D (Fig. 17 b). Dicho número se manifestó variable ya que en el caso de insectos de mayor tamaño se precisó un número menor de ejemplares que para insectos de tamaño más pequeño.



Fig. 17: Obtención del peso seco constante de los taxones seleccionados, a) secado en estufa, b) pesaje en balanza de precisión.

La asignación de los macroinvertebrados a un determinado grupo trófico funcional se realizó siguiendo la clasificación de Merrit y Cummins (1996).

La metodología específica y los análisis estadísticos utilizados se describirán en los capítulos correspondientes.

CAPÍTULO III



*ESTRUCTURACIÓN DEL
HÁBITAT DE LOS
MACROINVERTEBRADOS
POR LAS PLANTAS
ACUÁTICAS*



INTRODUCCIÓN

La estructuración del hábitat es uno de los factores fundamentales que determinan la distribución de los organismos en todas las escalas espaciales y, la vegetación, es de suma importancia en el modelado de la estructura del ambiente para los invertebrados en una variedad de sistemas (McAbendroth *et al.*, 2005). Durante una investigación intensiva sobre las plantas acuáticas sumergidas de lagos templados, se encontró que la abundancia de los invertebrados fitófilos estuvo relacionada a la biomasa de las plantas, las características de las carpetas de macrófitas y a las fechas de muestreo (Cyr y Downing, 1988). La riqueza de especies de invertebrados de las plantas flotantes libres y arraigadas en humedales de la planicie de inundación conectados al río Paraná (Poi de Neiff y Neiff, 2006; Thomaz *et al.*, 2008; Fontanarrosa *et al.*, 2013), estuvo afectada por la composición específica de las macrófitas y fue relacionada a la biomasa de plantas (Poi de Neiff y Neiff, 2006), el porcentaje de cobertura y el peso seco de las plantas (Fontanarrosa *et al.*, 2013).

Bajo las mismas condiciones limnológicas, las formas de crecimiento y el tipo de macrófitas tuvieron efectos sobre la abundancia de los macroinvertebrados (Walker *et al.*, 2013) y su biomasa (Tessier *et al.*, 2004). El tamaño, el área de la hoja, el índice morfológico y la rugosidad de las hojas son algunos de los rasgos morfológicos que indican la complejidad de la arquitectura de la planta (Vieira *et al.*, 2007; Warfe *et al.*, 2008; Monção *et al.*, 2012; Walker *et al.*, 2013). La teoría de la geometría fractal surgió como una herramienta para medir la complejidad del hábitat y ha sido aplicada a grandes escalas espaciales en diferentes ambientes (Dibble y Thomaz, 2009). El índice fractal fue relacionado a la abundancia de los invertebrados (Ferreiro *et al.*, 2011), riqueza de especies (Thomaz *et al.*, 2008), a la relación biomasa-tamaño del cuerpo y a la biomasa total de invertebrados (McAbendroth *et al.*, 2005).

En los humedales subtropicales alimentados por lluvias, es frecuente la falta de una fuerte variación temporal en las colectividades de macroinvertebrados (Kratzer y Batzer, 2007) pero, el patrón estacional, es altamente variable en los humedales anegados estacionalmente (Miller *et al.*, 2008).

En este capítulo, se comparó la abundancia y riqueza de macroinvertebrados asociados a dos especies de plantas acuáticas con diferentes características morfológicas (*Salvinia biloba* y *Egeria najas*) que habitan una laguna subtropical en las distintas estaciones del año.



MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Los muestreos se llevaron a cabo en la laguna Sánchez ($28^{\circ}10'07''\text{S}$ - $58^{\circ}38'37''\text{W}$) localizada en el departamento de Saladas (Corrientes, Argentina). Es una laguna periurbana pequeña (625390 m^2), de escasa profundidad (profundidad media: 1,23 m), representativa de las lagunas sub-redondeadas alimentadas por lluvias situadas en los grandes humedales de la provincia de Corrientes (Poi y Galassi, 2013 b).

Las especies de plantas dominantes en este cuerpo de agua fueron *Salvinia biloba* y *Egeria najas*, las cuales conforman dos tipos de hábitats diferentes caracterizados por su complejidad estructural. *Salvinia* es un género endémico de los sistemas de los ríos con planicie de inundación neotropicales que habita lagunas desconectadas y, es invasiva en aguas cálidas de diferentes continentes (Monção *et al.*, 2012). *Egeria najas* es nativa del sistema del río Paraná y típicamente habita en lagunas con alta transparencia del agua con influencia remota del río Paraná en Argentina (Neiff, 1986). Estas especies forman grandes masas de vegetación y provocan serios problemas en reservorios de las regiones tropical y subtropical (Bini *et al.*, 1999).

Métodos de muestreo

Cuatro muestras de cada especie de planta acuática (*S. biloba* y *E. najas*) y los invertebrados asociados fueron recolectados en primavera, verano, otoño e invierno. Tanto la recolección del material biológico, como su procesamiento en el laboratorio y la medición de variables físico-químicas del agua, se realizaron siguiendo la metodología descrita en el Capítulo II de la presente tesis.

Los macroinvertebrados fueron contabilizados e identificados al menor nivel taxonómico posible utilizando claves específicas. La abundancia de los invertebrados fue expresada como ind.1000 g de peso seco de vegetación, lo cual permite realizar comparaciones entre las dos especies de plantas analizadas. Esta unidad de referencia no es afectada por los cambios en la cobertura de las plantas flotantes libres o por los cambios de volumen ocupado por *E. najas*. En *S. biloba*, también fue calculado el número de ind.m².

Para caracterizar los diferentes tipos de hábitat, se seleccionaron 12 rasgos de las plantas acuáticas de acuerdo al criterio propuesto por Willby *et al.* (2000) y Monção *et*



al. (2012). Para calcular la dimensión fractal de *S. biloba* y *E. najas*, se tomaron 4 porciones representativas de cada especie de planta acuática, las que fueron fotografiadas con una cámara digital Canon Rebel T3/EOS 1100D (12,2 megapíxeles, zoom de la lente EF-S 18-55mm), capturando un área de 100,47x150,71 cm². Se tomaron un mínimo de cuatro fotografías de cada porción de planta acuática. Las imágenes TIFF seleccionadas fueron convertidas a escala de grises y luego a mapa de bits para generar una imagen en blanco y negro, las cuales fueron posteriormente modificadas para ajustar las sombras con el fin de resaltar las características de las plantas (Dibble y Thomaz, 2009). El procesamiento de las imágenes fue realizado con el programa Adobe Photoshop CS5 Extended 12.0. La dimensión fractal (D) del área (D_A) y del perímetro (D_P) fueron calculadas empleando el método de la caja contable (Sugihara y May, 1990) con el programa ImageJ 1.49v (Rasband, 2015). Para estimar las dimensiones fractales se utilizaron una serie de tamaños de cuadrados de 2, 4, 6, 8, 12, 16, 32, 64, 128 y 256 píxeles de ancho (Thomaz *et al.*, 2008).

Análisis de datos

Para comparar la abundancia y riqueza de familias de las colectividades de invertebrados hallados en *S. biloba* y *E. najas* en las distintas estaciones del año, se llevó a cabo un test de Kruskal-Wallis. Se ordenó la abundancia de 16 géneros/especies dominantes de invertebrados utilizando un Análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) con el fin de evaluar el patrón anual de las colectividades de invertebrados. Para confirmar los resultados, se realizó un Análisis de Similitud (ANOSIM), Clarke (1993), utilizando la distancia de Bray-Curtis. Para examinar la β diversidad espacial y temporal, se obtuvieron los Coeficientes de Complementariedad (Colwell y Coddington, 1994). Los análisis estadísticos fueron realizados con los software PAST 2.08 (Hammer *et al.*, 2001) e InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2013).

RESULTADOS

Área de estudio

Durante el período de estudio, el agua fue transparente con alta concentración de oxígeno disuelto (media 8,02 \pm 0,71 mg.l⁻¹). Las temperaturas del agua fueron altas generalmente (13,9 °C en invierno y 31 °C en verano), los valores de pH rondaron la



neutralidad (entre 6,5 y 7,4) y la conductividad eléctrica varió entre 57 y 73 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Los contenidos de fósforo y nitrógeno total oscilaron entre 95 y 105 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ y 25 y 38 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, respectivamente.

Salvinia biloba abarcó una franja estrecha alrededor de toda el área litoral, mientras que *E. najas* cubrió el 35 % del área de la laguna estudiada. Ambas especies coexistieron bajo las mismas condiciones limnológicas en carpetas (*S. biloba*) y praderas sumergidas (*E. najas*) monoespecíficas. *Salvinia biloba* presenta una arquitectura con frondes aéreas y sumergidas, proporcionando mayor complejidad de hábitat que *E. najas* (Tabla 1). Sin embargo, los valores de las dimensiones fractales estimados, tanto para el área (D_A) como para el perímetro (D_P), fueron ligeramente mayores para *S. biloba*. El número de plantas por unidad de superficie varió durante el período de muestreo en las carpetas de plantas flotantes libres de *S. biloba*, principalmente, por la acción del viento. La biomasa de plantas por m^2 varió a través de las estaciones y sus valores promedios se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1: Rasgos de las plantas acuáticas que caracterizan los diferentes tipos de hábitats.

Rasgos	<i>Salvinia biloba</i>	<i>Egeria najas</i>
Tamaño	≤ 15 cm	≤ 200 cm
Forma de crecimiento	Flotante libre, superficie	Arraigada, sumergida y/o hojas flotantes
Características de las frondes/hojas	Bilobadas, opuestas, con emergencias en la cara superior con pelos soldados entre sí en sus ápices	Entera, recurvada hacia abajo y serrada, típicamente en arreglos de 5 en cada nudo
Rizoma/tallo	Rizoma rastrero y piloso	Tallo de 0,5 a 1,5 cm de diámetro
Área de la fronde/hoja	Mediana ($1-20$ cm^2)	Pequeña (< 1 cm^2)
Ancho máximo de la fronde/hoja	$2 \pm 0,39$ cm	$0,25 \pm 0,03$ cm
Perímetro de la fronde/hoja	$10 \pm 2,05$ cm	$3,88 \pm 0,42$ cm
Biomasa de la planta	$132,43 \pm 26,48$ g/m^2	$290,14 \pm 44,96$ g/m^2
Longitud de las frondes sumergidas	$4 \pm 0,76$ cm	-
Dimensión fractal	$1,84 \pm 0,04$ (área) $1,58 \pm 0,05$ (perímetro)	$1,81 \pm 0,02$ (área) $1,44 \pm 0,03$ (perímetro)
Reproducción sexual/asexual	Esporas/Rizomas	Semillas/Fragmentos del tallo

**Abundancia y riqueza de taxones de las colectividades de invertebrados.**

Un total de 15482 invertebrados de 9 grupos mayores fueron registrados en ambos tipos de hábitat (*S. biloba* y *E. najas*). Se encontraron 40 familias y 24 géneros en *S. biloba* y 21 familias y 14 géneros en *E. najas*. Hubo variaciones estacionales en la abundancia relativa y en los arreglos específicos de taxones de invertebrados en ambos hábitats (Tabla 2). Además, hubo diferencias significativas en la riqueza de especies entre ambos tipos de hábitat ($H = 5,33$; $p < 0,0286$). Las familias más abundantes en *S. biloba* fueron Chironomidae, Ceratopogonidae, Hyalellidae y Naididae. La abundancia de invertebrados de *E. najas* estuvo dominada por Chironomidae, Naididae y Ancylidae (Tabla 2).

Tabla 2: Abundancia relativa promedio de las familias de macroinvertebrados halladas en ambos tipos de hábitat en diferentes estaciones del año (P: primavera, V: verano, O: otoño, I: invierno).

Taxones	<i>Salvinia biloba</i>				<i>Egeria najas</i>			
	P	V	O	I	P	V	O	I
INSECTA								
Lepidoptera			1,28					
Crambidae								
<i>Parapoynx</i> sp.	0,15			0,04				
Nepticulidae				0,04				
Diptera								
Chironomidae	9,94	13,45	38,47	8,11	53,23	31,45	29,29	23,53
<i>Ablabesmyia</i> sp.	5,04				0,30		0,12	
<i>Tanytarsus</i> sp.					23,02			
Ceratopogonidae	37,84	6,72	9,37	9,21	0,09	0,16	0,26	
Culicidae	0,78	1,38	2,93					
Tabanidae	0,30		0,05	0,51				
Stratiomyidae		0,53	1,64	0,51				
Ephydriidae		1,01		0,17	0,95	0,61	2,16	0,34
Odonata								
Coenagrionidae	0,56	2,05	2,37	1,99	1,33	2,26	2,46	4,96
Libellulidae	0,61	0,55	0,44	1,00		0,75	0,12	0,34
Coleoptera								
Curculionidae								
<i>Ilodytes</i> sp.					0,56	1,30	1,23	1,98
Otros Curculionidae	0,25	0,69	0,18					
Psychomyidae								
Hydrophilidae								
<i>Helochaers</i> spp.	0,42	1,06	0,92	5,89				
<i>Enochrus</i> spp.	0,02		0,15	0,30				



<i>Derallus</i> spp.	0,07	0,55	0,18	0,84				
<i>Tropisternus</i> spp.		0,20	0,08	0,60				
<i>Paracymus</i> spp.		2,31	2,26					
<i>Berosus</i> spp.		0,11						
<i>Hydrochus</i> spp.		0,28	0,07					
Hydrophilidae (larvas)	1,31	8,03	4,35	2,94				
Dytiscidae				3,75				
<i>Desmopachria</i> spp.	0,26	1,46	0,34					
<i>Laccophylus</i> spp.		0,35	0,27	0,38				
<i>Liodessus</i> sp.		0,52						
Dytiscidae (larvas)		1,85	1,83	0,62		1,79		
Noteridae			1,74	1,31				
<i>Hydrochanthus</i> spp.	0,70	1,64		1,26	0,32		0,19	
Hydrochidae				0,13				
Scirtidae		1,50	4,16	1,95				
Chrysomelidae				0,72				
Scarabeidae				0,04				
Staphylinidae	0,18	0,30	0,06	0,04				
Lampyridae		0,11	0,07	0,43				
Pselaphidae		0,58	0,03					
Heteroptera								
Lygaeidae			2,29	0,08				
Corixidae								
<i>Tenagobia</i> sp.					0,57	1,72	0,22	
Naucoridae								
<i>Pelocoris</i> sp.	0,13	0,38	0,45	0,55		0,45	1,06	
Pleidae								
<i>Neoplea</i> sp.	0,32	0,64	0,03	0,51	0,80	1,92	0,12	
Hebridae	1,18	5,68	3,95					
Belostomatidae								
<i>Belostoma</i> sp.	0,06	0,11	0,36	0,21				
Nepidae								
<i>Ranatra</i> sp.	0,02							
Hemiptera								
Aphididae				0,50				
Ephemeroptera								
Caenidae								
<i>Caenis</i> sp.	1,39	0,5	0,03	0,55	0,38	0,42	0,93	0,19
Baetidade								
<i>Callibaetis</i> sp.	0,04	0,07	0,09			0,44	0,82	0,13
Trichoptera							0,97	
Hydroptilidae	0,87							
Polycentropodidae				0,04				
Leptoceridae								0,44
Psychomyiidae		0,27	0,19					0,46
Orthoptera								
Acrididae								
<i>Paulinia acuminata</i>			0,25					



ARACHNIDA									
Araneae				0,55					
OSTRACODA	1,97	3,10		0,76	2,79		2,30		0,76
AMPHIPODA									
Hyalellidae									
<i>Hyalella curvispina</i>	6,20	14,52	0,26	34,68	3,21	11,99	0,59		10,23
DECAPODA									
Potamonidae				0,04					
Palaemonidae									
<i>Pseudapalaemon bouvieri</i>					6,10	0,87	4,58		6,78
GASTROPODA									
Planorbiidae									
<i>Biomphalaria</i> spp.	0,79	1,40	1,72	0,59				0,12	
Ancylidae									
<i>Gundlachia</i> spp.	0,42	0,66	0,03		1,81	12,93	29,63		25,92
Ampullaridae					0,15	1,41			
Hidrobiidae				0,04					
HIRUDINEA									
Glossiphonidae									
<i>Helobdella</i> sp.	0,26	0,43	0,67	1,22	0,81	0,21	0,49		0,10
OLIGOCHAETA									
Naididae	20,83	20,53	11,63	4,77	3,45	27,01	19,64		6,86
NEMATODA				1,44					
ABUNDANCIA TOTAL	3918	2015	3243	2344	1229	816	965		952

Cuando la abundancia fue expresada como ind.1000 g de peso seco de vegetación, el número total fue significativamente mayor ($H= 18,33$; $p< 0,0001$) en *S. biloba* que en *E. najas* (Fig. 1). La abundancia máxima fue hallada en *S. biloba* durante el invierno (108605 ind.1000 g de peso seco de vegetación), mientras que *E. najas* presentó 17374,38 ind.1000 g de peso seco de vegetación en primavera. Cuando la unidad de referencia fue número de ind.m², la abundancia media en *S. biloba* varió entre 5672,21 ($\pm 138,43$) en verano y 13998,61 ($\pm 5747,57$) en primavera.

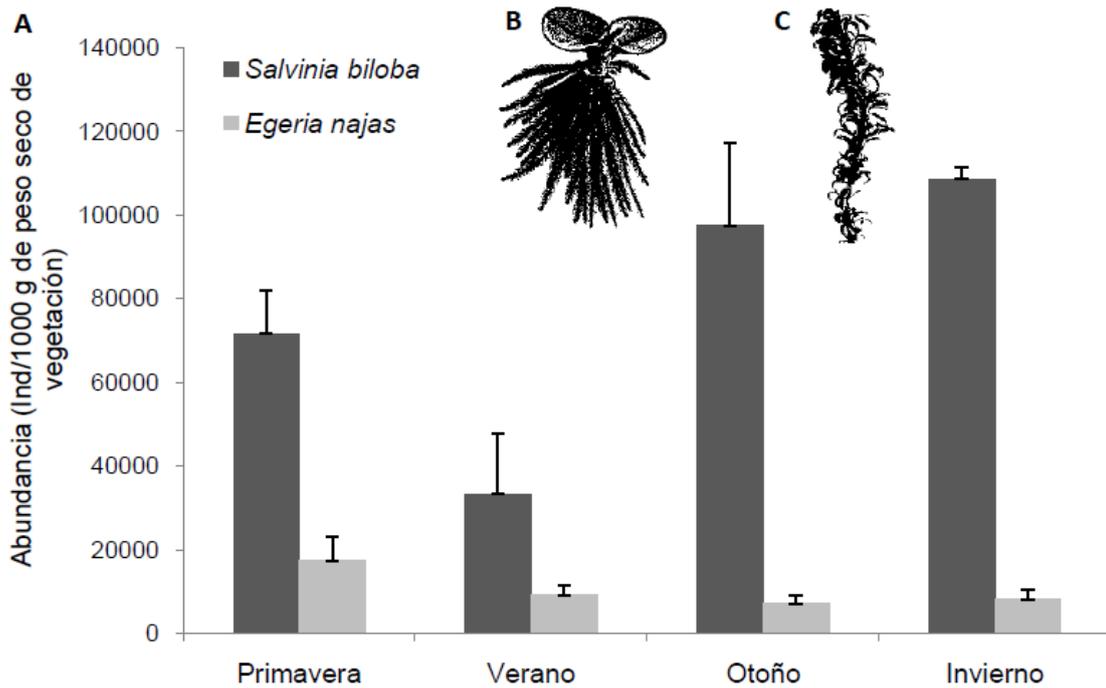


Fig. 1: A: Abundancia promedio de macroinvertebrados en ambos tipos de hábitat y en diferentes estaciones del año. Las barras muestran los desvíos estándar. **B:** *Salvinia biloba*, **C:** *Egeria najas*.

El Análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) mostró diferencias en el patrón estacional de los 16 géneros/especies de macroinvertebrados seleccionados entre ambos tipos de hábitat (*S. biloba* y *E. najas*). El primer eje del análisis NMDS, diferencia la abundancia de los macroinvertebrados entre los dos tipos de hábitat, mientras que el segundo eje, muestra diferencias entre las estaciones del año (Fig. 2). La ordenación de los ensambles de macroinvertebrados en el análisis NMDS presentó un stress final aceptablemente bajo (12 %).

Los géneros asociados a *S. biloba* y *E. najas* se encuentran agrupados a la izquierda y derecha del primer eje, respectivamente. En *S. biloba*, la colectividad de macroinvertebrados fue similar en primavera y verano, difiriendo en otoño e invierno, mientras que en *E. najas*, la colectividad hallada en primavera fue diferente a la registrada en las demás estaciones. Estos resultados fueron confirmados por un análisis de Similaridad (ANOSIM), que mostró diferencias estadísticamente significativas entre tipos de hábitat ($R= 0,94$; $p= 0,0001$) y estaciones ($R= 0,55$; $p= 0,0001$).

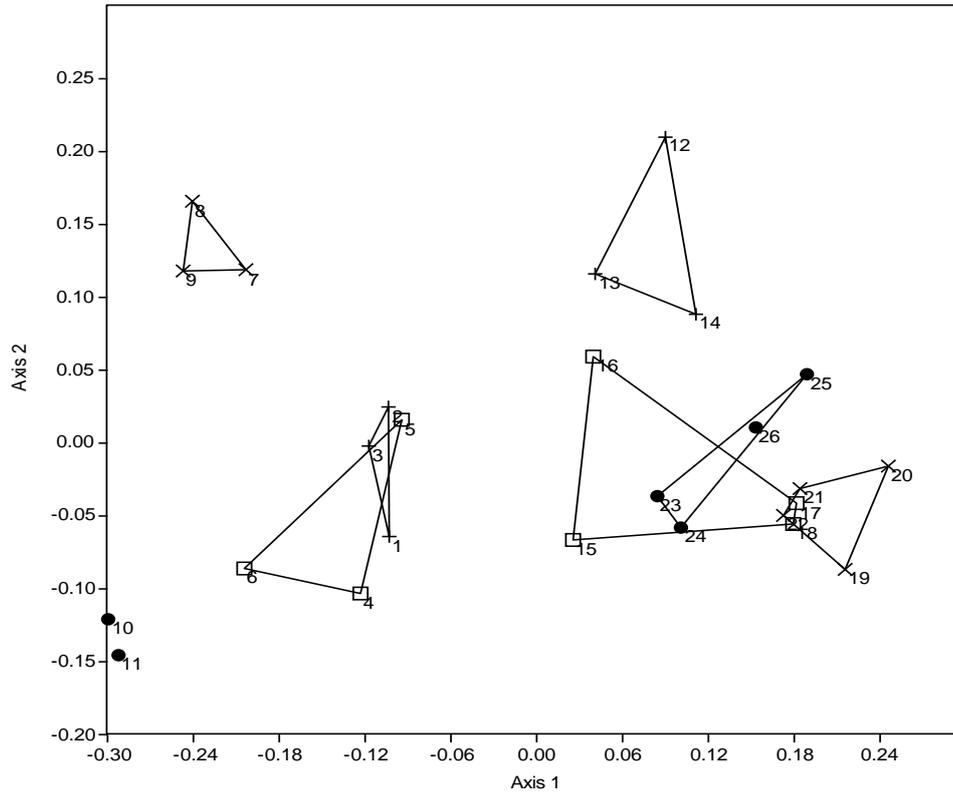


Fig. 2: Gráfico de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) mostrando la abundancia de los macroinvertebrados entre tipos de hábitat (*S. biloba* y *E. najas*) y entre estaciones. Referencias: + Primavera, □ Verano, x Otoño, • Invierno, 1-11 *Salvinia biloba*, 12-26 *Egeria najas*.

En un segundo análisis NMDS, el valor del stress (10 %) también fue aceptablemente bajo (Fig. 3). Los géneros de invertebrados asociados con *S. biloba* están agrupados a la izquierda del primer eje y aquellos asociados con *E. najas*, a la derecha del mismo. El gráfico muestra la diferenciación de cuatro grupos; el primero de ellos (G1) situado en el cuadrante superior izquierdo, comprende 9 géneros de invertebrados con baja abundancia en otoño e invierno.

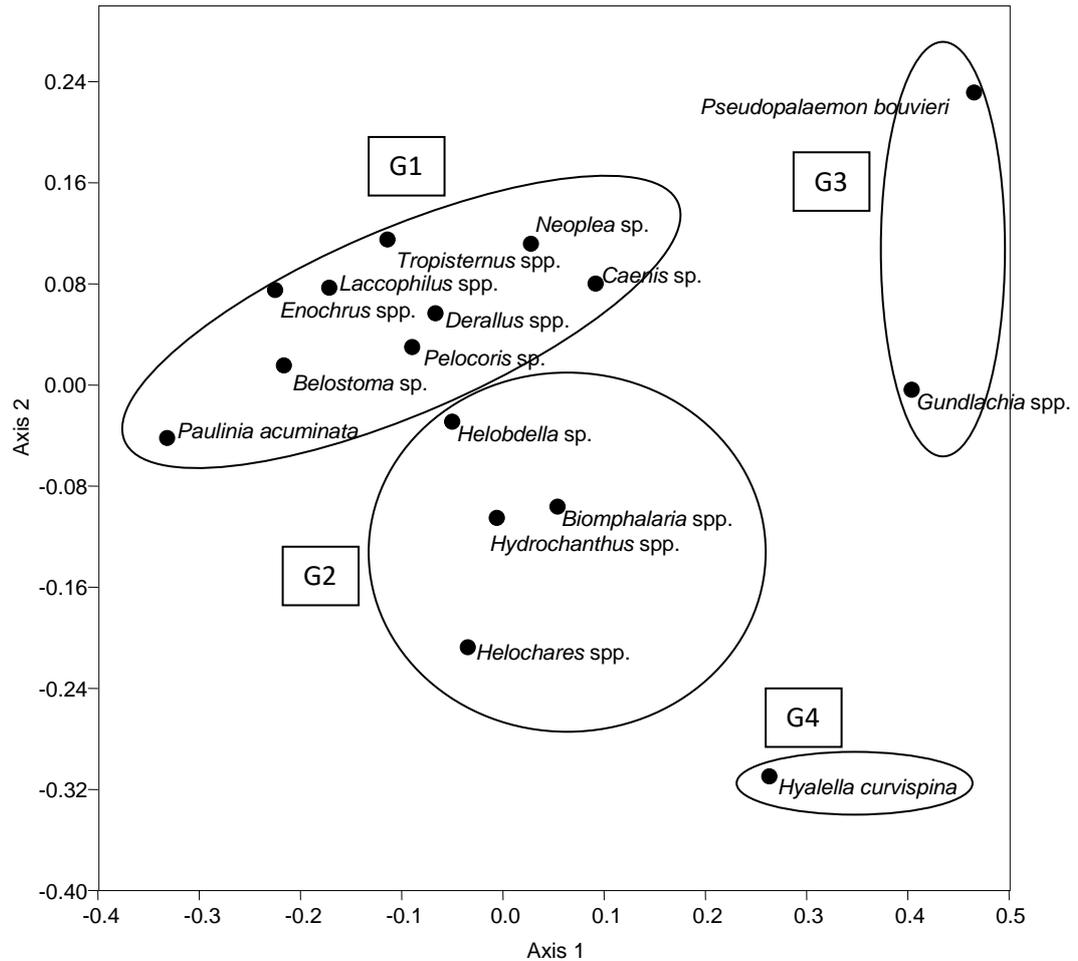


Fig. 3: Gráfico de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) mostrando el agrupamiento de los géneros de macroinvertebrados. G1: grupo 1, G2: grupo 2, G3: grupo 3, G4: grupo 4.

Paulinia acuminata, *Belostoma sp.*, *Tropisternus spp.*, *Enochrus spp.*, *Derallus spp.* y *Laccophilus spp.* no fueron registrados en *E. najas*. Estos últimos géneros tuvieron su pico de abundancia en invierno, excepto *Belostoma sp.* (Fig. 4).

El segundo grupo (G2) presentó alta abundancia promedio en *S. biloba* (Fig. 4) con géneros que tuvieron su pico de abundancia en invierno (*Helochaes spp.*) y en otoño (*Hydrochanthus spp.* y *Biomphalaria spp.*). El tercer grupo (G3) presentó dos especies (*Gundlachia spp.* y *Pseudopalaemon bouvieri*) que fueron hallados con mayor abundancia promedio en *E. najas* durante el invierno (Fig. 4). *Pseudopalaemon bouvieri* no fue registrado en *S. biloba*. El cuarto grupo (G4) presenta una única especie (*Hyaella curvispina*) que apareció con mayor frecuencia y abundancia media en *S. biloba* (Fig. 4) durante el invierno.

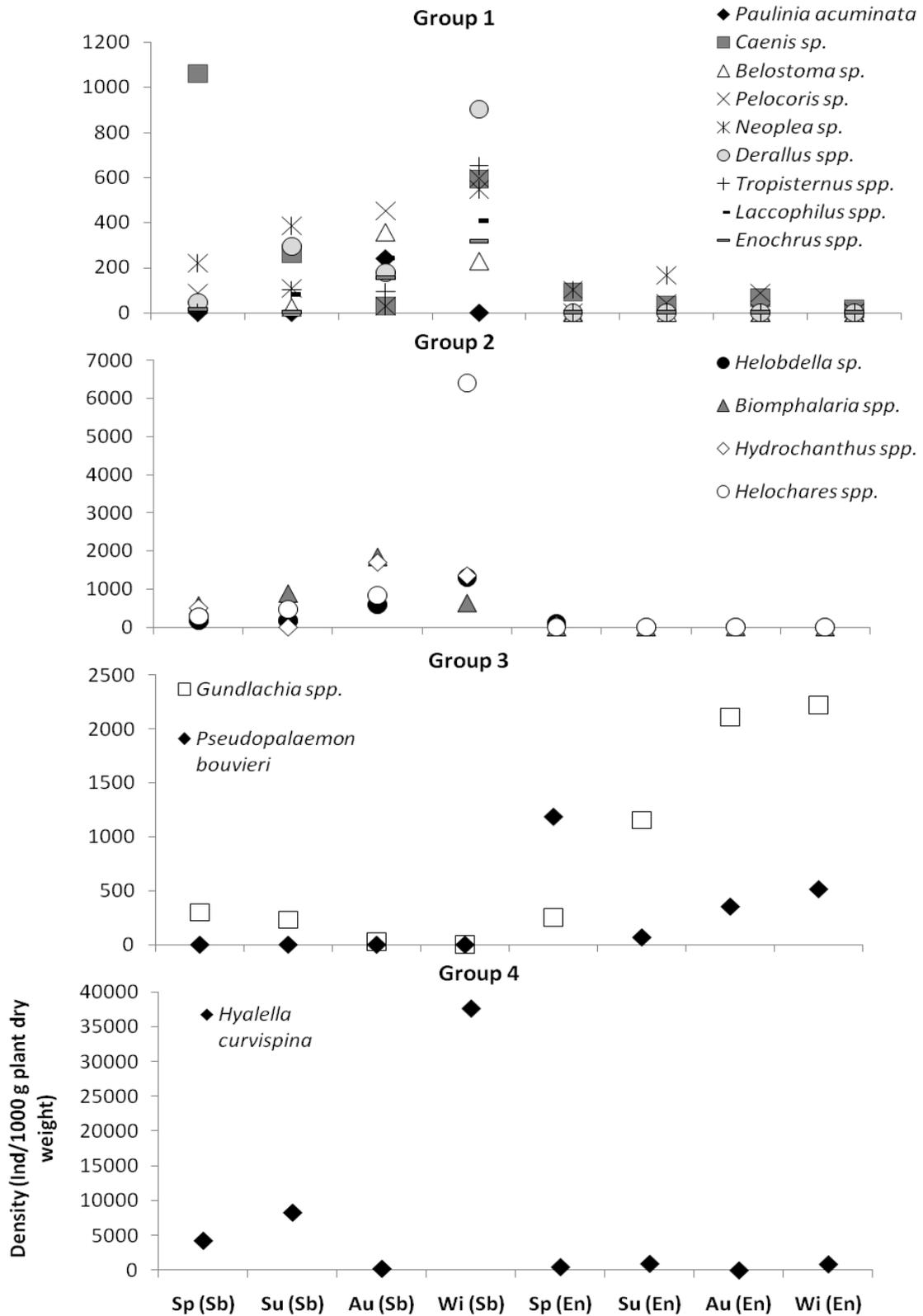


Fig. 4: Variación temporal de la abundancia media de las especies de macroinvertebrados de los 4 grupos, en ambos tipos de hábitat. Sp: Primavera, Su: Verano, Au: Otoño, Wi: Invierno, (Sb): *Salvinia biloba*, (En): *Egeria najas*.



Los valores del Coeficiente de Complementariedad a través de las estaciones del año (diversidad β temporal), fueron bajos para ambos tipos de hábitat (Tabla 3). Cuando se analizó la β diversidad entre tipos de hábitats (diversidad β espacial), los valores fueron más altos en el invierno (0,733) que aquellos calculados para primavera, verano (0,538) y otoño (0,625).

Tabla 3: Valores del Coeficiente de Complementariedad para ambos tipos de hábitats, comparando diferentes períodos de tiempo.

	<i>Salvinia biloba</i>	<i>Egeria najas</i>
Primavera-Verano	0,285	0,250
Verano-Otoño	0,200	0,250
Otoño-Invierno	0,133	0,375

DISCUSIÓN

Los resultados indican que *Salvinia biloba* soporta un mayor número de taxones de invertebrados y un mayor número de individuos por peso seco de vegetación que *Egeria najas*. Por otra parte, *S. biloba* presenta un hábitat estructuralmente más complejo (frondes aéreas y sumergidas) pero, las dimensiones fractales, no reflejan esta complejidad. Los valores de las dimensiones fractales obtenidos en este estudio fueron similares a aquellos mencionados en la bibliografía para las mismas especies de plantas acuáticas (Dibble y Thomaz, 2009; Matsuda *et al.*, 2015). Las diferencias en la abundancia y riqueza de las colectividades de invertebrados entre *S. biloba* y *E. najas* fueron mantenidas a lo largo de las estaciones del año. La complejidad del hábitat proporcionada por las diferentes arquitecturas de las plantas acuáticas, afectan tanto al número de taxones como a la densidad de los invertebrados (Thomaz *et al.*, 2008). Sin embargo, otros estudios indican que las macrófitas con mayor complejidad soportan una mayor abundancia de invertebrados pero no un mayor número de taxones (Ferreiro *et al.*, 2011; Walker *et al.*, 2013).

La riqueza de taxones de *S. biloba* en la laguna Sánchez fue similar a la registrada por Poi de Neiff y Neiff (2006) en estudios realizados en lagunas someras conectadas a la planicie de inundación del río Paraná, utilizando una metodología



similar. Con respecto a *E. najas*, en este trabajo se encontró mayor número de géneros y familias que aquellos hallados por otros investigadores (Ferreiro *et al.*, 2011) para plantas acuáticas sumergidas en un arroyo del centro de Argentina, donde los anfípodos y gastrópodos fueron los taxones más abundantes.

La composición de las colectividades de invertebrados fue diferente en los dos tipos de hábitat estudiados en la laguna Sánches. *S. biloba* presenta frondes aéreas que brindan un sustrato para las especies semi-acuáticas como *Paulinia acuminata*. Esta tucura se alimenta de las frondes aéreas de *S. biloba* (Vieira y Adis, 2000 y 2002), sugiriendo alta especificidad por su especie de planta hospedadora.

Salvinia biloba también presentó un número mayor de géneros de Coleoptera (*Helochares* spp., *Enochrus* spp., *Derallus* spp., *Tropisternus* spp., *Paracymus* spp., *Berosus* spp., *Hydrochus* spp., *Desmopachria* spp., *Laccophilus* spp., *Liodessus* spp. e *Hydrochanthus* spp.) y Hemiptera (*Belostoma* sp., *Pelocoris* sp., *Neoplea* sp. y *Ranatra* sp.) que *Egeria najas*. Las demandas respiratorias de algunos de estos géneros podrían ser satisfechas por la presencia de una fina capa de aire mantenida a lo largo de su superficie corporal (plastrón), lo cual requiere que estos invertebrados realicen ascensos regulares a la superficie del agua; mientras que otros poseen un sifón respiratorio para obtener oxígeno atmosférico. Gómez Lutz *et al.* (2015) encontró que los hábitats y microhábitats (constituidos por diferentes especies de plantas acuáticas) influyen directamente en la estructura y las variaciones temporales de varias especies de *Tropisternus*.

Las características físicas y químicas del agua variaron en un estrecho rango durante el período de muestreo y, las temperaturas en invierno fueron suficientemente altas para el desarrollo de las plantas acuáticas, permitiendo la actividad de los invertebrados. Sin embargo, los resultados de este estudio indican una marcada variabilidad estacional en términos de abundancia total, riqueza de taxones y densidad de las poblaciones de los taxones dominantes.

El mayor número de taxones de invertebrados fue registrado durante el invierno en la laguna subtropical estudiada, resultado que concuerda con otro estudio (Fontanarrosa *et al.*, 2013) llevado a cabo en las plantas acuáticas flotantes de la planicie de inundación del río Paraná. La diversidad y abundancia de los invertebrados es generalmente baja en primavera debido a la temprana emergencia de algunas especies en esta estación pero, la abundancia total, no puede reflejar estos cambios (Kratzer y Batzer, 2007). Sin embargo, en otras lagunas someras del área de estudio, algunas



poblaciones de macrocrustáceos, como *Hyaella curvispina*, alcanzan sus picos poblacionales en primavera (Galassi *et al.*, 2006). *Pseudopalaemon bouvieri* incrementa sus poblaciones en primavera-verano debido a que la reproducción ocurre al final de la primavera (Carnevali *et al.*, 2012). Este camarón está adaptado a vivir en aguas oligohialinas de lagunas someras de Corrientes y, se encuentra estrechamente asociado con *E. najas*.

La estructuración del hábitat por parte de las plantas acuáticas es un factor clave en las colectividades de invertebrados que debe ser incluida en estudios comparativos acerca de humedales vegetados con diferentes tipos de hábitat. La fuerte variación temporal a través de las estaciones fue una sorpresa, ya que la laguna estudiada es de clima subtropical donde la estacionalidad pronunciada se encuentra ausente.

CAPÍTULO IV



*MACROINVERTEBRADOS
ASOCIADOS A LA
VEGETACIÓN ACUÁTICA EN
LAGUNAS ANTROPIZADAS Y
NO ANTROPIZADAS*

INTRODUCCIÓN

Como se dijera en el capítulo I, el área de estudio presenta numerosas lagunas pequeñas (< 500 ha) y sub-redondeadas alimentadas por lluvias. La mayoría de ellas tienen baja salinidad, pH variable, buena disponibilidad de oxígeno disuelto en el agua, baja concentración de nitrógeno total y aguas transparentes colonizadas por vegetación sumergida y palustre (Poi y Galassi, 2013 a y b). La sucesión de períodos secos y lluviosos determina grandes cambios en la superficie de las lagunas someras, pudiendo llegar algunas de ellas a secarse durante sequías prolongadas (Poi *et al.*, 2016).

Las lagunas proveen beneficios tales como recreación, pesca, agua para beber e irrigación y dilución de contaminantes. Por tal motivo, muchas ciudades de Corrientes se han construido en las cercanías de las lagunas, siendo una práctica frecuente su uso con fines recreativos, especialmente, como balnearios. Durante los períodos de sequía, se produce también la ocupación del área perimetral de las lagunas por asentamientos precarios cuyos pobladores deben ser evacuados a zonas más altas después de las lluvias intensas.

La eutrofización cultural es un proceso muy frecuente en estas lagunas (Poi *et al.*, 2016) provocado por la introducción de nutrientes en concentraciones anormales que produce un aumento de la productividad, por lo tanto, es preciso generar el conocimiento de base para decidir acciones de protección ambiental.

El impacto del desarrollo urbano sobre la biota provoca una disminución de la biodiversidad y cambios en la composición de especies (McDonnell y Pickett, 1990; Gleason *et al.*, 2002; Hunter, 2002). Los invertebrados, especialmente los insectos, son utilizados para determinar las condiciones de los humedales (U.S EPA, 2002), principalmente, su integridad biótica en respuesta a disturbios ocasionados por la acción antrópica.

Las funciones ecológicas pueden describirse mediante características biológicas generales que reflejen las adaptaciones de las especies a las condiciones ambientales (Townsend y Hildrew, 1994). Algunos atributos tales como la riqueza de especies o de taxones, la tolerancia de determinados taxones a los cambios en la composición química del agua o el tipo de grupo trófico dominante (como indicador del alimento consumido preferentemente) pueden ser utilizados para determinar la condición de un cuerpo de agua. El uso de los invertebrados como bioindicadores ha sido estimulado para su aplicación en los Estados Unidos pero, la aplicación directa de índices basados en la

mayoría de los casos para ambientes lóticos, ha sido complicada en los humedales de aguas quietas debido a su complejidad de hábitat (Batzer y Boix, 2016). En humedales de España afectados por la acción antrópica, se ha utilizado un índice para evaluar la integridad de los mismos basado en la riqueza total de familias de invertebrados acuáticos y el cociente entre la riqueza de Coleoptera y la de Heteroptera (Ortega *et al.*, 2004). Lunde y Resh (2012), luego de probar 50 combinaciones de abundancias relativas de taxones de invertebrados, encontraron que solo 8 fueron útiles: Ephemeroptera, Odonata, Trichoptera, Tanypodinae, Chironomidae, Oligochaeta y Coleoptera. Para evaluar la integridad de los humedales de Australia se ha utilizado la riqueza de especies de macroinvertebrados (Awal y Svozil, 2010). La densidad total de macroinvertebrados, la riqueza de taxones y la riqueza de EOT (Ephemeroptera, Odonata y Trichoptera) fue utilizada para la evaluación biológica de seis humedales en la planicie del río Mississippi (Stewart y Downing, 2008).

También, las estrategias alimentarias reflejan la adaptación de las especies a los cambios en las condiciones del hábitat. La composición funcional de las colectividades de macroinvertebrados cuantificada como la proporción de los distintos grupos tróficos funcionales, permite conocer el funcionamiento de los ecosistemas (Minshall *et al.*, 1983). En ríos afectados por la acción del hombre, la proporción de raspadores y depredadores disminuye (U.S EPA, 2002). En cambio, un atributo que tiende a aumentar es la relativa proporción de filtradores. No se han realizado estudios con este enfoque en lagunas regionales bajo acción antrópica.

Los objetivos de este capítulo fueron: *a)* comparar la estructura (abundancia total, riqueza y composición de taxones y, grupos tróficos dominantes) de las colectividades de macroinvertebrados asociados a diferentes especies de plantas acuáticas entre lagunas antropizadas y no antropizadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

La metodología utilizada para la recolección y el procesamiento del material biológico, fueron descritas en el Capítulo II correspondiente a Materiales y Métodos.

A los fines prácticos, en el presente capítulo las lagunas sometidas a influencia antrópica serán denominadas “lagunas antropizadas” y, las restantes, “lagunas no antropizadas”.

Análisis de datos

La abundancia y riqueza de taxones de macroinvertebrados asociados a distintas especies de plantas acuáticas, se comparó entre lagunas antropizadas y no antropizadas en las distintas estaciones del año utilizando el test de Kruskal-Wallis.

Para conocer la relativa importancia del patrón espacial y temporal, se realizó un Análisis Multidimensional No Métrico (NMDS), comparando la abundancia de las diferentes familias de macroinvertebrados asociadas a distintas especies de plantas acuáticas en las 7 lagunas estudiadas durante primavera, verano, otoño e invierno. Los resultados fueron confirmados mediante un Análisis de Similaridades (ANOSIM), Clarke (1993), utilizando la distancia de Bray-Curtis.

Para determinar la contribución de las familias y géneros de macroinvertebrados a la similitud o disimilitud entre los grupos (especies de plantas acuáticas y lagunas), se realizó el análisis SIMPER con el software PRIMER 7, 7.0.11 (Clarke y Gorley, 2015). Con los taxones seleccionados por el SIMPER, se llevó a cabo un Análisis de Cluster, utilizando la distancia de Jaccard.

Los análisis estadísticos se realizaron con los software PAST 2.08 (Hammer *et al.*, 2001) e InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2013).

RESULTADOS

Análisis de lluvias

La totalidad de las lagunas estudiadas están alimentadas por las lluvias locales. Sus variaciones en períodos de tiempo prolongados inciden marcadamente en las condiciones físicas, químicas y biológicas del agua como fuera demostrado para las lagunas Soto y Sánchez (Poi *et al.*, 2016) para un período de 20 años. Según este estudio, se distinguieron tres períodos: 1992-1999 caracterizado por elevados aportes de lluvias (valores acumulados anuales de 1998 mm), 2000-2010 durante la prolongada sequía (1400 mm anuales y solo 850 mm en el año 2008) y 2011-2014 correspondiente a una fase climática con volumen de lluvia superior a la media anual con precipitaciones concentradas en otoño y primavera.

Los datos de las precipitaciones mensuales, temperatura y humedad relativa, correspondientes al período de estudio de la presente tesis (junio 2011- junio 2013), fueron extraídos de los registros de la estación meteorológica situada en el INTA-Bella

Vista (Corrientes). Durante este período, las precipitaciones alcanzaron sus valores máximos mensuales en los meses de octubre de 2012 (368 mm) y marzo de 2013 (353,5 mm), Fig. 1. Los valores mínimos se registraron en invierno (julio), Fig. 1.

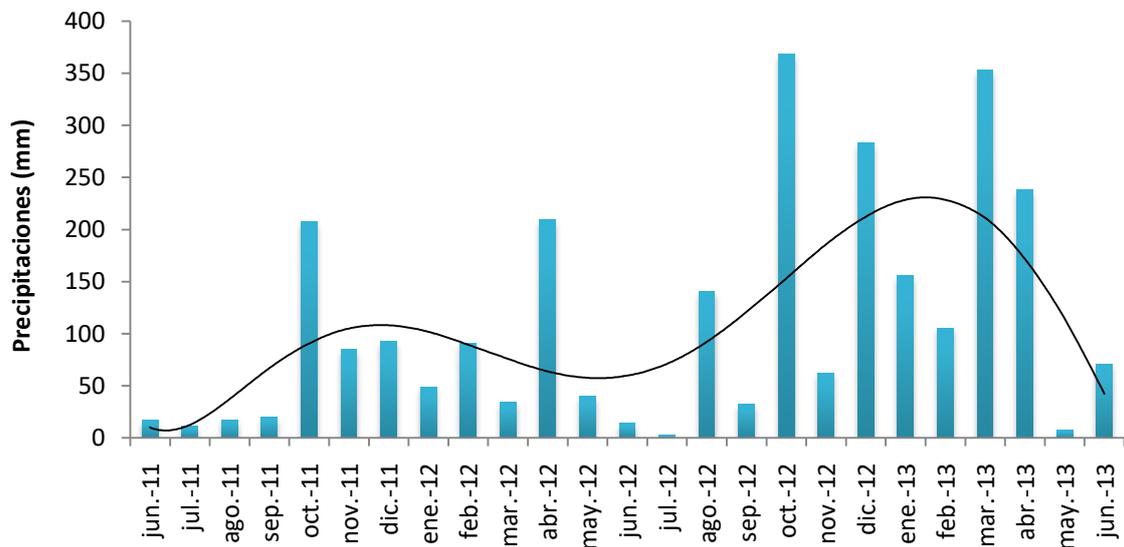


Fig. 1: Variaciones mensuales de lluvia caída en el área de estudio durante el período junio 2011-junio 2013. La línea negra representa la tendencia de las lluvias.

El promedio mensual de la temperatura máxima varió entre 19,59 °C (julio de 2012) y 34,55 °C (febrero de 2012) y, el de la temperatura mínima, entre 7,05 y 22,06 °C en julio y febrero, respectivamente (Fig. 2).

La humedad relativa del ambiente fue baja durante los meses de junio y julio de 2011 y llegó a 64,07 % en septiembre del mismo año. A partir de allí, osciló levemente hasta el final del período estudiado, alcanzando su mayor valor en junio de 2013 con 80,77 %.

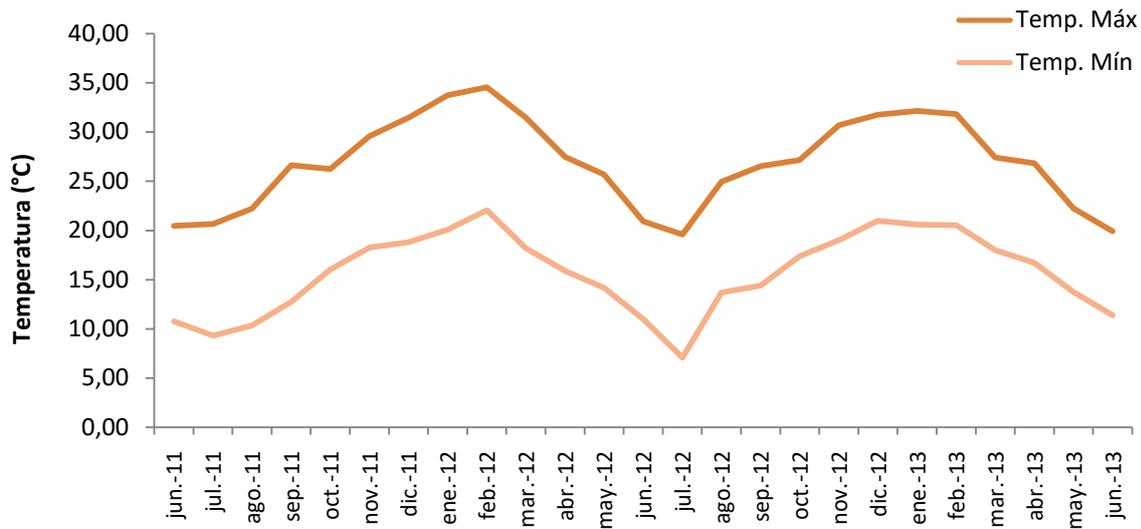


Fig. 2: Promedio mensual de las temperaturas máximas y mínimas para el área de estudio durante el período junio 2011-junio 2013.

Características físicas y químicas del agua

Durante el período de estudio, el agua fue transparente (promedio de la profundidad del disco de Secchi $97,84 \pm 47,10$ cm), excepto en la laguna Brava, cuyos valores variaron entre 26 y 40 cm (Tabla 1). La profundidad promedio de las lagunas varió entre 0,90 y 2,58 m. La concentración de oxígeno disuelto en el agua fue alta ($6,96 \pm 2,26$ mg.l⁻¹) en la mayoría de los cuerpos de agua, sin embargo, en las lagunas Pampín y Brava se registraron valores de 0 mg.l⁻¹ en primavera y verano (Tabla 1). La temperatura del agua varió entre 12,5 °C en otoño y 31 °C en verano. La conductividad eléctrica osciló entre 11 y 67 μ S.cm⁻¹ en la mayoría de las lagunas estudiadas y entre 146 y 177 μ S.cm⁻¹ en la laguna Soto, alcanzando los valores máximos en la laguna Brava (entre 450 y 900 μ S.cm⁻¹). El pH osciló en torno al punto neutro (Tabla 1) en las lagunas de la cuenca del río Riachuelo (media $7,43 \pm 0,51$) y fue básico en las lagunas Soto y Sánches de la cuenca del río Santa Lucía (media $8,36 \pm 0,91$). La concentración de clorofila *a* fue menor de 10 μ g.l⁻¹ en las lagunas no antropizadas (N° 1, 2 y 3) y de 5 μ g.l⁻¹ en las antropizadas. El contenido de nitrógeno y fósforo total varió entre 15 y 25 μ g.l⁻¹, respectivamente, en las lagunas no antropizadas y, llegó a valores máximos de 70 μ g.l⁻¹ (nitrógeno total) y 1050 μ g.l⁻¹ (fósforo total) en las antropizadas (Tabla 1).



Capítulo IV

		Temp. Aire (°C)	Temp. Agua (°C)	Conductividad Eléctrica (µS.cm ⁻¹)	Oxígeno disuelto (mg.l ⁻¹)	pH	Profundidad del disco de Secchi (cm)	Profundidad (m)	Clorofila <i>a</i> promedio (µg.l ⁻¹)	Nitratos + Nitritos (µg (NO ₂ -1+NO ₃ -1)(µg.l ⁻¹)	Amonio (µg.l ⁻¹)	Fosfatos (µg.l ⁻¹)	Fósforo Total (disuelto+pariculado) (µg.l ⁻¹)
PAMPÍN	P	31	24	40	0	7,93	85	1,20	< 5	30	n.d	82	s.d
	V	34	29	60	0	6,74	100	1,00	5	70	85	90	s.d
	O	11,5	12,5	45	0,92	6,51	97	0,97	< 5	10	n,d	95	s.d
	I	18	14	39	4,01	7,21	90	0,90	< 5	40	30	104	s.d
LA BRAVA	P	30	29	850	0	7,55	30	2,1	5	10	n.d	778	1024
	V	32,5	30	900	0	7,6	26	2,58	5	n.d	n.d	818	1050
	O	16	14,8	450	6,77	6,97	40	2	5	n.d	n.d	720	980
	I	24,5	21	695	7,38	6,95	40	1,7	n.d	65	35	238	430
SOTO	P	31,8	25,6	169	7,21	9,95	170	1,70	n.d.	10	5	42	55
	V	32	28,4	152	6,8	8,85	130	1,30	n.d.	n.d	15	30	65
	O	11	13,1	177	12,9	7,89	120	1,20	n.d.	<5	35	75	180
	I	15,5	13,7	146	7,21	9,04	190	1,90	<5	n.d.	n.d.	27	60
SÁNCHEZ	P	30,2	22	67	9,85	8,50	130	1,50	n.d	35	-	-	90
	V	34,9	31	57	8,22	7,90	70	0,70	10	25	-	-	205
	O	18,5	17,3	64	8,45	7,60	67	1,0	5	25	-	-	205
	I	19,2	16,6	54	5,68	7,12	88	1,74	n.d	30	-	-	110
Nº1	P	34	28,5	39	7,23	8,45	60	2,05	>5	25	10	< 5	15
	V	24	26	40	1,42	7,16	176	1,76	>5	25	10	5	20
	O	18,5	19,2	20	4,95	7,46	107	2,4	5	20	5	5	25
	I	13,5	14	29	6,72	8,05	192	1,92	< 5	25	10	8,5	25
Nº2	P	34	30,5	57	7,21	7,56	77	1,54	>5	15	5	n.d	20
	V	27,5	26,5	35	3,89	6,72	93	2	>5	15	10	<5	25
	O	21	20	22	6,66	7,52	130	2,16	5	20	5	<5	25
	I	12,9	13,9	25	8,5	7,46	65	1,64	>5	20	5	< 5	15
Nº3	P	37	30	38	6,25	8,2	56	0,67	>5	20	5	< 5	18
	V	29	28	21	6,45	7,53	110	1,3	>5	15	5	< 5	20
	O	23	19,5	30	6,38	7,19	83	1,77	>5	20	5	< 5	25
	I	13,9	13,2	11	7,25	7,9	91	1	>5	20	5	< 5	25

Tabla 1: Condiciones limnológicas de las lagunas antropizadas y no antropizadas en las diferentes fechas de muestreo.



En la laguna Pampín, la vegetación acuática estuvo dominada por *Salvinia biloba*, *Hydrocleys nymphoides*, *Ludwigia* sp, *Utricularia* sp. y *Oxycarium cubense*; esta última se encontraba formando embalsados incipientes. Las praderas sumergidas de *Egeria najas* y *Cabomba caroliniana*, así como también las arraigadas de hojas emergentes como *Eichhornia azurea*, fueron encontradas en estado de descomposición en el fondo del cuerpo de agua.

Las carpetas de *Pistia stratiotes* predominaron en la laguna Brava. Además, se observaron embalsados de *Thypha* sp. y *Eichhornia crassipes*, así como también, la presencia de *Hydrocotyle ranunculoides* y *O. cubense*. No se registró vegetación sumergida debido a la alta turbidez del agua. Los cambios de dirección del viento durante las tormentas fuertes, desplazaron la vegetación y los grandes embalsados a diferentes zonas de la laguna según la dirección del viento predominante.

En la laguna Soto, el espejo de agua estuvo totalmente ocupado por plantas sumergidas, advirtiéndose la preponderancia de *Egeria najas*, si bien se encontró en asociación con *Ceratophyllum demersum*. En el área litoral, se encontraron parches de vegetación flotante muy diversificada, aunque con clara predominancia de *E. crassipes* y pequeños parches de *Salvinia* sp. y *Limnobium laevigatum*. En el sector próximo a la ciudad, que es utilizado como balneario, se localizó una franja de vegetación litoral emergente continua de unos 10 metros de ancho, con sitios donde se registró un embalsado incipiente. En el mismo sector, se observaron *O. cubense* y *Azolla caroliniana*.

La laguna Sánches, presentó carpetas de *S. biloba* y praderas de *E. najas* en la zona litoral. También, se observó *O. cubense*, *Ludwigia* sp., *E. azurea*, *L. laevigatum*, *Utricularia* sp., *Thypha* sp. y *Thalia* sp. Se registraron abundantes colonias de cianobacterias, las que disminuyeron en la zona sur de la laguna debido a la predominancia de macrófitas.

La vegetación predominante en las lagunas N°1, 2 y 3 fue *S. biloba*, *E. azurea* y *E. najas*. Además, se observó en las distintas lagunas otras macrófitas como se describe en el capítulo II.

El peso seco de las especies de plantas acuáticas que habitaron las diferentes lagunas estudiadas, en general, fue mayor en primavera y verano (Tablas 2 y 3). Varió entre



7,9 g (*E. najas*) y 41,5 g (*P. stratiotes*) en las lagunas antropizadas, Soto y Brava, respectivamente (Tabla 2).

Tabla 2: Peso seco promedio de la vegetación que habitó las lagunas Antropizadas en diferentes estaciones del año.

Sustrato	Laguna	Estación	Peso seco promedio (g)
<i>Salvinia biloba</i>	Pampín	P	30,5 ± 13,8
		V	34,6 ± 7,4
		O	21,7 ± 1,7
		I	16,2 ± 0,5
	Soto	P	24,7 ± 3,6
		V	18,0 ± 4,9
		O	21,4 ± 7,2
		I	21,0 ± 0,2
<i>Pistia stratiotes</i>	Brava (sitio 1)	P	17,9 ± 2,2
		V	26,0 ± 3,0
		O	16,9 ± 3,5
		I	25,2 ± 2,8
	Brava (sitio 2)	P	27,6 ± 4,0
		V	41,5 ± 1,1
		O	18,0 ± 1,3
		I	25,2 ± 2,1
<i>Egeria najas</i>	Soto (sitio 1)	P	14,8 ± 1,9
		V	14,2 ± 1,6
		I	15,6 ± 1,5
	Soto (sitio 2)	P	7,9 ± 0,2
		V	14,2 ± 1,6
		I	22,3 ± 5,6
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Soto	V	19,2 ± 2,6
		I	15,4 ± 1,4

En las lagunas no antropizadas, el peso seco de la vegetación osciló entre 9,2 g (para *E. najas* en las lagunas N° 2 y N°3) y 49,7 g (para *E. azurea* en la laguna N°2), Tabla 3.

Tabla 3: Peso seco promedio de la vegetación que habitó las lagunas No Antropizadas en diferentes estaciones del año.

Sustrato	Laguna	Estación	Peso seco promedio (g)
<i>Salvinia biloba</i>	N° 1	P	20,0 ± 3,6
		V	17,6 ± 2,5
		O	19,3 ± 0,3
		I	13,2 ± 4,0
	Sánches	P	18,6 ± 6,1
		V	10,4 ± 2,9
		O	11,1 ± 0,5
		I	10,8 ± 0,7
<i>Egeria najas</i>	N° 1	P	17,3 ± 3,8
		V	14,1 ± 8,9
		O	14,3 ± 5,2
		I	15,9 ± 4,8
	N° 2	P	16,5 ± 4,3
		V	9,2 ± 0,5
		O	9,8 ± 0,4
		I	9,9 ± 1,2
	N° 3	P	14,6 ± 3,0
		V	9,2 ± 2,0
		O	8,9 ± 1,0
		I	9,2 ± 2,1
	Sánches	P	24,0 ± 2,0
		V	22,2 ± 1,0
		O	35,0 ± 8,7
		I	30,4 ± 5,6
<i>Eichhornia azurea</i>	N° 2	P	17,0 ± 3,8
		V	49,7 ± 8,0
		O	22,9 ± 0,5
		I	69,6 ± 0,9
	N° 3	P	44,0 ± 15,4
		V	48,7 ± 12,0
		O	27,1 ± 10,7
		I	67,3 ± 3,0

Abundancia, riqueza de taxones y grupos tróficos funcionales de las colectividades de macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática en lagunas antropizadas y no antropizadas.

En las diferentes plantas acuáticas (*Salvinia biloba*, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia azurea*, *Egeria najas* y *Ceratophyllum demersum*) de las 7 lagunas estudiadas (Pampín, Brava, Soto, Sánchez y lagunas N° 1, 2 y 3), se obtuvieron 35822 macroinvertebrados pertenecientes a 12 grupos mayores, 70 familias y 67 géneros, analizando un total de 156 muestras (ANEXO I). La máxima abundancia total alcanzó 7250,5 ind.m² (*S. biloba*) y 150045,6 ind.1000 g de peso seco (*E. najas*). La riqueza de taxones varió entre 23 (*E. najas*) y 49 (*P. stratiotes*).

Los Análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) de la abundancia de las diferentes familias de macroinvertebrados que habitan las distintas plantas acuáticas y lagunas, no mostró diferencias claras en el patrón estacional. Sin embargo, hubo una tendencia a agrupar las diferentes lagunas (patrón espacial) cuando se consideraron ambas unidades de referencia (Fig. 3 y 4). El primer eje de los análisis NMDS, diferencia la abundancia total de los invertebrados entre las distintas lagunas y especies vegetales, mientras que el segundo eje, muestra diferencias entre las estaciones del año. La ordenación de las colectividades de invertebrados en el análisis NMDS presentó stress alto (19 %) cuando se utilizó el número de ind.1000 g de peso seco de vegetación. El stress fue menor (16 %) al considerar el número de ind.m². Estos resultados fueron confirmados por un análisis de Similaridad (ANOSIM), que no mostró diferencias estadísticamente significativas entre las plantas acuáticas (R= 0,02; p= 0,2269 para ind.1000 g de peso seco de vegetación y R= 0,01; p= 0,3184 para ind.m²), pero si entre las lagunas (R= 0,11; p= 0,0003 para ind.1000 g de peso seco de vegetación y R= 0,2273; p= 0,0001 para ind.m²).

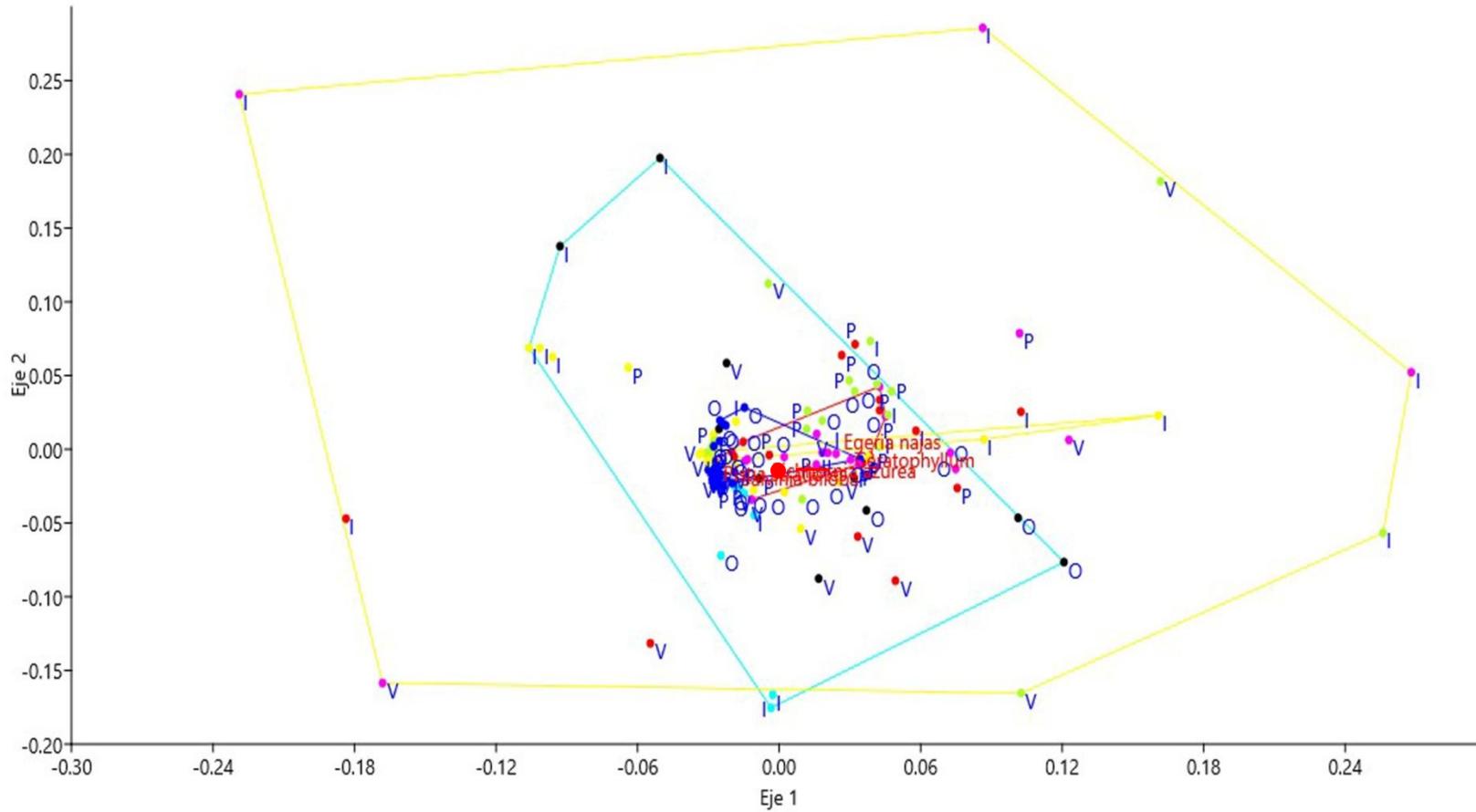


Fig. 3: Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) mostrando la abundancia total de los macroinvertebrados en ind.1000 g de peso de vegetación hallados en las distintas especies vegetales que habitan las diferentes lagunas. Referencias lagunas: Pampín (celeste), Brava (azul), Soto (amarillo), Sánches (negro), N°1 (verde), N°2 (rojo) y N°3 (fucsia).

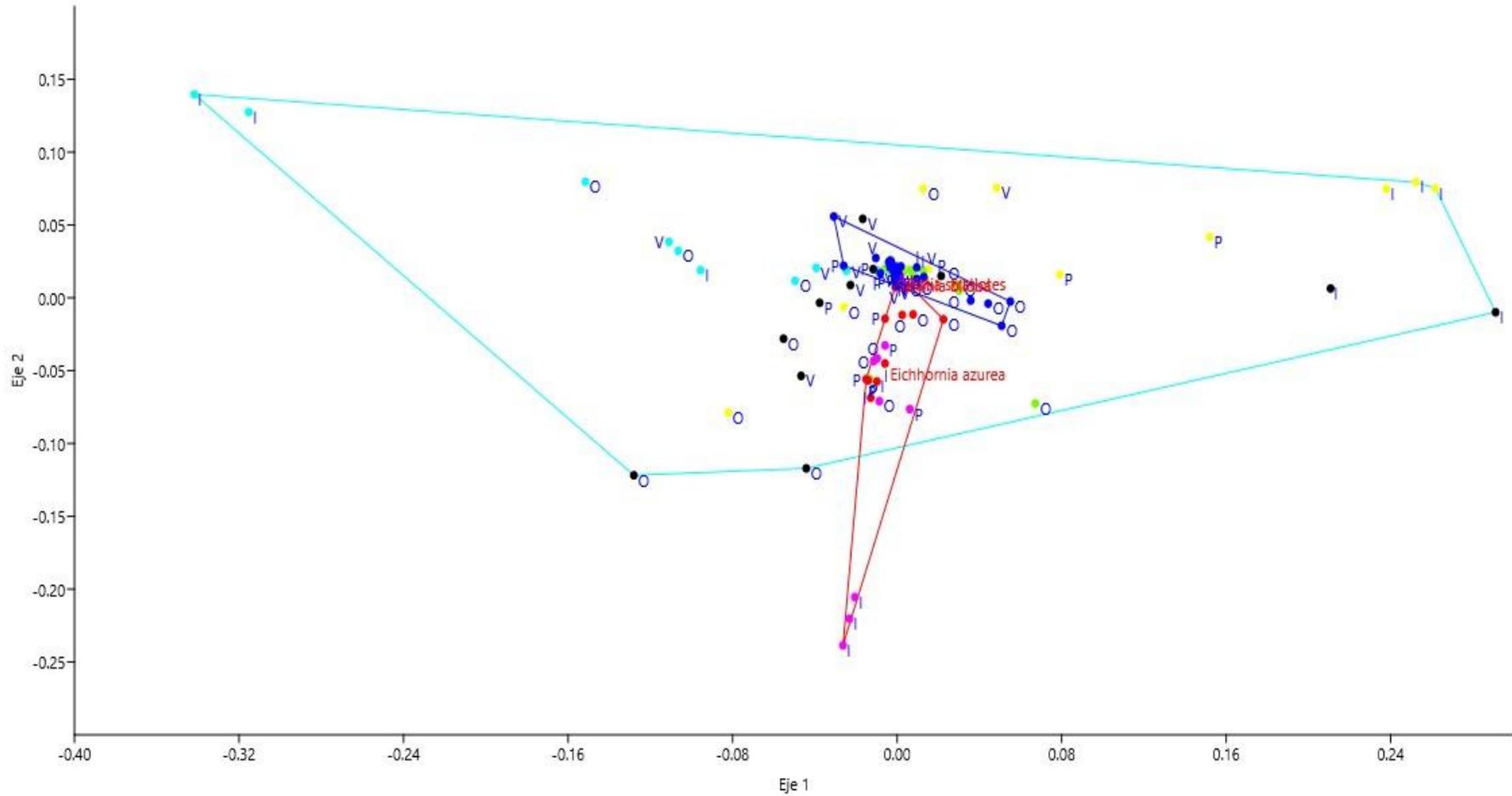


Fig. 4: Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) mostrando la abundancia total de los macroinvertebrados en ind.m² hallados en las distintas especies vegetales que habitan las diferentes lagunas. Referencias lagunas: Pampín (celeste), La Brava (azul), Soto (amarillo), Sánches (negro), N°1 (verde), N° 2 (rojo) y N°3 (fucsia).

El agrupamiento realizado a partir de los taxones seleccionados con el análisis SIMPER, agrupó, principalmente, a las familias y géneros de macroinvertebrados hallados en cada especie de planta acuática; en cambio, el patrón espacial no fue muy claro.

En el primer análisis Cluster (Fig. 5), se distinguen 7 grupos, ubicados de derecha a izquierda del gráfico: el primero y el quinto, agrupan a las familias de macroinvertebrados asociadas a *E. najas* y a *E. azurea* que habitan lagunas no antropizadas. Los restantes grupos correspondieron a los invertebrados hallados en *S. biloba*, *E. najas* y *C. demersum* (segundo grupo), *E. najas* y *C. demersum* (tercero) y *P. stratiotes* (cuarto grupo). El sexto y el séptimo, agruparon a los macroinvertebrados presentes en *S. biloba* y *E. najas* en lagunas antropizadas y no antropizadas y, con la menor afinidad, se segregó los individuos asociados a *E. najas* en una laguna no antropizada (laguna N°3).

Cuando se incluyen los géneros de macroinvertebrados seleccionados por el análisis SIMPER (Fig. 6), el conglomerado determinó 4 grupos: a la izquierda del gráfico aparecen agrupados los invertebrados de las praderas de *E. najas* en las lagunas pertenecientes a la cuenca del río Santa Lucía (Soto y Sánches). El segundo y tercer conglomerado agrupó a los invertebrados en *E. najas* que habitan las lagunas no antropizadas ubicadas en la cuenca del río Riachuelo, diferenciando algunas fechas de muestreo de la laguna N° 2 respecto de las lagunas N° 1 y N° 3. A la derecha del gráfico se agruparon los invertebrados que habitan *S. biloba* en lagunas antropizadas y no antropizadas de ambas cuencas.

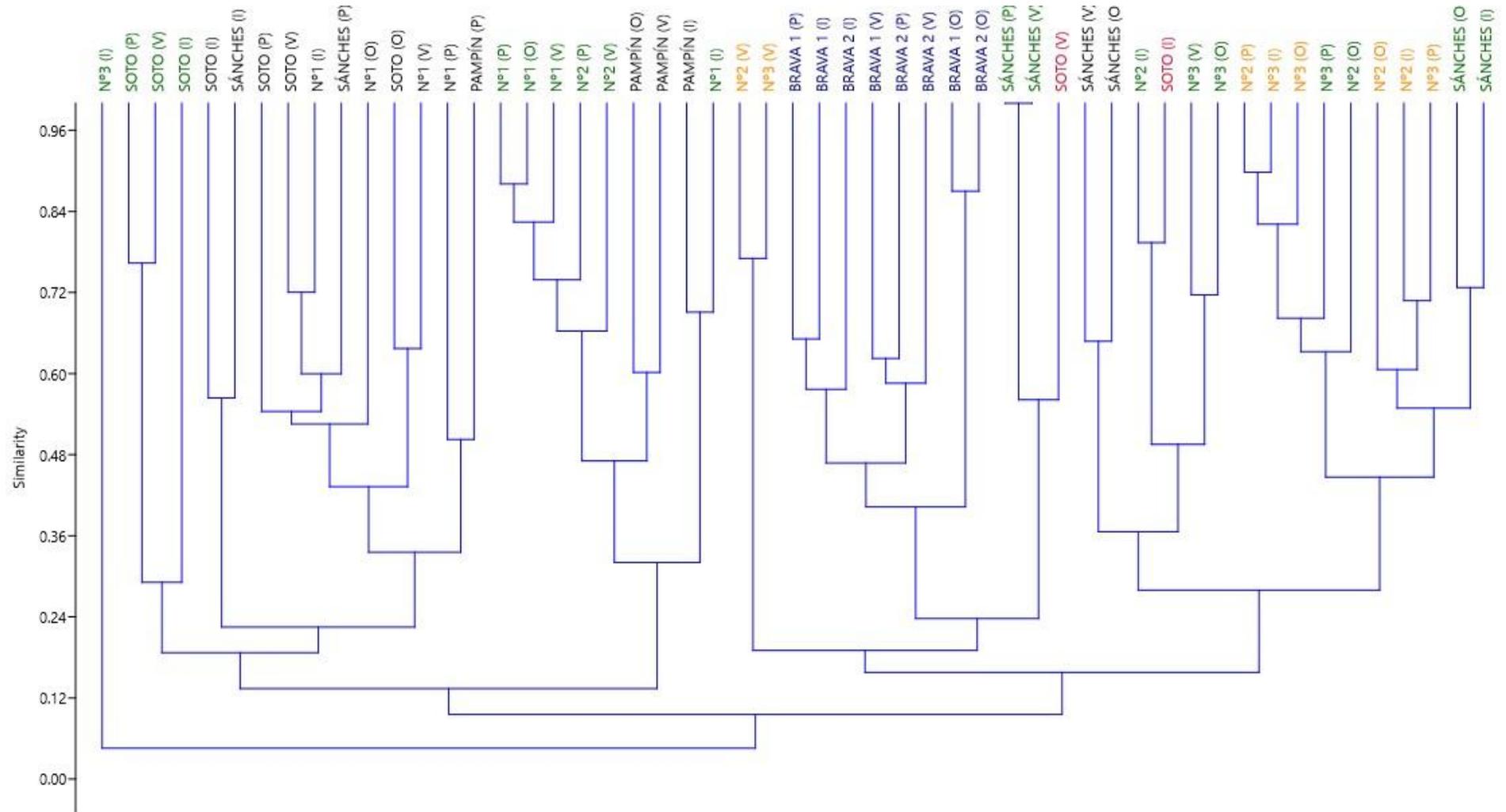


Fig. 5: Análisis Cluster considerando las familias de macroinvertebrados asociados a las distintas plantas acuáticas que habitaron las lagunas estudiadas. Referencias: *E. najas* (verde), *S. biloba* (negro), *E. azurea* (naranja), *P. stratiotes* (azul) y *C. demersum* (fucsia); (P) primavera, (V) verano, (O) otoño, (I) invierno.

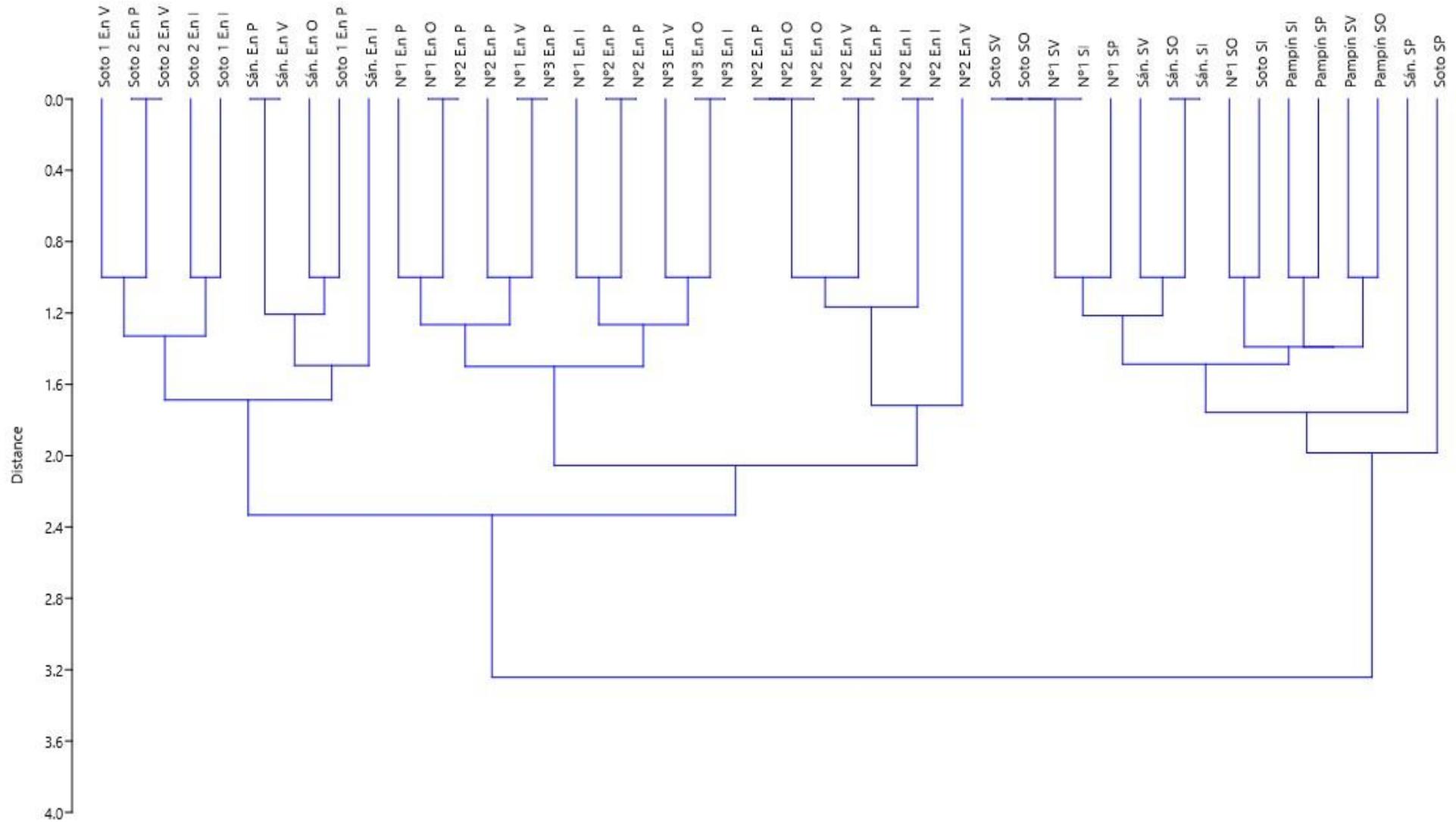


Fig. 6: Análisis Cluster, considerando los géneros de macroinvertebrados asociados a las plantas acuáticas que habitaron en simultáneo las lagunas antropizadas y no antropizadas (*E. najas* y *S. biloba*). Referencias: E.n: *Egeria najas*, S: *Salvinia biloba*; P: primavera; V: verano; O: otoño, I: invierno; 1: sitio 1; 2: sitio 2.



Comparación de los macroinvertebrados asociados a cada especie de planta acuática entre lagunas antropizadas y no antropizadas.

Salvinia biloba

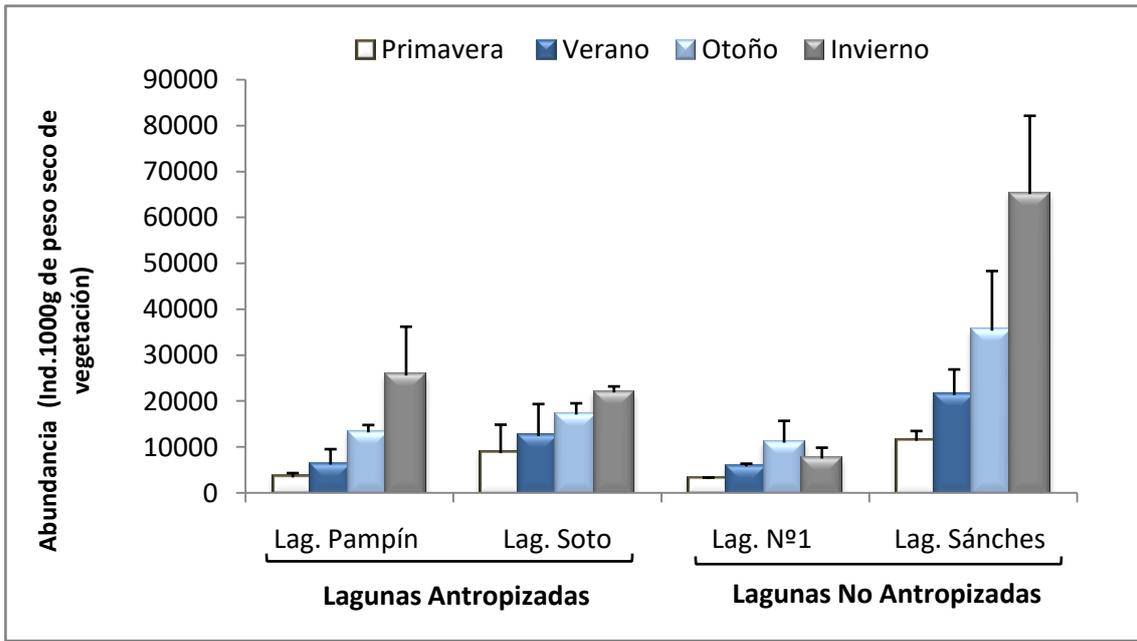
Las diferencias no fueron estadísticamente significativas al comparar la abundancia total y la riqueza de taxones entre las lagunas antropizadas y no antropizadas ($H= 5,98$; $p= 0,11$, $H= 3,0$; $p= 0,99$, respectivamente).

Hubo diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia de las diferentes familias de invertebrados asociados a esta especie en las distintas estaciones del año al comparar las lagunas antropizadas y las no antropizadas (Tabla 6), tanto en número de ind.1000 g de peso seco de vegetación (Fig. 7 a) como en número de ind.m² (Fig. 7 b). En cambio, la riqueza de familias para el mismo sustrato vegetal (Tabla 6) solo fue estadísticamente significativa entre las lagunas Soto y Sánches y, Soto y N°1.

Tabla 6: Valores de significancia ($p < 0,05$) obtenidos de la comparación de la abundancia total (ind.1000 g de peso seco de vegetación) y riqueza de familias de macroinvertebrados hallados en *S. biloba* en lagunas antropizadas y no antropizadas.

	Abundancia total		Riqueza de familias	
	Soto	Pampín	Soto	Pampín
N°1	H=17,77 p= 0,013	H=19,89 p= 0,0058	H=15,02 p= 0,0338	H=5,81 p= 0,5545
Sánches	H=16,64 p= 0,0199	H=19,25 p= 0,0074	H=14,79 p= 0,0367	H=4,48 p= 0,7111

a)



b)

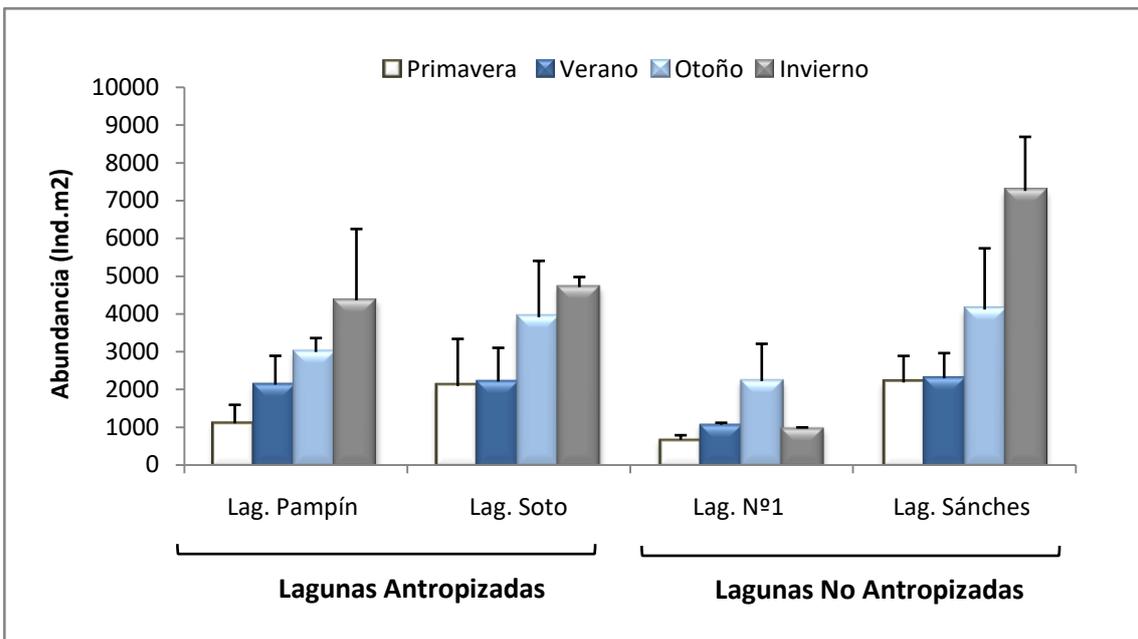
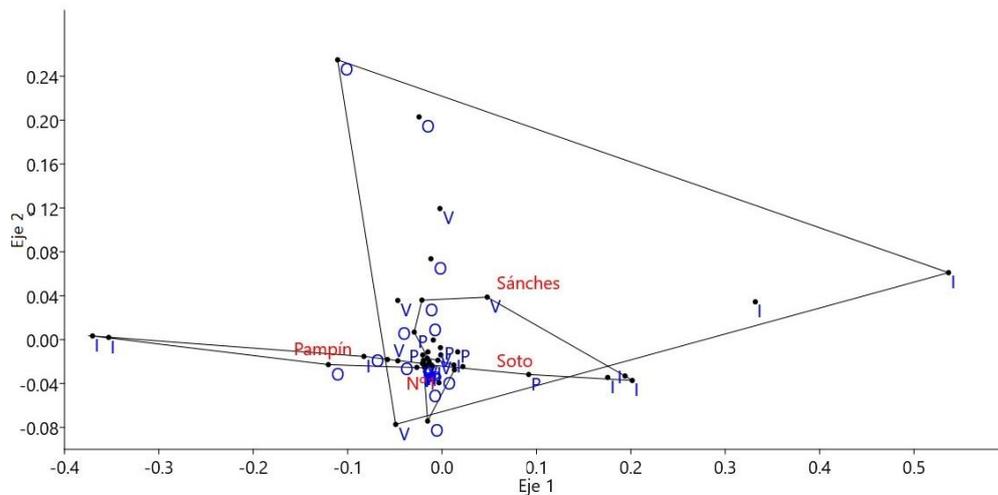


Fig.7: Variación estacional de la abundancia total promedio de macroinvertebrados asociados a *S. biloba* en lagunas antropizadas y no antropizadas; a) ind.1000 g de peso seco de vegetación y b) ind.m². Las barras muestran la desviación estándar.

El ordenamiento con el NMDS de la abundancia de las diferentes familias de invertebrados asociadas a *S. biloba* permitió encontrar diferencias significativas entre lagunas (ANOSIM: $R= 0,20$; $p= 0,0001$ para ind.1000 g de peso seco de vegetación y $R= 0,21$; $p= 0,0001$ para ind.m²) y entre estaciones (ANOSIM: $R= 0,16$; $p= 0,0001$ y $R= 0,18$; $p= 0,0001$, para ind.1000 g de peso seco de vegetación e ind.m², respectivamente). El ensamble de invertebrados de todas las lagunas fue similar en primavera y verano, difiriendo en otoño e invierno (Fig. 8 a y b). Ambos NMDS presentaron un valor de stress final bajo (7 %), indicando una buena ordenación.

a)



b)

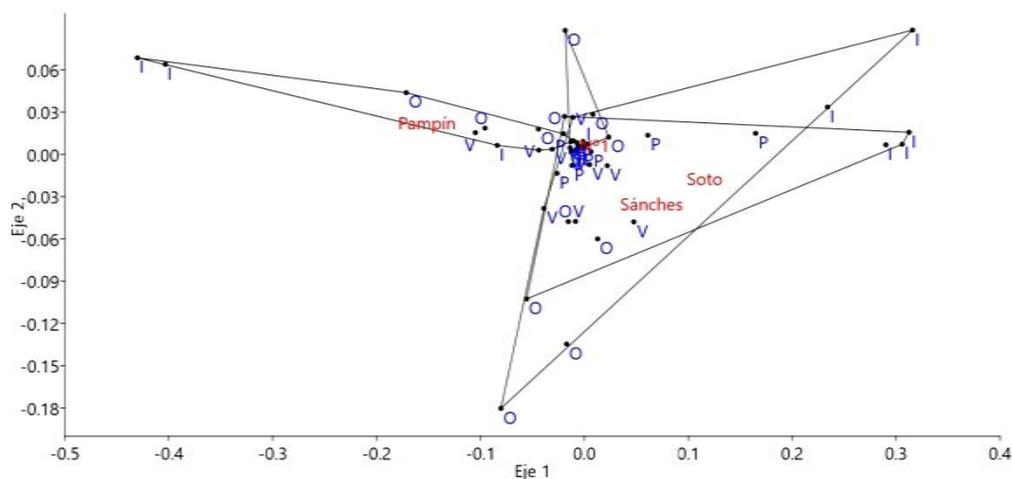


Fig. 8: Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) mostrando la abundancia de las diferentes familias de macroinvertebrados asociados a *S. biloba* en las distintas lagunas; a) número de ind.1000 g de peso seco de vegetación y b) número de ind.m².

Egeria najas

La abundancia total de los invertebrados asociados a esta especie tuvo diferencias entre las lagunas antropizadas y no antropizadas ($H= 13,45$; $p= 0,009$); en cambio, la riqueza de taxones no difirió ($H= 1,0$; $p= 0,99$), Fig. 9.

Al analizar la abundancia de las distintas familias y su riqueza, las diferencias fueron estadísticamente significativas (Tabla 7) entre las lagunas N° 1, 2 y 3 (cuenca del río Riachuelo) y las lagunas Soto y Sánches (cuenca del río Santa Lucía).

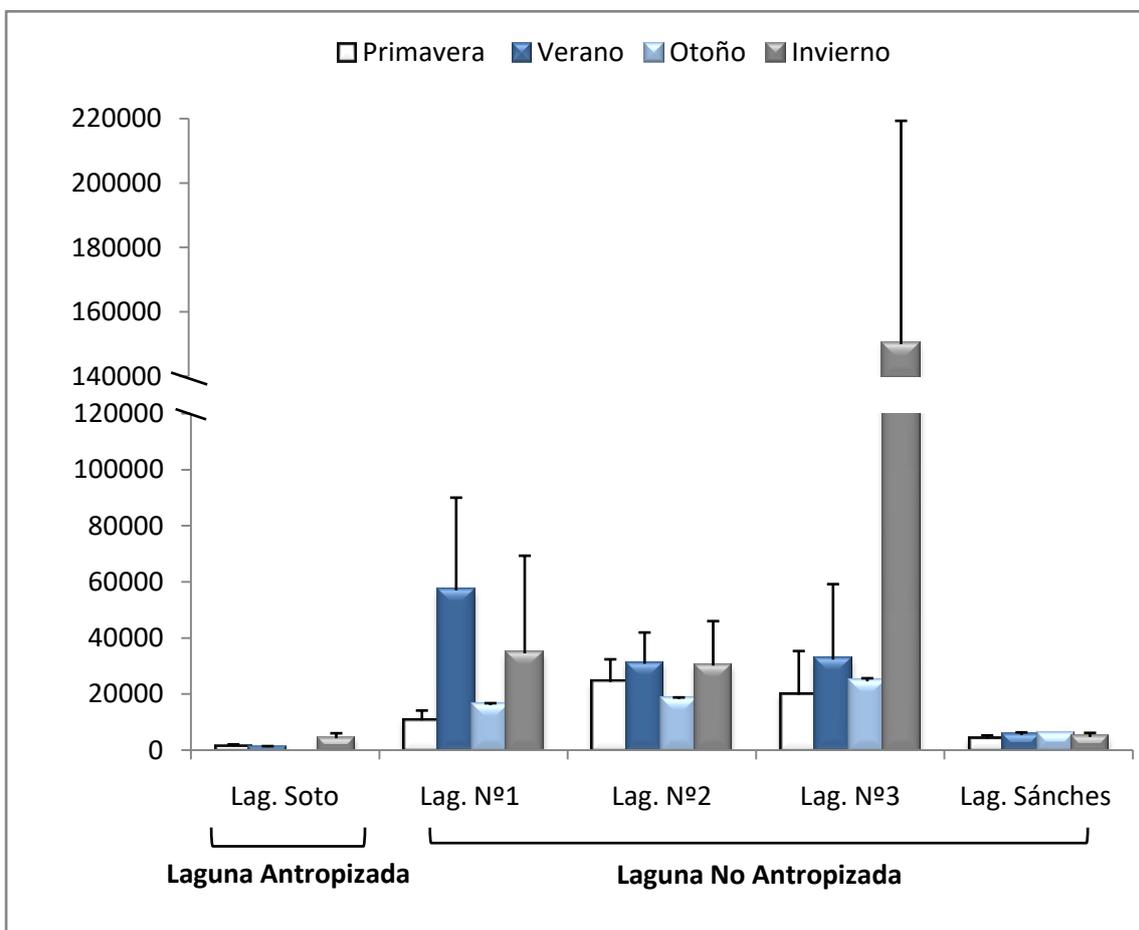


Fig. 9: Variación estacional de la abundancia total promedio de macroinvertebrados (ind.1000 g de peso seco de vegetación) asociados a *E. najas* en lagunas antropizadas y no antropizadas. Las barras muestran la desviación estándar.

Tabla 7: Valores de significancia ($p < 0,05$) obtenidos de la comparación de la abundancia total y riqueza de familias de macroinvertebrados hallados en *E. najas* en lagunas antropizadas y no antropizadas.

	Abundancia total	Riqueza de familias
	Soto	Soto
Nº1	H= 17,96 p= 0,0063	H= 14,87 p= 0,0204
Nº2	H= 15,92 p= 0,0142	H= 16,32 p= 0,0112
Nº3	H= 17,29 p= 0,0083	H= 16,26 p= 0,0115
Sánches	H=13,97 p= 0,0299	H= 14,82 p= 0,0208

El análisis NMDS, mostró diferencias estadísticamente significativas entre las lagunas (ANOSIM: $R = 0,25$; $p = 0,0001$) pero no entre las estaciones del año (ANOSIM: $R = 0,03$; $p = 0,1233$), Fig. 10. La ordenación de los ensambles de invertebrados en el análisis NMDS presentó un stress final aceptablemente bajo (11 %).

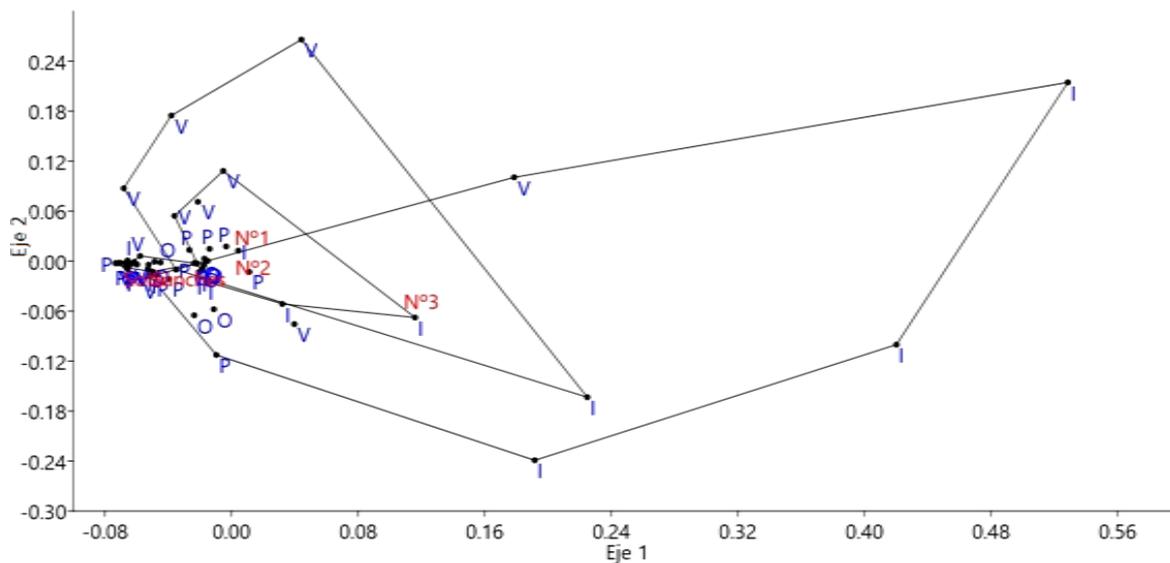


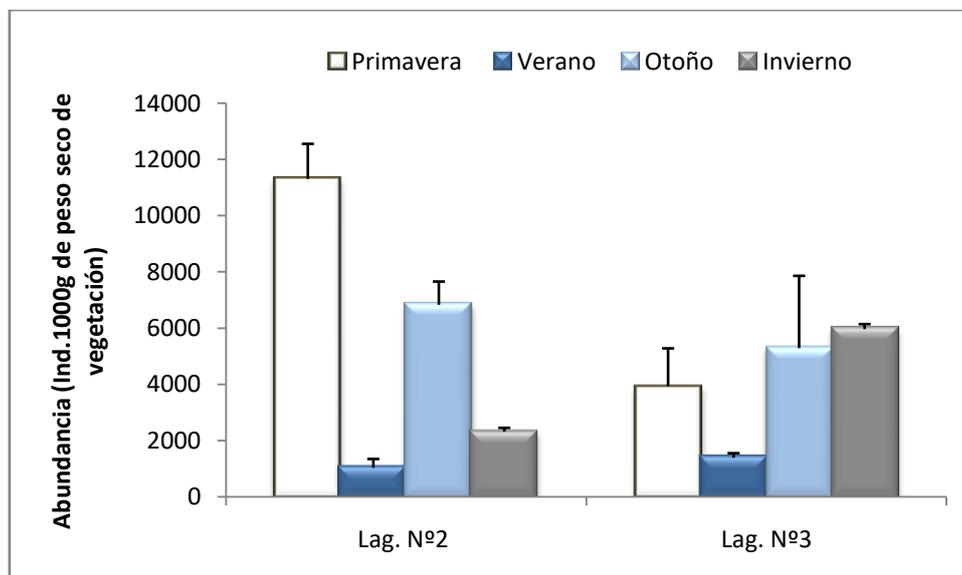
Fig. 10: Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) mostrando la abundancia de las diferentes familias de macroinvertebrados (ind.1000 g de peso seco de vegetación) asociados a *E. najas* en las distintas lagunas.

Eichhornia azurea

Durante el periodo de estudio esta especie fue muestreada solo en las lagunas no antropizadas N° 2 y N° 3. El mayor número de ind.1000 g de peso seco de vegetación, se registró en primavera en la primera de las lagunas (11307 individuos) y en número de ind.m², en invierno (4064,5) en la segunda laguna (Fig. 11 a y b). Esta aparente discrepancia entre las dos unidades de medición se debió a las variaciones de biomasa de las plantas entre fechas de muestreo. Por tal motivo, la máxima abundancia por peso seco de la vegetación no coincidió con la expresada en m² debido a que la biomasa de vegetación fue menor en primavera en la laguna N° 2. A la inversa, el mayor número de ind.m² en invierno en la laguna N° 3 no fue causado por un aumento en la biomasa de la vegetación, sino por un incremento en la abundancia de invertebrados.

Las diferencias en la abundancia total de invertebrados en ind.1000 g de peso seco de vegetación (H= 21,40; p= 0,0032) y en ind.m² (H= 17,96; p= 0,0121) y, la riqueza de familias (H=15,84; p= 0,0248 y H= 16,91; p= 0,0137 ind.1000 g de peso seco de vegetación e ind.m², respectivamente), fueron estadísticamente significativas entre ambas lagunas.

a)



b)

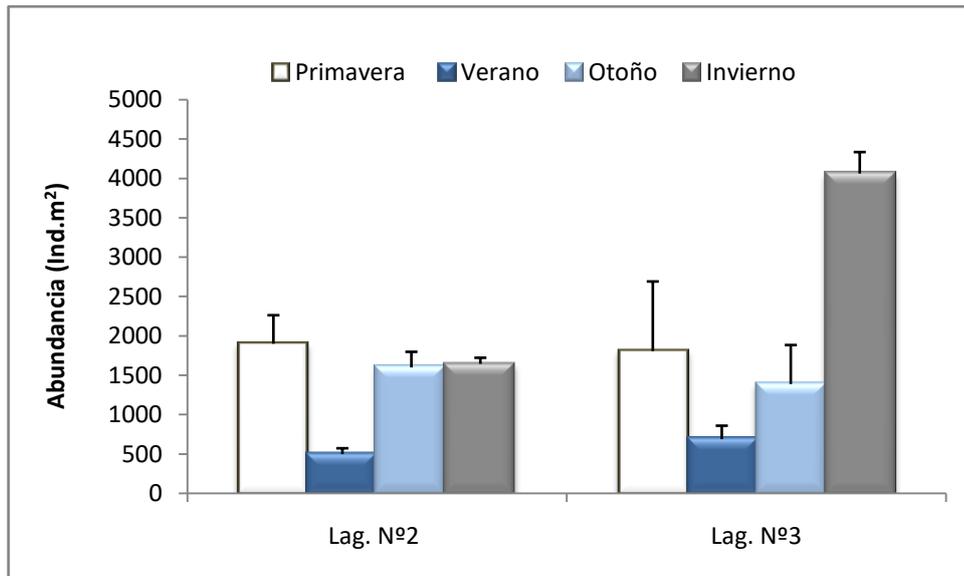
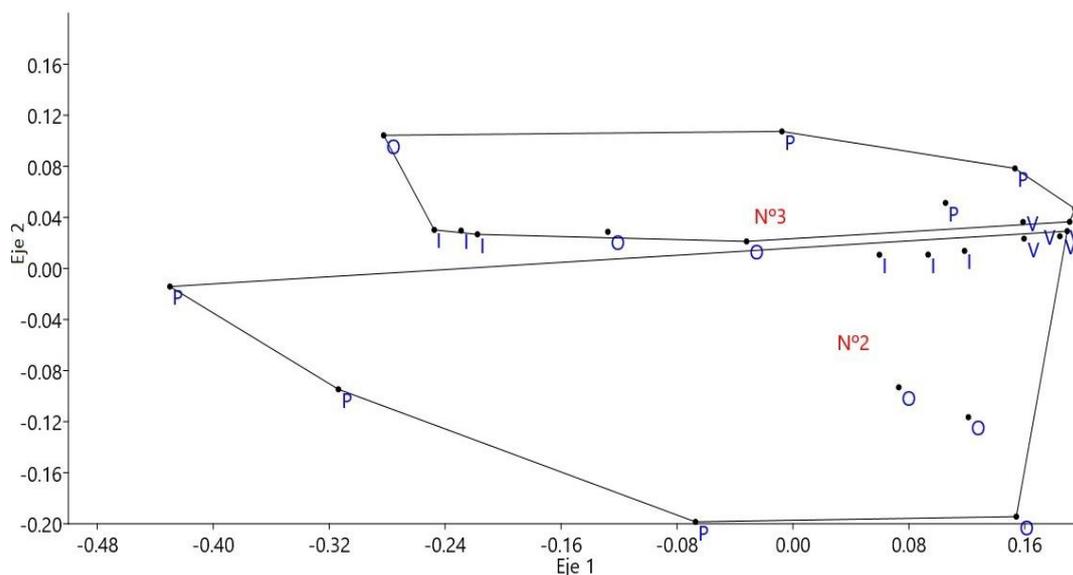


Fig.11: Variación estacional de la abundancia total promedio de macroinvertebrados asociados a *E. azurea* en lagunas antropizadas y no antropizadas; a) ind.1000 g de peso seco de vegetación y b) ind.m². Las barras muestran la desviación estándar.

El análisis NMDS agrupó a los invertebrados encontrados en la laguna N° 2 en diferentes fechas de muestreo en la parte inferior del Eje 2 y, los de la laguna N° 3, en la parte superior del Eje 2 (Fig. 12 a). En términos de número de ind.m², el análisis indicó que la colectividad de macroinvertebrados de primavera, verano y otoño de ambas lagunas e invierno de la laguna N° 2 (situados a la izquierda del Eje 1), son semejantes entre si y difiere claramente de la hallada en invierno en la laguna N° 3 (ubicados a la derecha del Eje 1), Fig. 12 b.

a)



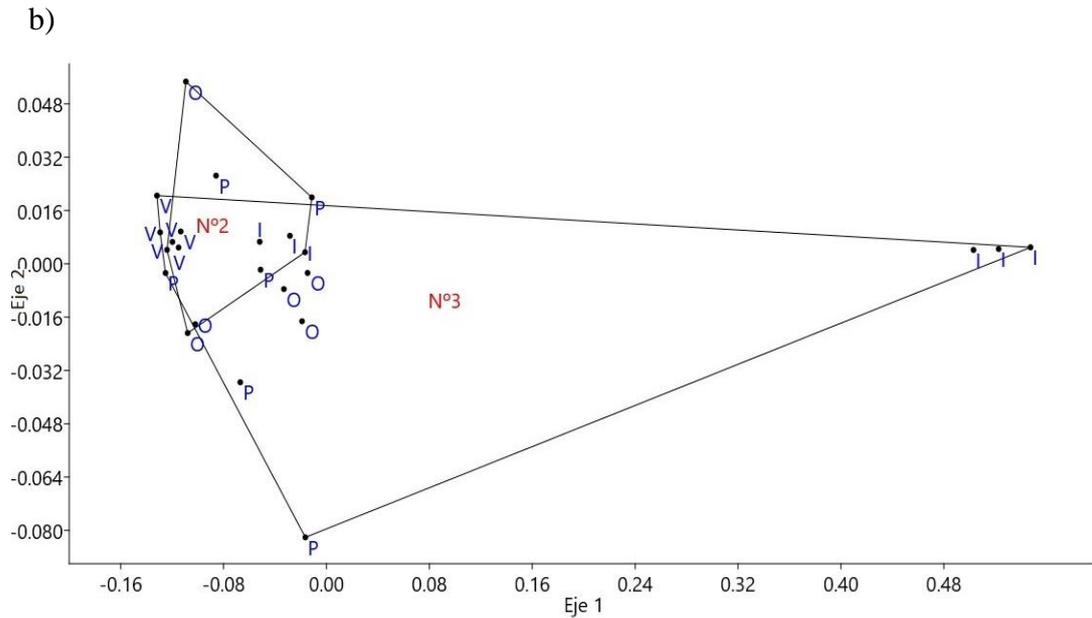
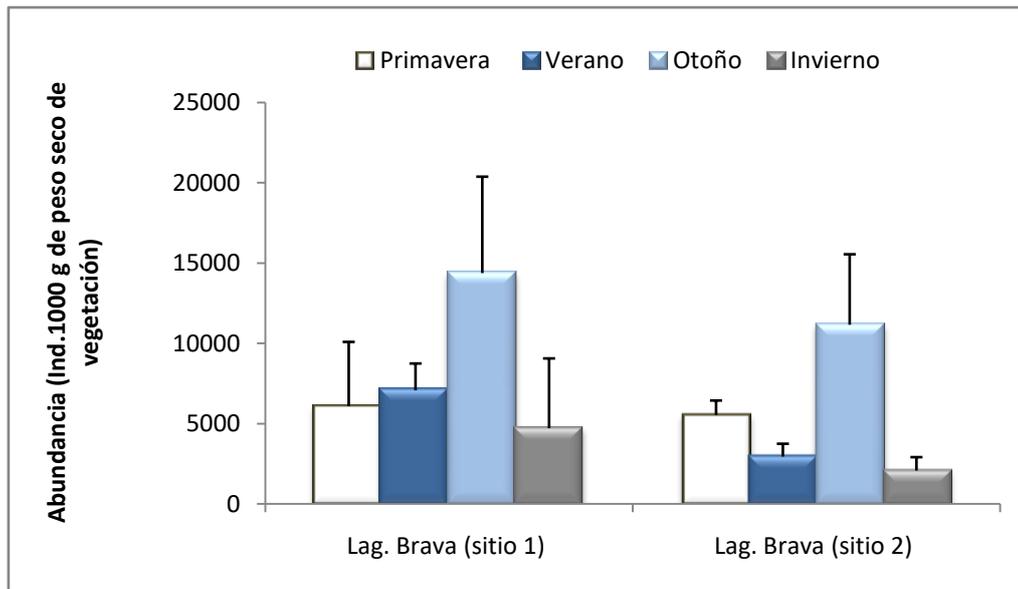


Fig. 12: Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) mostrando la abundancia de las diferentes familias de macroinvertebrados asociados a *E. azurea* en las distintas lagunas; a) número de ind.1000 g de peso seco de vegetación y b) número de ind.m².

Pistia stratiotes

La abundancia de invertebrados asociados a *P. stratiotes* en la laguna Brava, llegó a 14378,6 ind.1000 g de peso seco de vegetación y no superó los 2629,9 ind.m² (Fig. 13 a y b). Hubo diferencias estadísticamente significativas en la abundancia total expresada en ind.1000 g de peso seco de vegetación ($H= 14,37$; $p= 0,0449$) entre el sitio 1 y el 2 ubicados a diferente distancia del efluente. Sin embargo, cuando la abundancia se expresó en número de ind.m², las diferencias no fueron significativas ($H= 9,96$; $p= 0,1909$). Nuevamente, como se comentara para *E. azurea*, la no coincidencia de ambas unidades respecto de la abundancia estuvo relacionada con las diferencias en la biomasa de las plantas. La riqueza de familias no fue significativamente diferente entre ambos sitios en las distintas estaciones del año (ind.1000 g de peso seco de vegetación: $H= 11,90$; $p= 0,1018$ e ind.m²: $H= 11,02$; $p= 0,1344$).

a)



b)

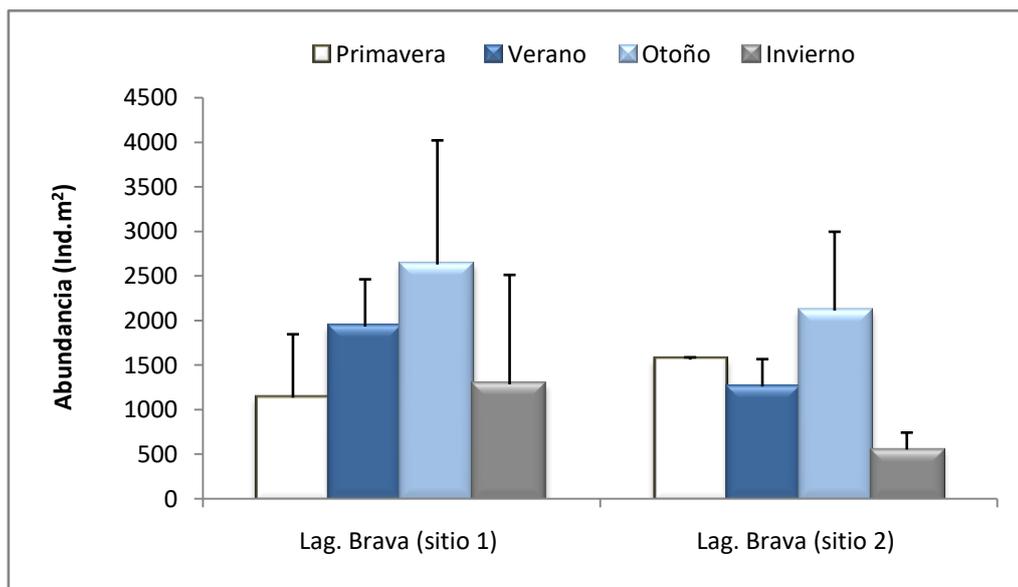


Fig.13: Variación estacional de la abundancia total promedio de macroinvertebrados asociados a *P. stratiotes* en la laguna Brava; a) ind.1000 g de peso seco de vegetación y b) ind.m². Las barras muestran la desviación estándar.

Ceratophyllum demersum

Hubo diferencias estadísticamente significativas en la abundancia total de invertebrados asociados a *C. demersum* de la laguna Soto ($p= 0,0366$) en verano e invierno, pero no en la riqueza de familias (Fig. 14).

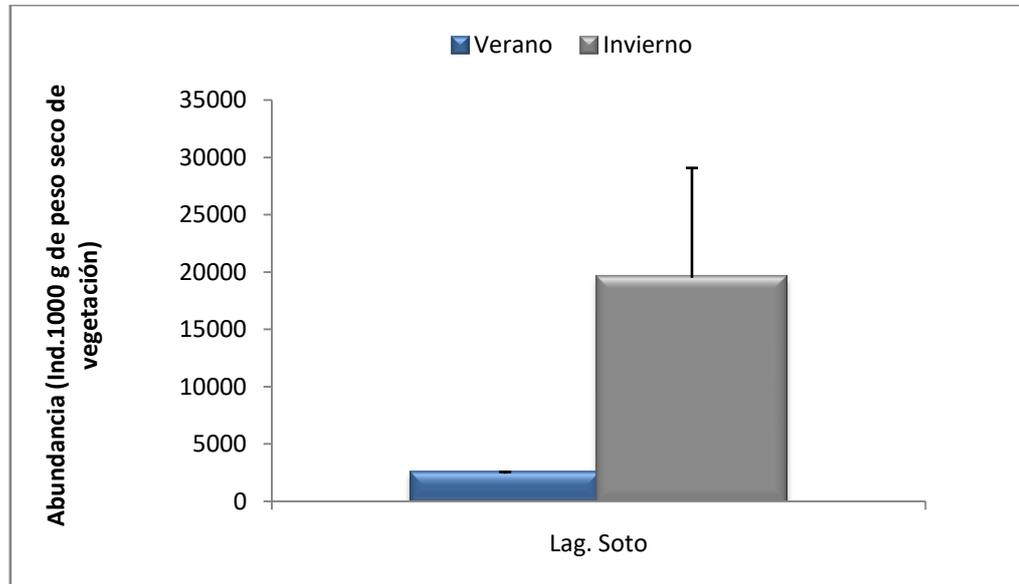


Fig.14: Variación estacional de la abundancia total promedio de macroinvertebrados (ind.1000 g de peso seco de vegetación) asociados a *C. demersum* en laguna Soto. Las barras muestran la desviación estándar.

Composición de taxones de macroinvertebrados y sus variaciones estacionales.

La composición de la colectividad de invertebrados asociados a *S. biloba* estuvo caracterizada por la abundancia de Hyalellidae (*Hyalella curvispina*), especialmente, en primavera e invierno (Fig. 15), a excepción de la laguna Pampín, donde en primavera y verano hubo una marcada disminución del oxígeno disuelto en el agua (0 mg.l^{-1} , Tabla 1). *Hyalella curvispina*, pertenece al grupo trófico funcional de los colectores-recolectores y, además, puede actuar como triturador (como se verá en el Capítulo V). En esta última laguna, los dominantes en número de individuos fueron Ceratopogonidae y Culicidae, cuyas proporciones variaron en las distintas fechas de muestreo (Fig. 15 a).

En las restantes lagunas fueron abundantes Naididae (Soto, especialmente en otoño), Hydrophilidae y Scirtidae (laguna N° 1) y Chironomidae e Hydrophilidae

(laguna Sánchez). Los oligoquetos Naididae se incluyen dentro de los colectores-recolectores.

En *S. biloba* habitan una gran variedad de familias de Coleoptera algunas representadas por varios géneros: Hydrophilidae (*Tropisternus* spp., *Helochaeres* spp., *Enochrus* spp. y *Derallus* spp), Noteridae (*Hydrochanthus* spp., *Suphis* spp. y *Suphisellus* spp.), Dytiscidae (*Laccophilus* spp., *Laccodytes* spp. e *Hydrovatus* spp.), Curculionidae y Scirtidae. Existe un amplio espectro trófico entre las distintas familias y géneros de coleópteros que va desde depredadores hasta herbívoros (Anexo I). Las larvas de Ceratopogonidae (depredadoras), Stratiomyidae (colectores-recolectores), Culicidae (colectores-recolectores y filtradores) y Chironomidae, con las subfamilias Chironominae y Tanytarsinae (colectores-recolectores y filtradores) y, Tanypodinae (depredadores) fueron las más abundantes del orden Diptera.

Caenidae (*Caenis* spp.) fue la familia de efemerópteros mejor representada, con máxima abundancia relativa entre 3,5 y 8 % dependiendo del cuerpo de agua y la fecha de muestreo. Utiliza la materia orgánica disuelta en el agua como fuente de alimento, clasificándose como colector-recolector.

Dos familias de Odonata con larvas depredadoras (Libellulidae y Coenagrionidae) fueron registradas en baja proporción en las carpetas de *S. biloba*, pero llamativamente llegan a 6 y 10,8 % de la abundancia total en la laguna Pampín. Se registraron en baja proporción las larvas de Trichoptera pertenecientes a Leptoceridae, Hydroptilidae (*Oxyethira* spp.), Polycentropodidae (*Cyrnellus* spp.) y Psychomyiidae. Una excepción fue esta última familia en la laguna Sánchez en verano, con 12,2 % del total. Estos tricópteros son, generalmente, colectores-filtradores y recolectores, existiendo representantes depredadores en las familias Polycentropodidae (*Polycentropus* spp.) y Leptoceridae y, herbívoros y raspadores en Hydroptilidae.

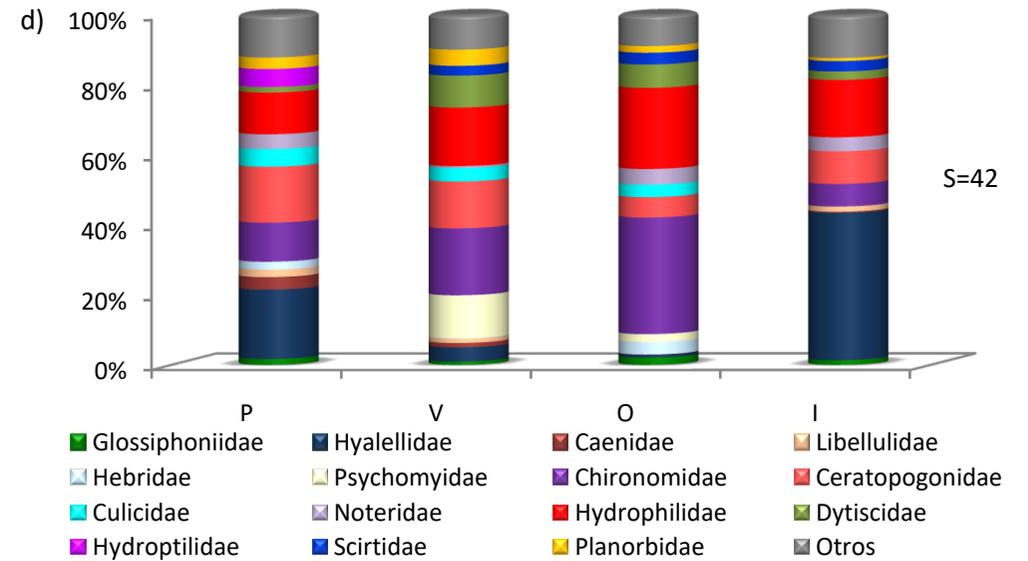
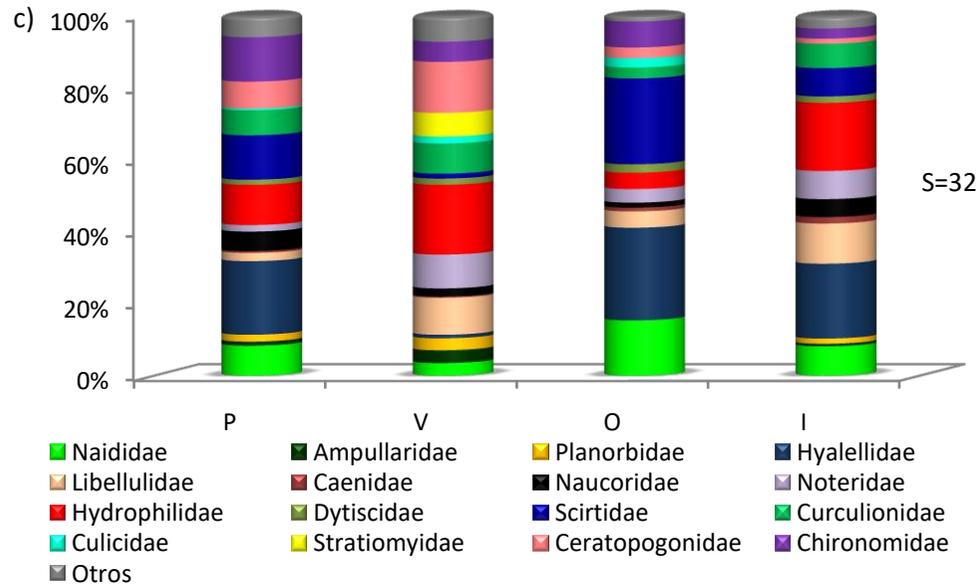
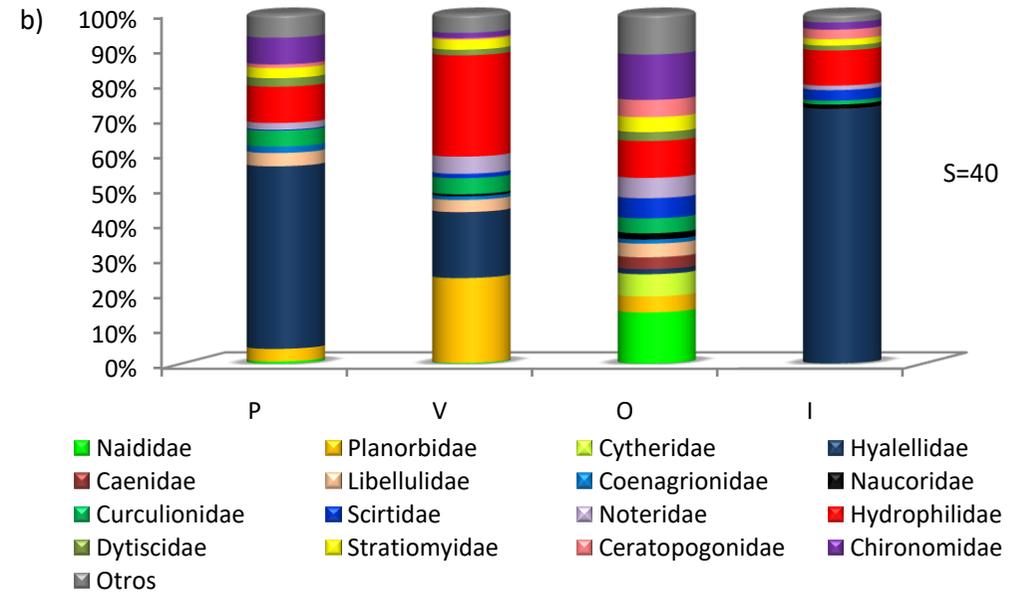
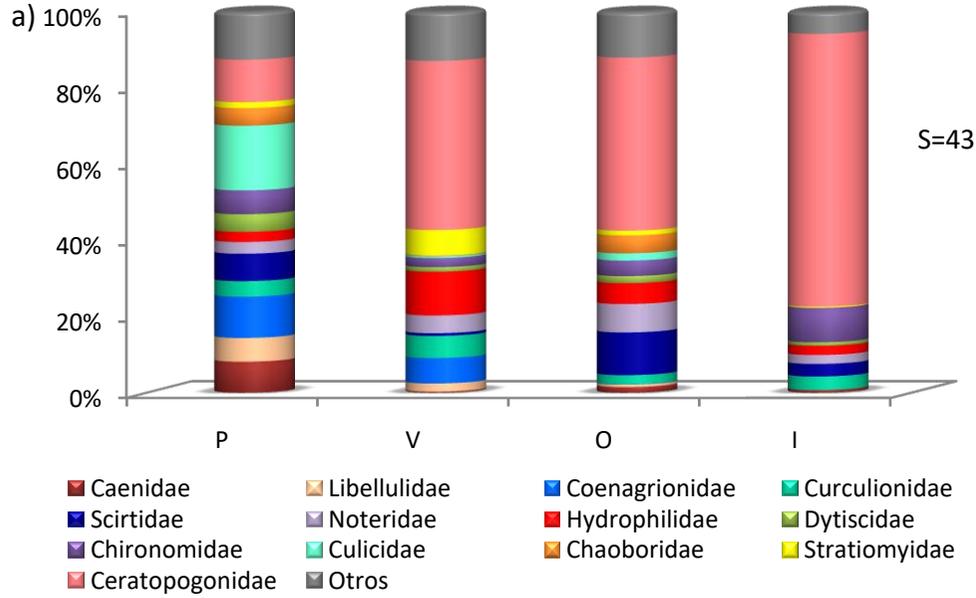


Fig. 15: Variación estacional de la abundancia relativa promedio de los macroinvertebrados asociados a *S. biloba*; a) Pampín, b) Soto, c) N°1 y d) Sánchez, S= riqueza de familias.

Al analizar la abundancia relativa de los macroinvertebrados asociados a *E. najas*, la laguna antropizada (Fig. 16 a y b) presentó pocas familias distribuidas en proporciones más equitativas que las lagunas no antropizadas (Fig. 17 a, b, c y d). Palaemonidae con una única especie (*Pseudopalaemon bouvieri*) fue frecuente y abundante en las praderas de *E. najas* de la laguna Soto, especialmente en primavera, mientras que Chironomidae y Planorbidae (*Biomphalaria* spp.) tuvieron una alta proporción en invierno, en los sitios 1 y 2, respectivamente.

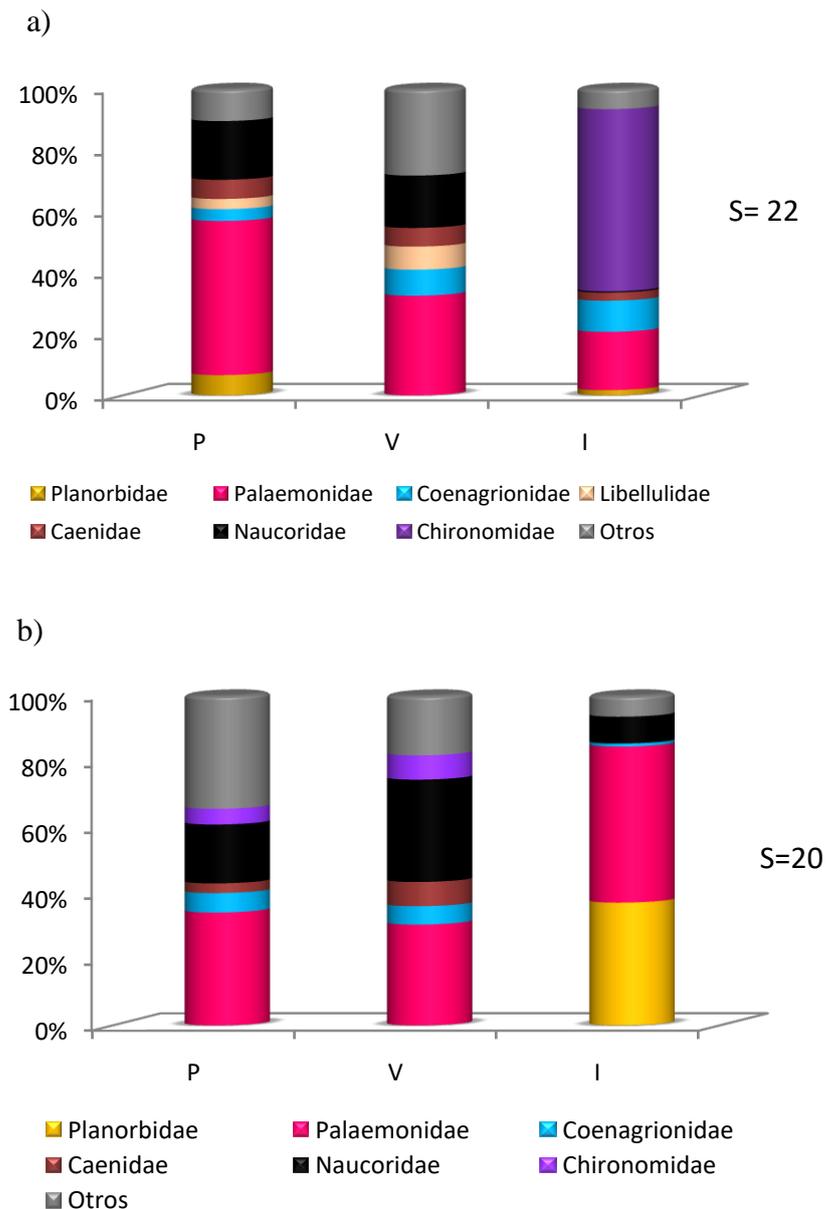


Fig. 16: Variación estacional de la abundancia relativa promedio de los macroinvertebrados asociados a *E. najas* en la laguna Soto (antropizada); a) sitio 1, b) sitio 2, S= riqueza de familias.



En las lagunas N° 1, 2, 3 y Sánches (no antropizadas), se alternaron en la dominancia numérica 5 familias: Chironomidae, Ceratopogonidae, Planorbidae, Naididae y Cyclestheriidae (*C. hislopii*). Naididae, Ancyliidae, Hyalellidae y Chironomidae fueron numéricamente abundantes en las diferentes estaciones del año en la laguna Sánches, mientras que Palaemonidae, Coenagrionidae y Curculionidae (clasificado como partidor) se registraron con menor abundancia (Fig. 17 a, b, c y d). Los moluscos (Planorbidae y Ancyliidae), son considerados raspadores, *C. hislopii* es colector-filtrador y *P. bouvieri* es omnívoro. Polycentropodidae dominó en primavera y otoño principalmente, con porcentajes que llegaron a 10,5 % en la laguna N° 2 y 8,9 % en la laguna N° 3. Caenidae y Baetidae fueron abundantes en primavera en la laguna N°3 (Fig. 17 c).

Por lo tanto, diferentes grupos tróficos funcionales (recolectores, depredadores, raspadores y colectores filtradores) se alternaron en la dominancia numérica de los invertebrados en las lagunas no antropizadas en las diferentes fechas de muestreo sin un patrón definido (Anexo I).

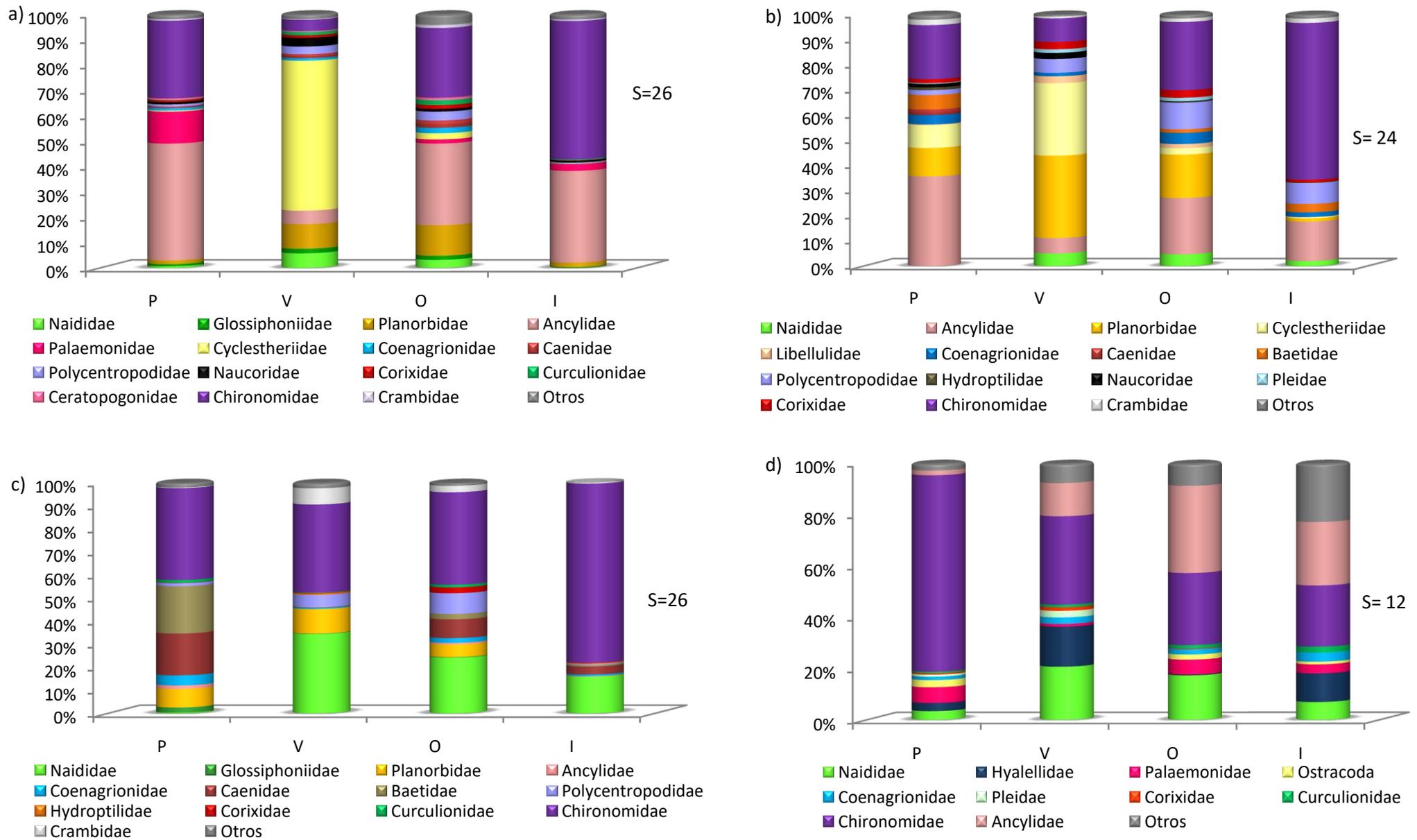
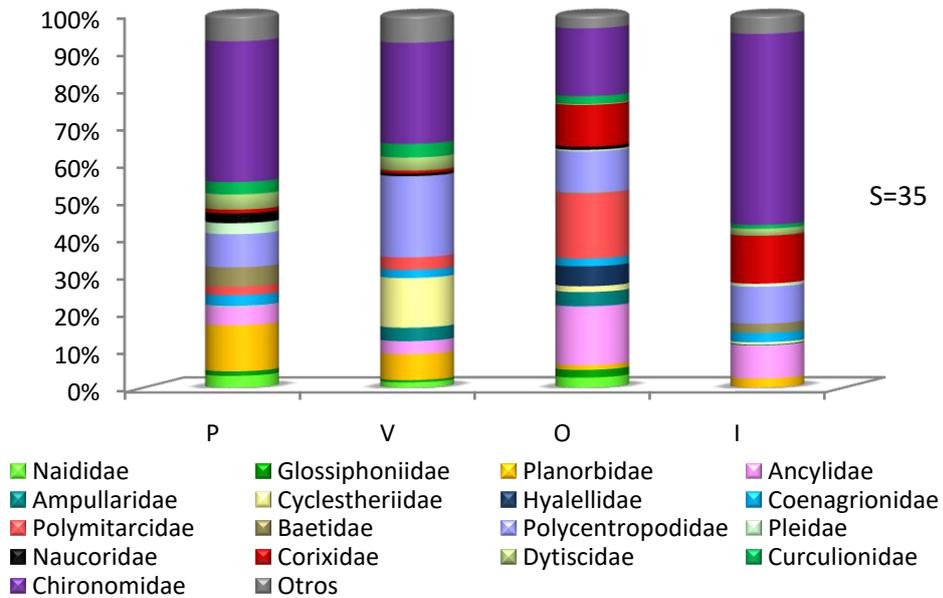


Fig. 17: Variación estacional de la abundancia relativa promedio de los macroinvertebrados asociados a *E. najas* en lagunas no antropizadas; lagunas a) N°1, b) N°2, c) N°3 y d) Sánchez, S= riqueza de familias.

Entre los invertebrados que habitan *E. azurea* en las lagunas no antropizadas, Chironomidae, Planorbidae y Naididae fueron dominantes en número de individuos en diferentes fechas de muestreo en ambas lagunas (Fig. 18 a y b). En la primera de ellas, Polymitarcidae con la especie *Asthenopus curtus* (colector-filtrador) y Polycentropodidae fueron abundantes en primavera, verano y otoño y, Corixidae (Tenagobia spp., considerado raspador) en otoño e invierno (Fig. 18 a).

a)



b)

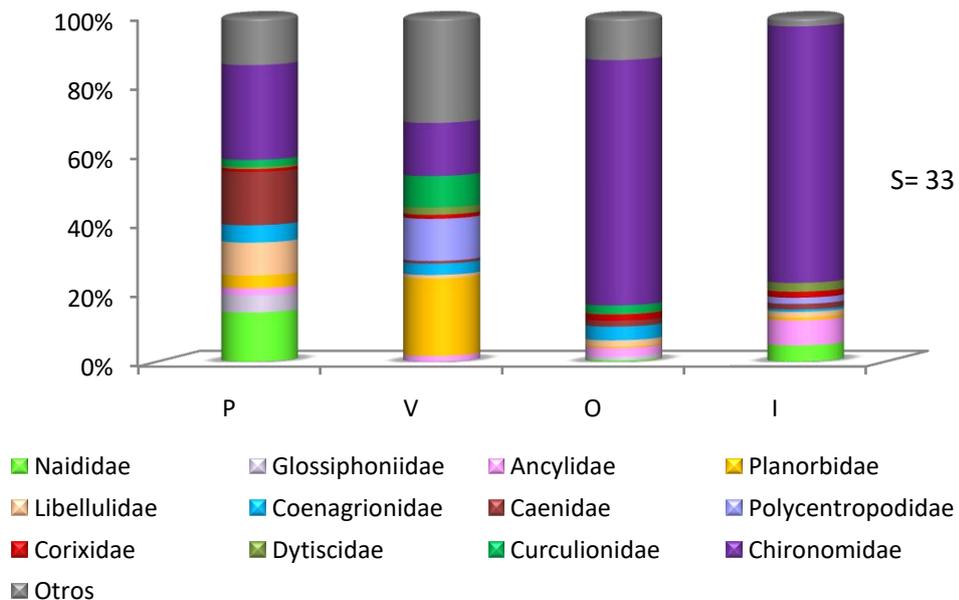
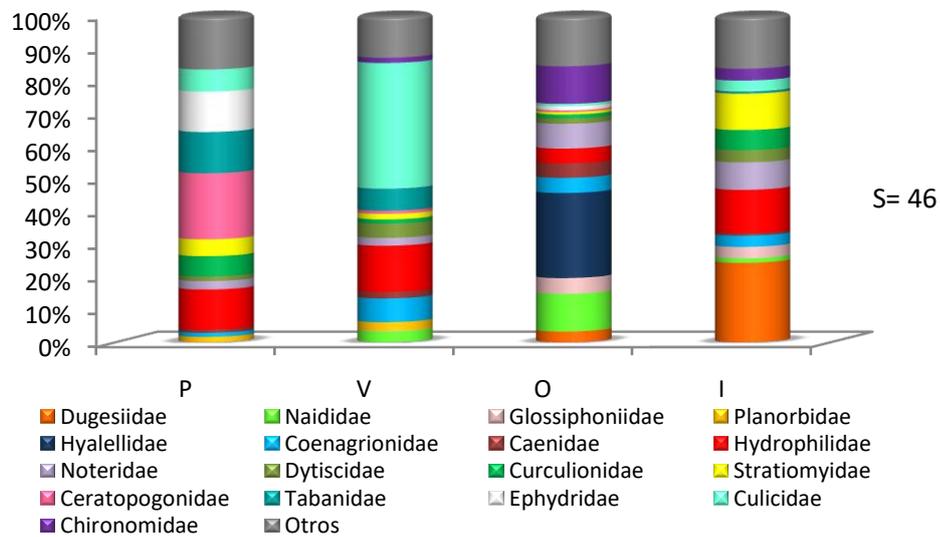


Fig. 18: Variación estacional de la abundancia relativa promedio de los macroinvertebrados asociados a *E. azurea* en lagunas no antropizadas; a) laguna N° 2 y b) laguna N° 3; S= riqueza de familias.

La proporción de invertebrados en las carpetas de *P. stratiotes* de la laguna Brava varió en las diferentes fechas de muestreo. Hubo alta proporción de dípteros (Culicidae, Ceratopogonidae, Tabanidae y Ephydriidae) y coleópteros (Hydrophilidae) en primavera- verano. Hydrophilidae y Dugesiiidae predominaron en invierno, *H. curvispina* fue muy abundante en otoño (Fig. 19 a y b) con buenas concentraciones de oxígeno disuelto en el agua y no fue registrada cuando hubo escasez de oxígeno disuelto (primavera y verano). Tabanidae y Dugesiiidae son considerados depredadores, mientras que a Ephydriidae, se le asigna más de un grupo trófico funcional (partidor, raspador, depredador).

a)



b)

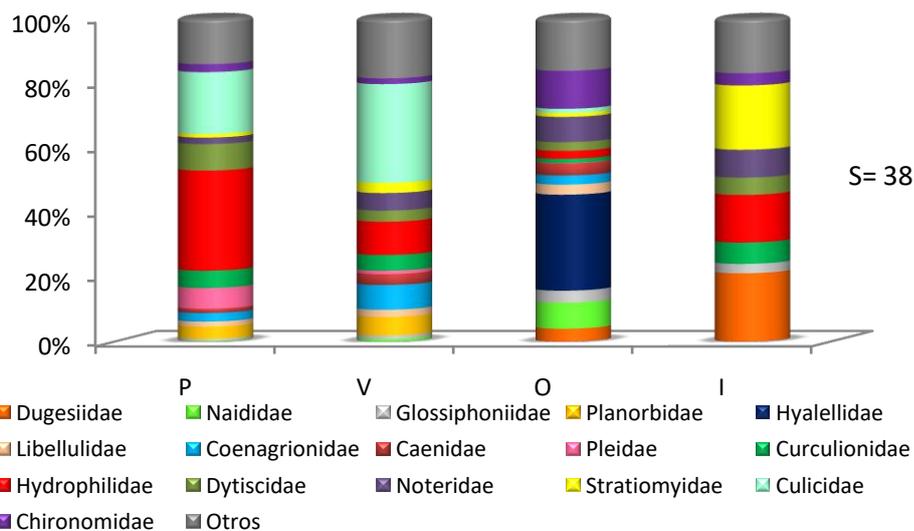


Fig. 19: Variación estacional de la abundancia relativa promedio de los macroinvertebrados asociados a *P. stratiotes* en laguna Brava; a) sitio 1, b) sitio 2, S= riqueza de familias.

En las carpetas de *C. demersum*, Palaemonidae fue dominante en número de individuos en verano y Chironomidae en invierno. Libellulidae y Caenidae fueron registrados en primavera y Crambidae (*Parapoynx* spp.), en invierno (Fig. 20). Este último género pertenece al grupo de los partidores.

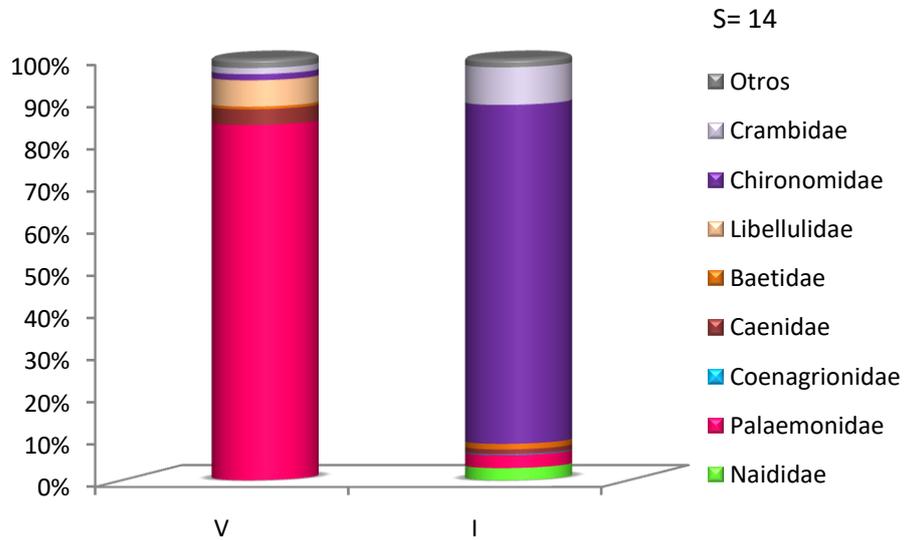


Fig. 20: Variación estacional de la abundancia relativa promedio de los macroinvertebrados asociados a *C. demersum* en la laguna Soto; S: riqueza de familias.

DISCUSIÓN

Las colectividades de invertebrados asociados a la vegetación acuática tuvieron variaciones espaciales demostradas por las diferencias encontradas entre las 7 lagunas seleccionadas para esta tesis, así como también, presentaron variaciones temporales. La composición de la vegetación es un factor clave que incide en la estructura de estas colectividades (como se demostró en el capítulo III), no solo cuando se comparan diferentes sustratos que coexisten en la misma laguna, sino también, al comparar diferentes humedales. Por tal motivo, las comparaciones entre humedales afectados y no afectados por acción antrópica deben realizarse teniendo en cuenta el tipo de sustrato vegetal para evitar confundir los efectos derivados de posibles acciones antrópicas con el tipo de sustrato dominante en cada humedal. Coincidentemente, las variaciones en la abundancia total de invertebrados asociados a la vegetación acuática en un río bajo influencia antrópica en la provincia del Chaco se debieron en gran parte al tipo de sustrato vegetal (Damborsky *et al.*, 2012).

Esto plantea un problema (como ocurrió en esta tesis), debido a que la colonización de los cuerpos de agua por las plantas acuáticas es muy dinámica y depende de las condiciones del agua de cada laguna, motivo por el cual, la misma especie vegetal no siempre estuvo presente simultáneamente en las diferentes lagunas. Tal fue el caso de *E. azurea*, *C. demersum* y *P. stratiotes*, aunque *E. najas* y *S. biloba* fueron encontradas en todas las estaciones del año en la mayoría de las lagunas seleccionadas. En las lagunas antropizadas, no es común encontrar vegetación sumergida, debido al aumento de la turbidez y la conductividad del agua, condición que favorece el predominio de las plantas flotantes libres. Este es el caso de *Eichhornia crassipes*, la especie más abundante y frecuente en las lagunas de la planicie de inundación del río Paraná, que prefiere aguas turbias y conductividad moderada y su crecimiento está limitado por la disponibilidad de nitrógeno (Carignan y Neiff, 1992). Por esta razón, *E. crassipes* no fue frecuente en las lagunas estudiadas.

La abundancia total de los invertebrados encontrados en cada especie de planta acuática fue diferente a la hallada previamente en las lagunas de la cuenca del río Riachuelo. Los valores máximos y mínimos de abundancia total de macroinvertebrados asociados a *S. biloba*, fueron inferiores a los citados por Bonetto *et al.* (1978) al analizar la mesofauna de la laguna Brava. Para *E. najas*, los valores máximos de abundancia expresados en número de ind.1000 g de peso seco de vegetación, fueron inferiores a los registrados para una laguna de la cuenca del río Riachuelo (Poi de Neiff, 1979) para la macro y meso fauna. Al comparar la abundancia de invertebrados asociados a *E. azurea* en diferentes sitios a lo largo del río Paraguay (Poi de Neiff, 2003 a), la abundancia de macroinvertebrados fue mucho mayor que la hallada en las lagunas estudiadas (N° 2 y N° 3) de la cuenca del río Riachuelo.

La abundancia fue notablemente inferior a la citada por Poi de Neiff (2003 b) para los invertebrados mayores de 125 µm asociados a *S. biloba*, *E. najas* y *E. azurea* de las lagunas del sistema Iberá. La máxima abundancia de los invertebrados hallados en *P. stratiotes*, dobló en número a la registrada por Poi de Neiff y Neiff (1977) para la meso y macrofauna de invertebrados en una laguna de la planicie de inundación del río Paraná, en un ciclo anual.

La composición de taxones y los grupos más abundantes presentes en *S. biloba*, coinciden, en general, con los hallados por Bonetto *et al.* (1978). Estos autores resaltan la abundancia de dípteros (larvas de Chironomidae y

Ceratopogonidae) y, de coleópteros, principalmente, Noteridae. Los resultados de esta tesis concuerdan con lo expuesto anteriormente, sin embargo, difieren en la proporción de Naididae y Hyalellidae hallada por los citados autores. La alta abundancia de Oligochaeta e Insecta concuerda con los resultados de Poi de Neiff (2003 b).

De acuerdo a Poi de Neiff (1979), los taxones dominantes en *E. najas* fueron principalmente insectos, destacándose además, la abundancia de los crustáceos (*H. curvispina* y *P. bouvieri*) y los gastrópodos (*Gundlachia* spp. y *Biomphalaria* spp.), lo cual coincidió con lo hallado en esta tesis. Para el mismo sustrato vegetal, la clara dominancia de Chironomidae entre los dípteros, la elevada abundancia relativa de Corixidae (Hemiptera) y otros taxa presentes en menor proporción (Naucoridae, Caenidae y Libellulidae), concuerdan con lo descrito para *E. najas* de las lagunas y cursos de agua del Iberá (Poi de Neiff, 2003 b). A diferencia de lo hallado en este último estudio, la densidad de moluscos (Planorbidae y Ancyliidae) fue alta en las lagunas estudiadas.

Poi de Neiff (1979) registró que los taxones dominantes (número de ind.m²) en *P. stratiotes* fueron los insectos, oligoquetos, hirudíneos, anfípodos y moluscos. Entre los primeros, se destacaron por su abundancia, los coleópteros, hemípteros, odonatos y, especialmente las larvas de dípteros (Ceratopogonidae y Tabanidae) a lo largo de todo el año. Culicidae fue registrada de manera esporádica y en baja abundancia, sin embargo, en esta tesis la misma familia fue muy abundante en primavera y verano. En el trabajo de referencia, Hyalellidae fue abundante en todas las estaciones del año, alcanzando su máxima densidad en primavera. Esto no concuerda con lo hallado en esta tesis, donde *H. curvispina* fue registrada solamente en otoño.

La composición de los taxones más abundantes en *E. azurea*, fue similar a los citados por Poi de Neiff (2003 a), con la predominancia de Chironomidae, Ephemeroptera, Trichoptera y Odonata. Además, *C. hislopii* fue muy abundante, al igual que lo ocurrido en la presente tesis.

Cuando se analizaron los invertebrados que habitan las plantas flotantes libres, los picos estacionales de abundancia no son coincidentes cuando los resultados se expresan en las diferentes unidades de referencia utilizadas en esta tesis. Esto se debe a que las plantas de esta bioforma pueden presentarse más agregadas en determinados sectores de la laguna por la acción del viento. Cuando esto ocurre los incrementos en el número de individuos son debidos al aumento en el

número de plantas por unidad de superficie y no a un pico poblacional de los invertebrados.

Al comparar la abundancia de las diferentes familias de invertebrados registradas en las 7 lagunas en diferentes sustratos vegetales, el Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) permitió separar lagunas pero, el stress indicado por el NMDS es alto, especialmente, en lo referido a los ind.1000 g de peso seco de vegetación. Esto se debería a los desvíos de los valores promedio causados, en parte, por la diferente agregación de las plantas acuáticas comentada en el párrafo precedente. Cuando se incluyeron las familias seleccionadas con el SIMPER, el análisis multivariado separó nuevamente a las lagunas, pero al considerar los géneros de invertebrados seleccionados por el mismo programa, el NMDS separó los diferentes sustratos. Ninguno de estos análisis permitió diferenciar con claridad las lagunas antropizadas de las no antropizadas y, el patrón espacial, resultó altamente variable.

Cuando las comparaciones entre lagunas antropizadas y no antropizadas se realizaron para cada especie vegetal, las diferencias en la abundancia total fueron significativas en ambas unidades de referencia para *Egeria najas*, pero no para *Salvinia biloba*. En cambio, la riqueza de familias no fue diferente entre lagunas antropizadas y no antropizadas para ambos sustratos vegetales. La abundancia de las diferentes familias de macroinvertebrados tuvo diferencias significativas entre lagunas antropizadas y no antropizadas considerando a *S. biloba* y *E. najas* por separado.

Por lo tanto, la abundancia total de las colectividades de macroinvertebrados asociados a las plantas acuáticas sumergidas como *E. najas* y, la abundancia de las diferentes familias de invertebrados en plantas flotantes libres y sumergidas, sería aconsejable para evaluar la integridad de los humedales estudiados más que la riqueza de taxones. Los resultados coinciden en parte con lo indicado para otros humedales (Batzer y Boix, 2016).

Las colectividades de invertebrados de las lagunas estudiadas tuvieron una alta proporción de crustáceos (*P. bouvieri* y *H. curvispina*), larvas de dípteros, (Chironomidae, Ceratopogonidae, Culicidae y Stratiomyidae), oligoquetos (Naididae) y coleópteros (Hydrophilidae y Scirtidae) dependiendo de la laguna y la fecha del muestreo sin un patrón claro que diferencie las lagunas antropizadas de las no antropizadas. La mayoría de estas familias han sido reportadas como abundantes en la vegetación de las lagunas de la cuenca del río Riachuelo (Bonetto *et al.*, 1978; Poi de Neiff, 1979) y en la planicie del río Paraná (Poi de Neiff y Neiff, 2006). El análisis de

447 humedales de agua dulce localizados en diferentes regiones del mundo demostró que Chironomidae (larvas) y Dytiscidae son las únicas familias de invertebrados ubicuas (Batzer y Boix, 2016), en tanto que, Corixidae, Hydrophilidae y Oligochaeta ocurren en más del 50 % de los humedales.

La abundancia de los distintos grupos tróficos funcionales (colectores-recolectores, colectores-filtradores, omnívoros, herbívoros, trituradores, depredadores y raspadores) fue variable, tanto en las lagunas antropizadas como en las no antropizadas, en las diferentes estaciones del año. Estos resultados no concuerdan con lo hallado en ríos afectados por la acción del hombre donde la proporción de raspadores y depredadores disminuye y aumenta la proporción relativa de filtradores (U.S EPA, 2002). También difieren de lo encontrado por Poi de Neiff *et al.* (2003 b) en las lagunas del sistema Iberá, donde predominan los invertebrados colectores y, los partidores, son escasos.

Hyaella curvispina es muy frecuente en los humedales del nordeste de Argentina donde se la encontró asociada a distintas especies de plantas acuáticas pertenecientes a diferentes bioformas (Poi de Neiff y Neiff, 2006). Su densidad de población es alta en las lagunas permanentes cuya conductividad eléctrica varía entre 65 y 260 mS.cm⁻¹ y *Pistia stratiotes* es la vegetación dominante (Galassi *et al.*, 2006). También ha sido reportada asociada a la vegetación flotante de la planicie del río Orinoco (Blanco Belmonnte *et al.*, 1998) y al bentos del río Paraná (Zilli *et al.*, 2008). Aunque la vegetación flotante libre alcanza gran cobertura en la planicie del río Paraguay, *H. curvispina* no fue encontrada en la planicie de este río (Poi de Neiff, 2003 a; Por y Rocha, 1998) donde la anoxia del agua es frecuente durante las crecientes. De acuerdo a Tagliaferro y Pascual (2017), el decrecimiento en abundancia de *H. araucana* y *H. curvispina* en el bentos del río Santa Cruz es debido a la depleción del oxígeno disuelto. En experiencias de laboratorio fue demostrado que los adultos de *H. curvispina* expuestos a bajas concentraciones de pesticidas (endosulfan) aumentan la tasa de consumo de oxígeno (Negro *et al.*, 2013).

En el presente estudio, *H. curvispina* fue registrada en muy baja abundancia en las lagunas Pampín y Brava en los meses de primavera y verano cuando se registró depleción del oxígeno disuelto.

Pseudopalaemon bouvieri es un camarón frecuente en las praderas sumergidas de *E. najas* en las lagunas de la cuenca del río Riachuelo (Poi y Galassi, 2013 a), sin embargo, en la laguna Pampín, sus poblaciones tuvieron baja abundancia. De acuerdo a



Carnevalli *et al.* (2016), el bajo contenido de oxígeno disuelto y la baja transparencia (indicativos de condiciones de eutrofia) determinaron la escasa abundancia de esta especie en la citada laguna respecto de otras de la misma cuenca y el acortamiento de su ciclo reproductivo.

La abundancia relativa de Ephemeroptera, sugerida como indicadora de integridad biótica (Lunde y Resh, 2012), llegó a 8% del total en una laguna antropizada (Pampín) en las carpetas de *S. biloba* que se localizan cerca de la superficie del agua por ser plantas flotantes libres. En tanto que, en las praderas sumergidas de *E. najas* en una laguna no antropizada, este valor fue ampliamente superado (17,8 %) en la misma estación del año (primavera). En cambio, la proporción de Odonata, no disminuyó en las lagunas bajo acción antrópica como se cita frecuentemente en la literatura (Batzer y Boix, 2016). Los resultados del presente estudio indican que en las lagunas eutróficas (por ejemplo laguna Soto), Libellulidae y Coenagrionidae alcanzaron una alta proporción respecto de las no antropizadas. De acuerdo a Bouchard (2004), Libellulidae es muy común y abundante en aguas eutróficas y son muy tolerantes a bajos niveles de oxígeno y alto contenido de nutrientes.

En las lagunas no antropizadas (Nº 1, 2 y 3), la abundancia relativa de las larvas de Trichoptera que habitan *E. najas* en otoño, fue hasta 10 veces mayor respecto de las lagunas antropizadas. La mayor proporción de este Orden es indicativo según Lunde y Resh (2012) de la integridad de los humedales.

La abundancia de Coleoptera ha sido relacionada a la eutrofización en humedales de España (Ortega *et al.*, 2004), así como su abundancia relativa (Lunde y Resh, 2012). Sin embargo, en las lagunas no antropizadas estudiadas, la proporción de Coleoptera fue más elevada que la hallada en las carpetas de *S. biloba* en las lagunas antropizadas.

La comparación de las colectividades de invertebrados entre lagunas antropizadas y no antropizadas mostró algunas tendencias, aunque en el caso de las lagunas seleccionadas, las diferencias fueron menos pronunciadas respecto de lo planteado en los objetivos de esta tesis. Esto pudo estar relacionado con el hecho de que las lagunas periurbanas están sujetas a cambios periódicos en sus condiciones limnológicas derivadas de la recurrencia de los períodos secos y lluviosos y de los cambios en el uso de la tierra (Poi *et al.*, 2016).

CAPÍTULO V



*BIOMASA Y HÁBITO
ALIMENTARIO DE
MACROINVERTEBRADOS*

INTRODUCCIÓN

La estimación de la biomasa de los invertebrados es útil para evaluar la transferencia de energía de los individuos entre los hábitats terrestre y acuático (Sabo *et al.*, 2002) y para determinar características poblacionales como producción secundaria, patrones estacionales y las relaciones tróficas existentes entre grupos funcionales (Benke, 1996). La estimación directa de la biomasa puede demandar considerable tiempo de procesamiento cuando las poblaciones de invertebrados presentan alta densidad, además, el material no queda disponible para la posterior identificación taxonómica. Entre los métodos indirectos, las regresiones longitud-peso seco han sido muy utilizadas para estimar la biomasa de los invertebrados a partir de una medida de dimensión lineal, por ejemplo: longitud total del cuerpo (Hodar, 1996; Benke *et al.*, 1999; Miserendino, 2001; Sabo *et al.*, 2002), ancho de la cápsula cefálica (Benke, 1996; Cressa, 1999 a; Cressa, 1999 b; Becker *et al.*, 2009) y la distancia interocular (Becker *et al.*, 2009). Sin embargo, deben tomarse recaudos al estimar la biomasa utilizando regresiones obtenidas para los mismos taxones en distintas regiones geográficas, ya que éstas pueden ser significativamente diferentes (Miserendino, 2001). Por lo tanto, resulta necesario disponer de regresiones longitud-peso seco para las especies de invertebrados dominantes de los humedales del área de estudio, a efectos de proporcionar datos más precisos para la estimación de su biomasa.

Las poblaciones del acridio semiacuático *Cornops aquaticum* Bruner (1906), ocupan un lugar destacado entre los invertebrados por su abundancia y biomasa por arriba de la línea del agua (Franceschini *et al.*, 2011 a). Esta especie presenta un área de distribución amplia en el Neotrópico que abarca desde el sureste de México hasta el centro de Argentina y Uruguay (Adis *et al.*, 2007). Las ninfas y adultos se alimentan de las láminas foliares de las Pontederiaceae, especialmente, *Eichhornia azurea* y *Eichhornia crassipes* (Franceschini *et al.*, 2011 b; Adis y Junk, 2003). Estas macrófitas forman densas carpetas flotantes que pueden llegar a cubrir gran parte de la superficie en muchos humedales de Sudamérica (Da Silva y Esteves, 1993; Piedade y Junk, 2000; Neiff *et al.*, 2008). Los distintos valores de biomasa de los individuos determinan capacidades de consumo diferentes en las especies de herbívoros asociados a una misma macrófita (Franceschini *et al.*, 2011 a; Martínez *et al.*, 2013). A su vez, en una misma especie de herbívoro, existen variaciones en el consumo determinadas por el estado de desarrollo y la

biomasa por individuo que presenta cada categoría de edades (Franceschini *et al.*, 2011 a, Franceschini *et al.*, 2013). En estos humedales, la abundancia y estructura de edades de la población de *C. aquaticum* tienen variaciones estacionales e interanuales que están en relación con las variables climáticas y con los valores de biomasa de la planta huésped (Franceschini *et al.*, 2013).

Una de las especies de macroinvertebrados que se encuentra ampliamente distribuida en la Argentina es el anfípodo *Hyaella curvispina* (Grosso y Peralta, 1999; Lopretto y Tell, 1995). Sus poblaciones presentan variaciones en el ciclo anual en abundancia (entre 338 y 1200 ind.m² y, 1641 y 18785 ind.1000 g de peso seco de vegetación) y biomasa (entre 0,20 y 1,95 g.m²) y, el pico poblacional ocurre en primavera (Galassi *et al.*, 2006). Esta especie fue encontrada principalmente asociada a plantas acuáticas de diferentes ambientes del nordeste de Argentina (Poi de Neiff, 2003 a; Poi de Neiff y Neiff, 2006; Poi de Neiff y Carignan, 1997), en el bentos de arroyos de la provincia de Buenos Aires (Casset *et al.*, 2001) y de lagunas de la planicie del río Paraná (Zilli *et al.*, 2008) y del Iberá (Bechara y Andreani, 1986). *Hyaella curvispina* y *P. bouvieri* conforman una parte significativa de la biomasa total de los invertebrados que colonizan la materia orgánica en descomposición, llegando a 18,2 % y 67,6 % del total, respectivamente (Poi *et al.*, 2016).

El conocimiento acerca de los recursos alimentarios que utiliza *H. curvispina* en las lagunas estudiadas en la presente tesis es escaso, existiendo un trabajo de referencia para cuerpos de agua similares (Saigo *et al.*, 2009). *Hyaella curvispina* ha sido clasificada como herbívoro sobre el fitobentos (Giorgi y Tiraboschi, 1999), triturador (Cummins *et al.*, 2005), raspador y depredador (Wantzen y Wagner, 2006), colector-recolector y triturador facultativo (Saigo *et al.*, 2009) y también recolector, procesando la materia orgánica particulada fina depositada en las plantas acuáticas (Poi de Neiff y Carignan, 1997). Además, el hábito alimentario de un determinado taxón puede cambiar según la estación del año, el hábitat y los estadios de desarrollo por los cuales atraviesa el organismo (Merritt y Cummins, 1996). En trabajos realizados en nuestra región (Poi de Neiff y Neiff, 2006; Poi de Neiff y Carignan, 1997) se encontró que algunos taxones pueden ser asignados a más de un grupo trófico funcional y, que otros, se comportan de manera diferente en distintos estadios del desarrollo y, a veces, en distintos períodos hidrológicos. Estudios

realizados por Casset (2001) y Saigo *et al.* (2009) para otros cuerpos de agua de Argentina, apoyan lo expuesto anteriormente pudiendo encontrarse diferencias entre los ítems alimentarios consumidos por los organismos en distintas lagunas (Saigo *et al.*, 2009). La asignación de los organismos a grupos tróficos funcionales queda aún por resolver en la Región Neotropical ya que, generalmente, se utilizan clasificaciones realizadas para especies de la Región Holártica donde las mismas utilizan otros recursos (Jacobsen *et al.*, 2008).

Los objetivos de este capítulo fueron: a) obtener la biomasa de los taxones de macroinvertebrados representativos en cuanto a número de individuos que se encuentran asociados a las plantas acuáticas, b) obtener un modelo de regresión lineal para estimar la biomasa por individuo y poblacional de *C. aquaticum* de manera indirecta, a partir de una medida de dimensión lineal y, c) determinar el hábito alimentario de *H. curvispina*.

MATERIALES Y MÉTODOS

La metodología empleada para la obtención del peso seco de los taxones de macroinvertebrados, fue descripta en el Capítulo II correspondiente a Materiales y Métodos.

Con los datos de peso seco de los macroinvertebrados recolectados en las diferentes lagunas estudiadas, se confeccionó una tabla que relaciona el número de individuos, el rango de tamaño de los mismos y su peso seco constante.

Para la estimación de la biomasa de *C. aquaticum*, los individuos fueron recolectados en una laguna de la cuenca del río Riachuelo (laguna Pampín) en la provincia de Corrientes (27°30' S-58°45' W) y en una laguna de la planicie de inundación del río Paraná en la provincia del Chaco (27°26' S-58°51' W). Los mismos fueron capturados desde una embarcación, utilizando una red con un diámetro de 70 cm y 1 m de profundidad, pasando la red sobre las plantas hospedadoras (*E. azurea* y *E. crassipes*). La biomasa de los individuos de *C. aquaticum* se determinó de manera directa, obteniendo el peso seco de cada individuo. Previamente, se establecieron las distintas categorías de edades de la población (Franceschini *et al.*, 2007): ninfas A (estadios I y II), ninfas B (estadios III al VI),

adultos machos y adultos hembras y, se estimó la abundancia relativa de cada una de ellas. Los estadios ninfales fueron determinados utilizando la longitud del fémur posterior (Franceschini *et al.*, 2005). En cada individuo se tomaron las siguientes medidas de dimensión lineal propuestas por Carbonell (2001): longitud del fémur posterior (H), longitud desde el fastigium hasta el extremo de la tegmina (A), longitud desde el fastigium hasta el extremo del abdomen (B) y longitud de las tegminas (I). Se recolectaron ninfas de diferentes estadios y adultos de *C. aquaticum* (N total=128 individuos) los que permanecieron en un freezer durante 48 horas. Se obtuvo el peso seco de los individuos colocándolos en estufa a 100 °C durante 72 horas. Cada individuo fue pesado en una balanza digital Shimadzu AUW 220D, colocando el material previamente en un desecador. En cada individuo se registraron las diferentes medidas de dimensión lineal propuestas por Carbonell (2001) bajo lupa binocular, utilizando una regla milimetrada.

Para el análisis del hábito alimentario de *H. curvispina*, los individuos fueron recolectados en dos lagunas de la provincia de Corrientes (lagunas Areco y Brava). La laguna Areco se localiza en el nordeste de la provincia entre los 27°22' S y 58°32' O. Abarca un área de 22 ha, una profundidad máxima de 4 m y presenta baja salinidad y conductividad eléctrica (entre 25 y 150 $\mu\text{S cm}^{-1}$).

Las lagunas presentaron dominancia de plantas flotantes libres *Salvinia biloba* y *Pistia stratiotes*, respectivamente. Las muestras de vegetación fueron recolectadas en la época cálida (primavera), utilizando una red de 35 cm de diámetro y 500 μm de apertura de malla. En el laboratorio, los individuos fueron separados de la vegetación manualmente. Se escogieron 10 individuos (5 machos y 5 hembras), registrando su longitud corporal. Se extrajo el tracto digestivo completo de cada uno de ellos, colocándolos por separado en un portaobjeto con una gota de alcohol glicerinado. Su contenido fue extraído, homogenizado y teñido con una gota de Safranina al 0,005 %. Se escogieron 20 campos oculares al azar los que fueron observados bajo aumento de 100X y 400X, clasificando el material observado en distintas categorías de recursos alimentarios: restos de macrófitas, algas, restos animales, detrito (MOPF), hongos y material no determinado. Para cuantificar el área ocupada por cada ítem alimentario, se seleccionaron 10 campos oculares de 400X, los cuales fueron fotografiados, a fin de estimar el área ocupada por cada ítem alimentario en micras cuadradas y su proporción dentro del total, utilizando el software Image J 1.44.

Análisis estadístico

Los modelos de regresión lineal para estimar la biomasa de los individuos de *C. aquaticum*, se obtuvieron confrontando las variables peso seco por individuo y las distintas medidas de dimensión lineal registradas. Se realizó una regresión lineal simple (con las variables transformadas a ln), empleando el software RStudio (versión 0.97.248). Se compararon los modelos obtenidos con el fin de seleccionar la medida de dimensión lineal que mejor explicara la variabilidad del peso seco en este acridio.

RESULTADOS

Biomasa de los taxones de macroinvertebrados seleccionados.

La Tabla 1 muestra el peso seco constante de los 38 taxones de macroinvertebrados seleccionados. Como se puede apreciar el número de individuos fue diferente de acuerdo a su tamaño corporal. En algunos taxones, como ser Libellulidae, Aeshnidae, *Belostoma*, *Hydrochanthus*, Stratiomyidae y Tabanidae, se consideraron diferentes categorías de tamaño.

Tabla 1: Número de individuos, rango de tamaño y peso seco constante de diferentes taxones de macroinvertebrados. Los número 1, 2 y 3 indican distintas categorías de tamaño dentro del mismo taxón.

Taxón	Nº ind.	Rango de tamaño (mm)	Peso seco (g)
Dero	100	5,0-15	0,00726
Helobdella	10	10,0-14	0,00942
Gundlachia	100	1,2-2,3	0,00965
Pomacea	1	15	0,09603
Biomphalaria	50	2-5	0,00872
<i>Cyclestheria hislopii</i>	100	1-2,5	0,00798
<i>Hyalella curvispina</i>	50	5,0-7	0,03041
Oxyethira	100	1,5-2,7	0,00516
Cynellus	20	2-7	0,01685
Ephemeroptera (Caenis +Callibaetis)	20	1,9-3	0,01879
Asthenopus	4	3-12	0,0175
Coenagrionidae	5	14,0-16	0,00484

Libellulidae 1	5	10,0-13	0,08059
Libellulidae 2	19	2-4,2	0,00365
Libellulidae 3	4	5-8,5	0,00667
<i>Miathyria marcella</i>	1	12,9	0,00625
Aeshnidae 1	3	5-8,9	0,00443
Aeshnidae 2	1	10-16	0,08194
Gomphidae	1	11,2	0,00203
Belostoma 1	6	5,0-12	0,04353
Belostoma 2	3	13,0-22	0,08388
Pelocoris	4	2,3-7,7	0,018
Neoplea	15	2-2,3	0,00825
Tenagobia	10	2,5-3,5	0,01662
Tropisternus	5	5,2-9	0,0446
Helochares	20	4,0-5	0,0442
Derallus	22	3	0,0428
Hydrochanthus 1	10	4,5-5,6	0,0156
Hydrochanthus 2	10	4,6-5	0,02586
Hydrochanthus 3	15	3,2-3,5	0,01199
Scirtidae 1	23	4,1-8,7	0,00895
Scirtidae 2	56	1,5-3,7	0,00607
Laccophilus	17	3,8-4,5	0,02188
Desmopachria	50	1,2	0,00516
Suphis	15	3,8-3,9	0,03025
Noteridae			
(Suphisellus+Canthydrus)	21	1,7-2,5	0,00563
Hydrophilidae	5	6,0-10	0,1474
Stratiomyidae 1	19	6-10,7	0,04141
Stratiomyidae2	34	1-3,9	0,0021
Stratiomyidae3	3	10,7-16	0,0294
Culicidae	89	2,1-3,8	0,0098
Ceratopogonidae	275	2,1-9,4	0,0051
Chironomidae	50	2,6-6,4	0,00673
Ablabesmyia	50	1,5-6	0,00754
Tabanidae 1	1	25,5	0,01954
Tabanidae 2	2	18,1-21,1	0,01200
Lepidoptera	10	5,9-8	0,01535

El peso seco individual de los macroinvertebrados menores de 0,005 g (Fig. 1) fue altamente variable, destacándose por su biomasa *Pelocoris*, *Hydrochanthus*, *Helochares*, *Stratiomyidae* y *Lepidoptera*. Algunos invertebrados abundantes en las lagunas estudiadas tales como *Ceratopogonidae*, *Chironomidae* y *Naididae* (Capítulo IV) tuvieron baja

biomasa individual. Por el contrario, los macroinvertebrados que presentaron escasa abundancia tales como *Pomacea*, *C. aquaticum*, Gomphidae e Hydrophilidae (Fig. 2) tuvieron alta biomasa individual.

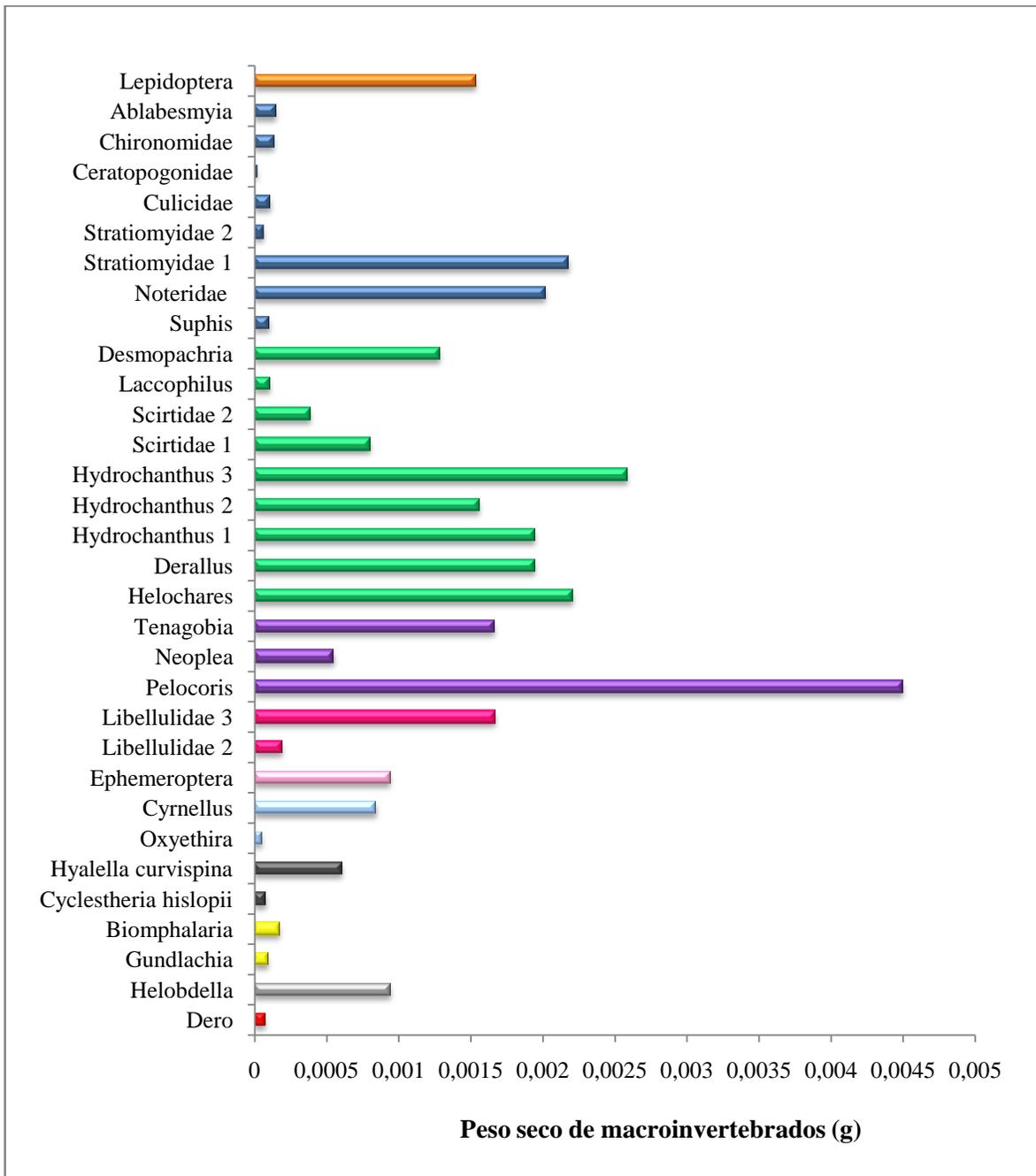


Fig. 1: Peso seco individual de los taxones de macroinvertebrados que presentaron mayor abundancia y menor tamaño corporal. Referencias: Oligochaeta (rojo), Hirudinea (gris claro), Gastropoda (amarillo), Crustacea (gris oscuro), Trichoptera (celeste), Ephemeroptera (rosa), Odonata (fucsia), Heteroptera (violeta), Coleoptera (verde), Diptera (azul) y Lepidoptera (naranja).

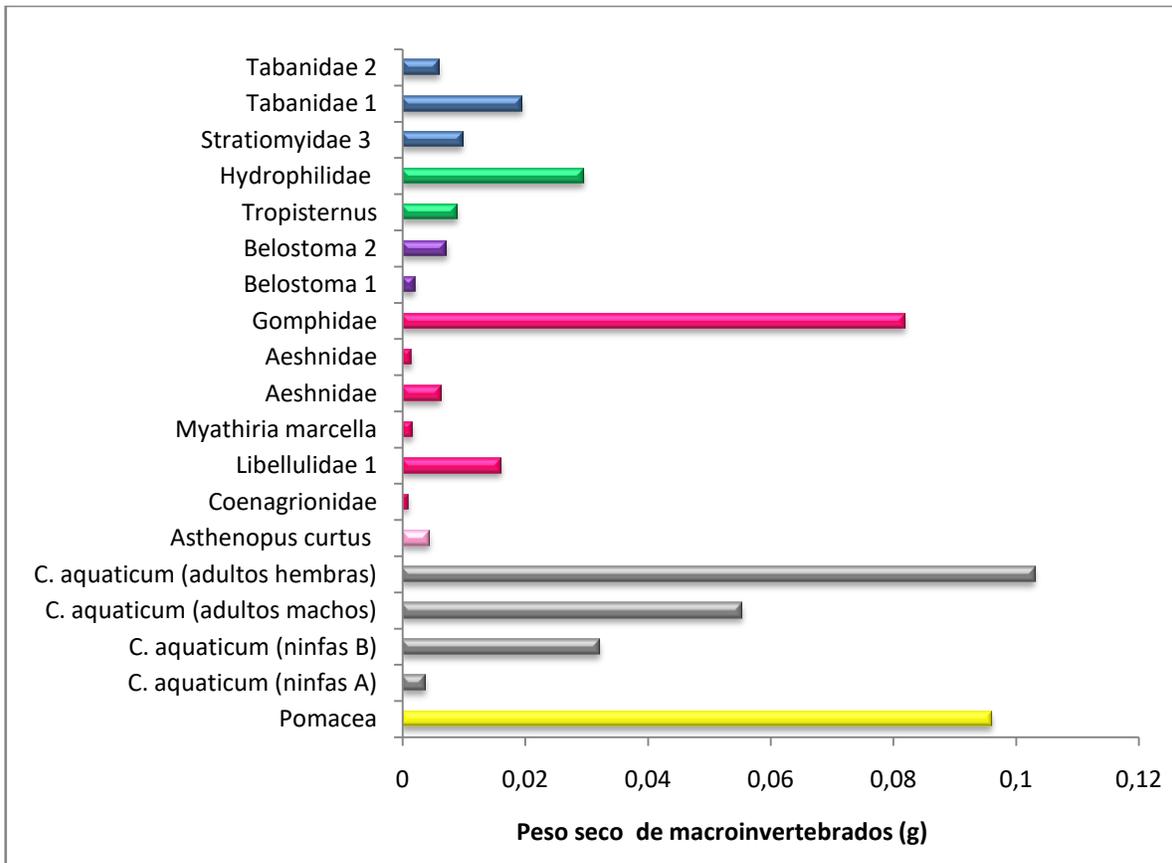


Fig. 2: Peso seco individual de los taxones de macroinvertebrados que presentaron menor abundancia y mayor tamaño corporal. Referencias: Gastropoda (amarillo), Orthoptera (gris), Ephemeroptera (rosa), Odonata (fucsia), Heteroptera (violeta), Coleoptera (verde), Diptera (azul).

Estimación de la biomasa de *Cornops aquaticum*.

Determinación directa del peso seco por individuo de la población de *C. aquaticum*:

El peso seco de las ninfas y los adultos de *C. aquaticum* varió entre 0,0017 y 0,1339 mg. El peso seco por individuo adulto fue significativamente mayor en las hembras (Media= 0,1031 mg ± 0,0143) que en los machos (Media= 0,0554 mg ± 0,0063) (Test de Mann Whitney, $p < 0,05$). En las ninfas A, el peso seco de los individuos fue (Media= 0,0034 mg ± 0,0018) en el estadio I, y (Media= 0,0039 mg ± 0,0013) en el estadio II. El peso seco por individuo de los diferentes estadios de ninfas B fue: estadio III (Media=

0,0072 mg \pm 0,0018), estadio IV (Media= 0,0180 mg \pm 0,0033) y estadio V (Media= 0,0314 mg \pm 0,0092). Estos últimos, no mostraron diferencias significativas entre machos y hembras (Test de Kruskal-Wallis, $p > 0,05$). El peso seco del VI estadio ninfal, presente sólo en hembras, fue (Media= 0,0555mg \pm 0,0161), siendo significativamente mayor que el peso seco de los adultos machos (Test de Mann Whitney, $p < 0,05$).

Determinación indirecta del peso seco por individuo de la población de *C. aquaticum*:

Los modelos de regresión lineal obtenidos a partir del peso seco por individuo de *C. aquaticum* y las distintas medidas de dimensión lineal muestran que, si bien, todas las medidas fueron significativas, la longitud del fémur posterior (H) fue la que mejor explicó las variaciones del peso seco por individuo ya que presenta los valores más altos del Coeficiente de Determinación (R^2) y los más bajos del Criterio de Información de Akaike (AIC) y Criterio de Información Bayesiano (BIC), Tabla 2.

Tabla 2: Valores de los estadísticos y criterios obtenidos en los análisis de regresión, utilizando distintas medidas de dimensión lineal.

	A	B	I	H
p-valor	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
R^2	0,94	0,96	0,76	0,97
AIC	577,08	256,59	- 146,95	6,74
BIC	590,02	269,54	- 136,44	15,30

R^2 = Coeficiente de determinación, AIC= Criterio de información de Akaike, BIC= Criterio de Información Bayesiano, A=Longitud desde el fastigium hasta el extremo de la tegmina, B= Longitud desde el fastigium hasta el extremo del abdomen, I= Longitud de la tegmina, H= Longitud del fémur posterior. Nivel de significancia= p-valor < 0.05.

El modelo de regresión que presentó el mejor ajuste, fue el obtenido a partir de la longitud del fémur posterior y el peso seco por individuo ($\ln PS = \ln a + b \cdot \ln H$) en su expresión lineal, donde PS= peso seco, a y b son constantes y H= longitud del fémur posterior. El valor del \ln de a fue -9,66429 y el de b 2,67537 (Fig. 3).

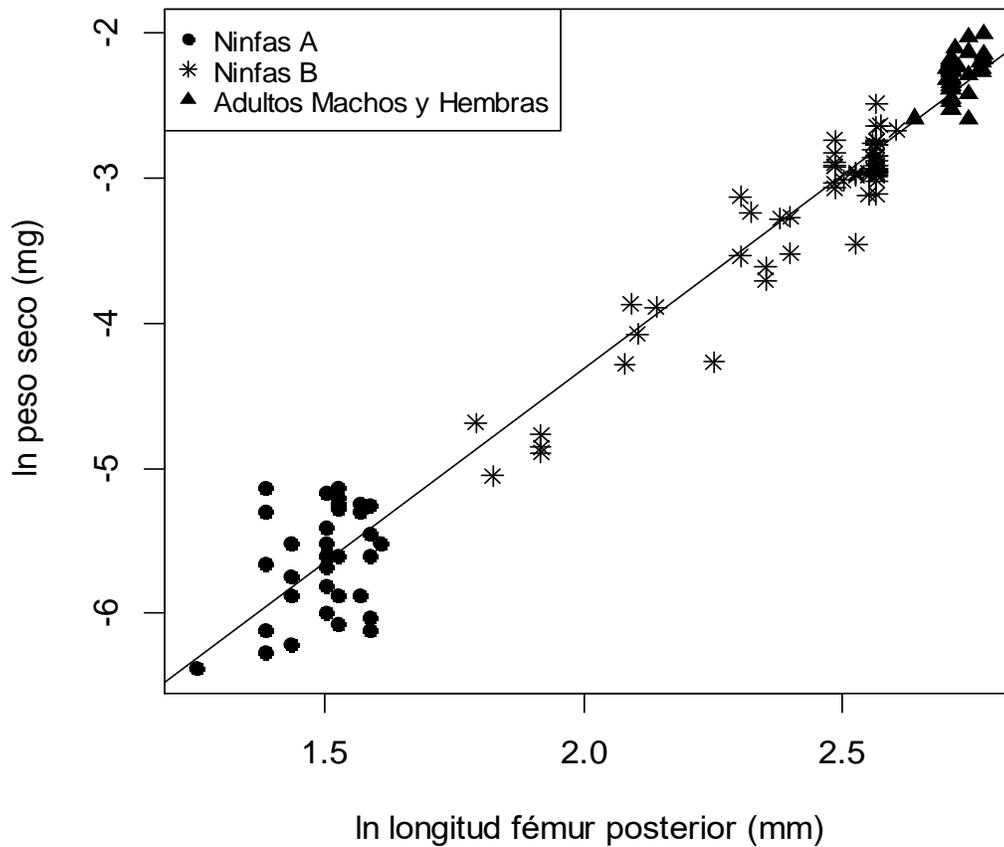


Fig. 3: Curva de regresión lineal obtenida a partir de la longitud del fémur posterior y el peso seco de los individuos de las diferentes categorías de edades de *C. aquaticum*.

Hábito alimentario de *Hyalella curvispina*.

La longitud de los individuos varió entre 2,5 y 5,7 mm. El análisis del contenido intestinal de *H. curvispina* indica que el ítem alimentario con mayor frecuencia de aparición promedio fue el detrito (87,33 %), seguido en orden decreciente por restos de macrófitas

(72,33 %), algas (24 %), material no identificado (18,83 %), restos animales (2,50 %) y, en último lugar, los hongos (0,50 %). Además, se identificaron cristales de oxalato de calcio (en forma de rafidios y prismáticos) presentando un porcentaje de aparición bajo (5 %).

Las mediciones obtenidas del área ocupada por cada ítem alimentario, demuestran que los detritos y restos de macrófitas fueron los ítems que ocuparon un porcentaje del área mayor, considerando la totalidad de los individuos analizados (Fig. 4). Al realizar el análisis en forma individual, los ítems que presentan mayor porcentaje de área ocupada variaron entre los individuos pertenecientes a las diferentes lagunas.

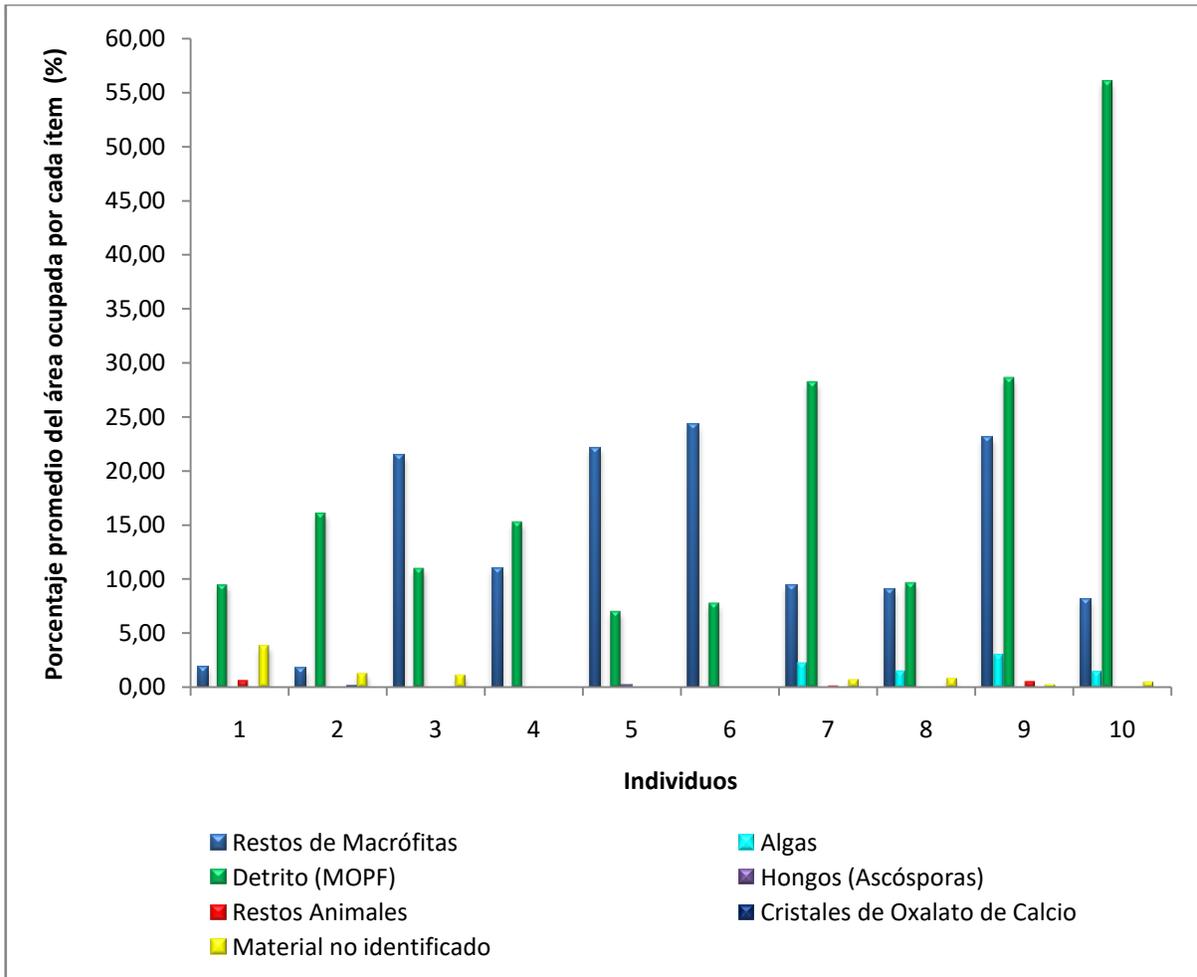
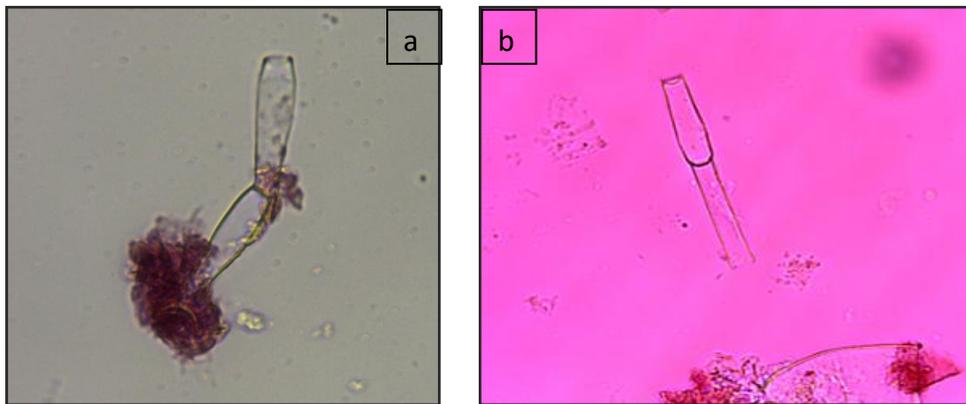
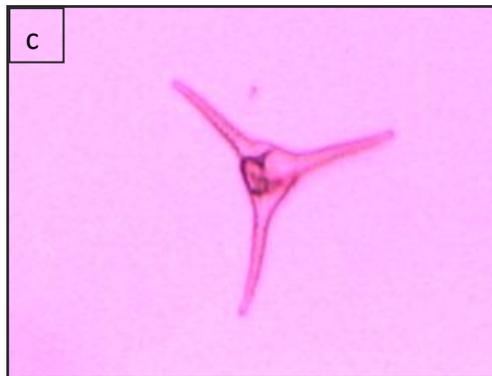


Fig.4: Porcentaje promedio del área ocupada por cada ítem alimentario en los distintos individuos analizados.

Además, se encontraron diferencias en los ítems alimentarios registrados con mayor frecuencia entre los individuos provenientes de las distintas lagunas. En ejemplares de la laguna Areco, se hallaron algas (Clorophyta, en su mayoría, Fig. 5 a, b y c) y, en los individuos de la laguna Brava, se encontró mayor frecuencia y proporción de detrito (Fig. 6 a y b). Los cristales de oxalato de calcio (Fig. 7 a y b) se encontraron exclusivamente en éstos últimos. Además, se observó que entre los restos de macrófitas predominaron pequeños fragmentos de tejido vegetal con sus células bien conservadas (Fig. 6 c-h), además de pelos unicelulares y multicelulares (Fig. 6 e).



Oedogonium



Staurastrum

Fig. 5: Ejemplos de los ítems alimentarios hallados en el contenido del tracto digestivo de *H. curvispina*; a, b y c: algas Clorophyta.

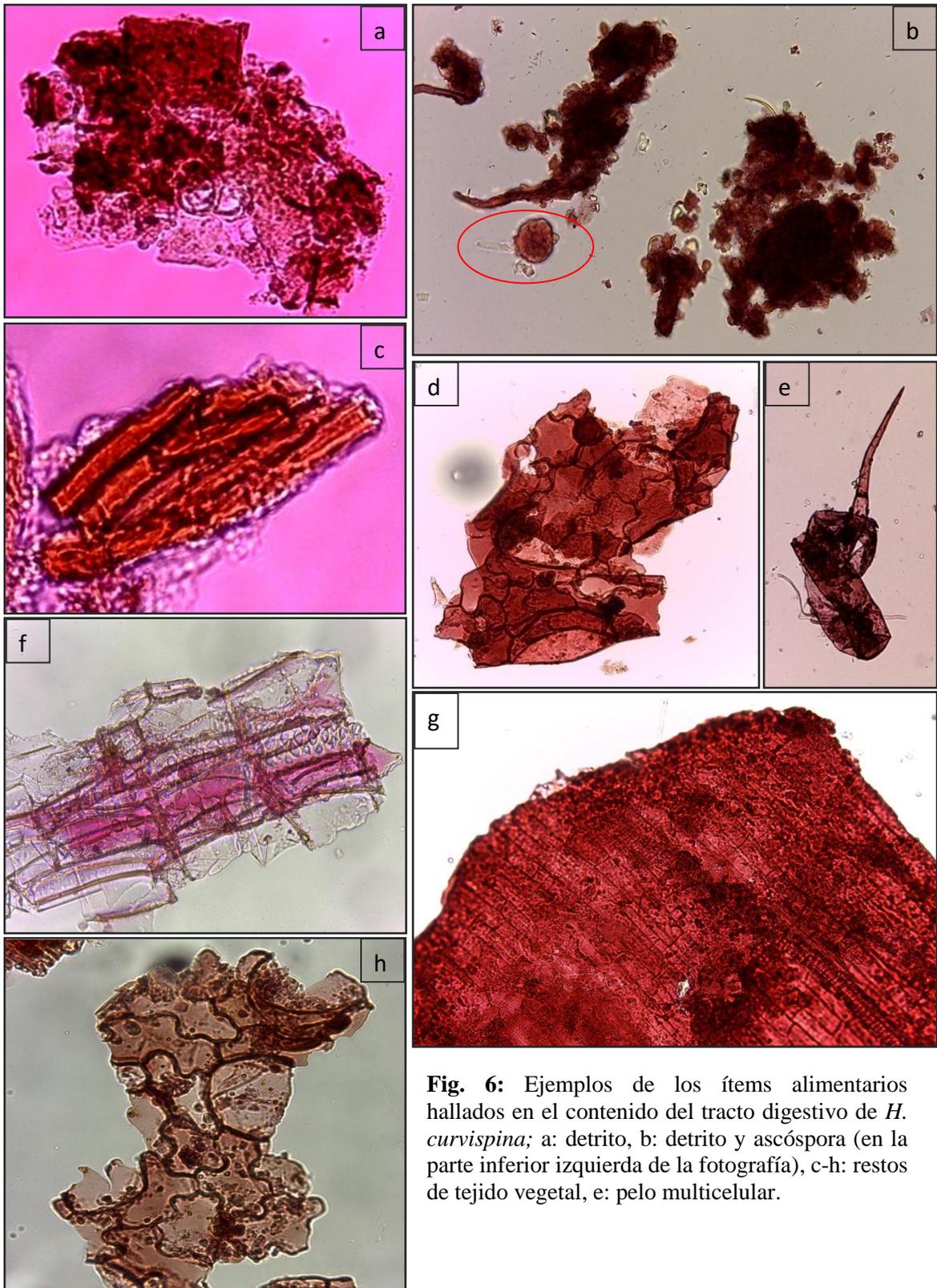


Fig. 6: Ejemplos de los ítems alimentarios hallados en el contenido del tracto digestivo de *H. curvispina*; a: detrito, b: detrito y ascóspora (en la parte inferior izquierda de la fotografía), c-h: restos de tejido vegetal, e: pelo multicelular.

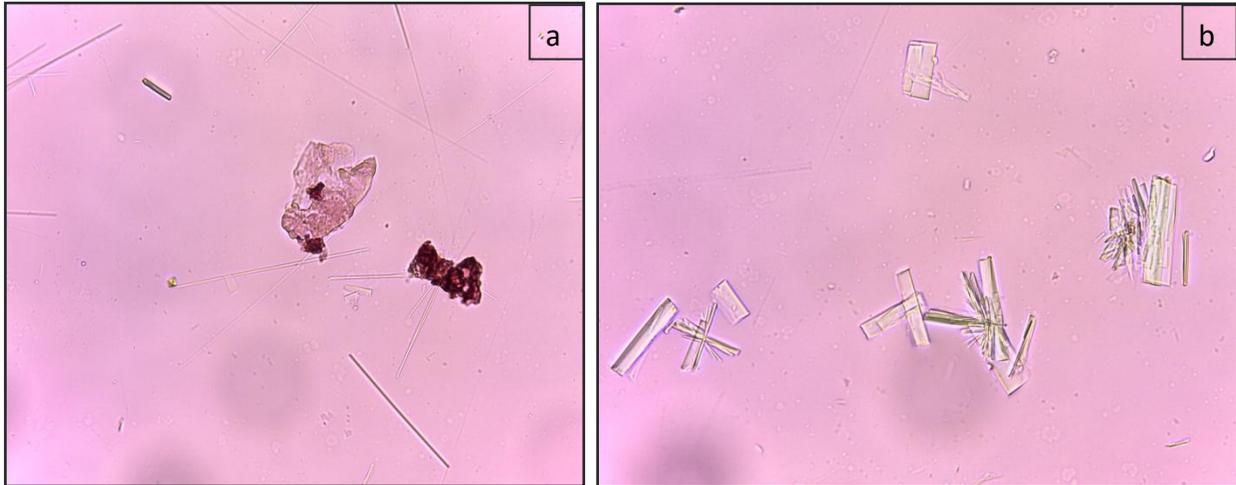


Fig. 7: Cristales de oxalato de calcio hallados en el contenido del tracto digestivo de *H. curvispina*; a: rafidios, b: prismáticos.

DISCUSIÓN

La biomasa de los taxones de macroinvertebrados fue altamente variable de acuerdo al amplio rango de tamaños encontrados. A partir de estos valores, será posible realizar estimaciones de la biomasa de las colectividades de macroinvertebrados de las 7 lagunas estudiadas, conociendo su abundancia y la medida de la longitud corporal. La aparición esporádica de invertebrados de mayor peso seco individual, determina una amplia variación de la biomasa entre muestras replicadas y fechas de muestreo como se demostró en Poi *et al.* (2016).

El peso seco de los individuos de *C. aquaticum* tuvo alta variación entre las distintas categorías de edades. Esto parece ser característico de los insectos hemimetábolos que, por presentar el cuerpo completamente esclerotizado, la mayor parte del crecimiento e incremento de peso ocurre al momento de la muda cuando se produce la nueva cutícula blanda (Benke, 1999). El mismo autor manifiesta que existe menor variación del peso seco entre los estadios ninfales de los insectos hemimetábolos en comparación con los holometábolos. Los diferentes estados de maduración de los ovarios de las hembras adultas de *C. aquaticum* podría explicar la mayor variabilidad del peso por individuo obtenido en esta categoría de edad.

La longitud corporal (B) ha sido ampliamente utilizada como medida de dimensión lineal para estimar la biomasa de los invertebrados (Benke *et al.*, 1999; Hodar, 1996; Miserendino, 2001; Sabo *et al.*, 2002). En *C. aquaticum*, la longitud del fémur posterior fue la medida más precisa para estimar la biomasa por individuo y poblacional. Esto coincide con lo expuesto por Franceschini *et al.* (2005) y Silva *et al.* (2014) donde la longitud del fémur posterior presentó el menor coeficiente de variación y fue la medida que mejor separó los distintos estadios de *C. aquaticum*. Cepeda-Pizarro *et al.* (2003), encontró que la longitud del fémur posterior es uno de los caracteres morfométricos de menor variabilidad en el acridio *Elasmoderus wagenknechti*.

El valor promedio de b encontrado para la longitud corporal de los insectos de todos los órdenes, la mayoría de las familias y de muchas especies es <3 , especialmente en los taxones acuáticos (Benke, 1999; Becker *et al.*, 2009). Esto coincide con lo encontrado en este estudio, ya que el valor de b en la ecuación obtenida para las poblaciones de *C. aquaticum* es cercano a 3, siendo muy similar también al valor hallado por Hodar (1996) para el orden Orthoptera y por Sabo *et al.* (2002) para ortópteros terrestres. El valor de b obtenido sugiere que el peso seco de los insectos depende en mayor medida de la superficie corporal que del volumen del cuerpo del individuo (Engelmann, 1961; Towers *et al.*, 1994).

Varios autores sostienen que las ecuaciones obtenidas a nivel específico, presentan una mejor capacidad predictiva que las ecuaciones basadas en datos agrupados en niveles taxonómicos más altos (Smock, 1980; Hodar, 1996; Benke, 1999; Cressa, 1999 a; Miserendino, 2001; Sabo *et al.*, 2002). Nuestros resultados han sido obtenidos a partir de mediciones y pesos que abarcan todo el rango de tamaño de individuos de la población de *C. aquaticum*, lo cual es señalado por Hodar (1996) como un factor clave para la obtención de una buena ecuación de regresión.

De acuerdo a Gallardo *et al.* (2015), la similitud entre la biomasa poblacional estimada de manera indirecta (a partir de la longitud del fémur posterior) y la obtenida de manera directa (peso seco de los individuos), refuerza los resultados del modelo de regresión propuesto. Por lo tanto, el modelo de regresión lineal obtenido para *C. aquaticum* a partir de la longitud del fémur posterior, permite realizar estimaciones bastante precisas y confiables de la biomasa individual y poblacional de esta especie.

La longitud del fémur posterior, a diferencia de otras medidas de dimensión lineal, no es afectada por las técnicas de preservación del material y resulta fácil de registrar agilizando el procesamiento de datos cuando se trabaja con poblaciones muy numerosas como las de este acridio. Debido a que es una medida precisa y poco subjetiva al momento de realizar la medición (Franceschini *et al.*, 2005), resulta de gran utilidad para realizar estimaciones de biomasa de forma rápida y sencilla. Esto se debe a que es una estructura esclerotizada, sujeta a menor distorsión o posibilidades de ruptura ante la manipulación que la longitud corporal, coincidiendo con lo expuesto por Becker *et al.* (2009).

Los ítems alimentarios registrados para *H. curvispina*, en general, coinciden con los encontrados por Saigo *et al.* (2009), si bien su frecuencia relativa es diferente. En el trabajo citado el detrito fue el ítem alimentario hallado en mayor proporción y frecuencia, seguido por tejido vegetal. Esto puede deberse a que las raíces de las plantas acuáticas retienen sedimentos inorgánicos y materia orgánica en descomposición (Poi de Neiff *et al.*, 1994). De esta manera, es posible que los organismos en los sitios de muestreo tengan disponibilidad del detrito asociado (Saigo *et al.*, 2009). Por lo expuesto anteriormente, se acepta la hipótesis propuesta ya que el ítem alimentario mayormente consumido fue el detrito y en segundo lugar los restos de macrófitas. Por lo tanto, *H. curvispina* se comporta como colector-recolector debido a la gran disponibilidad de materia orgánica particulada fina disponible en éstos ambientes por la continua descomposición de las plantas acuáticas y, además, es triturador facultativo, particionando el tejido vegetal lo cual contribuye en el proceso de descomposición de las macrófitas.

CONCLUSIONES FINALES

CONCLUSIONES FINALES

Se aceptan las hipótesis propuestas en esta tesis, excepto la número dos, la cual afirma que la abundancia de los macroinvertebrados es mayor en primavera y verano, y disminuye en lagunas bajo acción antrópica. En la mayoría de las especies vegetales que habitaron, tanto lagunas antropizadas como no antropizadas, la abundancia de los macroinvertebrados asociados fue mayor en otoño e invierno. Esto puede deberse a la dominancia de estadios inmaduros de algunas especies de insectos que presentan adultos de vida aérea, cuya emergencia se produce tempranamente en primavera. Considerando a *S. biloba*, lagunas bajo acción antrópica tales como Pampín y Soto, tuvieron alta abundancia de invertebrados.

La abundancia total de los macroinvertebrados asociados a distintos sustratos vegetales en las lagunas estudiadas, fue diferente a la hallada en trabajos previos realizados en lagunas de la cuenca del río Riachuelo. En cambio, la riqueza de familias, en general, fue similar a la citada en la bibliografía de referencia.

La estructuración del hábitat por parte de las plantas acuáticas incide en la abundancia, la riqueza de taxones y en la proporción de familias y géneros de macroinvertebrados. La comparación de dos tipos de hábitat (*S. biloba* y *E. najas*) en la laguna Sánchez permitió determinar que *S. biloba* soporta un mayor número de taxones de invertebrados y un mayor número de individuos por peso seco de vegetación que *Egeria najas* y, que estas diferencias, se mantienen a lo largo de las estaciones del año. Además, asociados a *S. biloba* se encontró un mayor número de géneros de Coleoptera y Heteroptera que en *E. najas*. *Salvinia biloba* presentó un hábitat estructuralmente más complejo (frondes aéreas y sumergidas) que *E. najas*, pero las dimensiones fractales no reflejaron esta complejidad. La composición de la vegetación es un factor clave que incide en la estructura de las colectividades de invertebrados, no solo cuando se comparan diferentes sustratos que coexisten en la misma laguna (como se probó en el capítulo III), sino también, al analizar diferentes humedales.

El análisis multivariado aplicado a la abundancia de todas las familias de invertebrados registradas en las 7 lagunas estudiadas en las diferentes plantas acuáticas (*S. biloba*, *P. stratiotes*, *E. azurea*, *E. najas* y *C. demersum*), indicó algunas tendencias,

dando más peso al patrón espacial que al temporal. Cuando el mismo análisis se aplicó a las familias seleccionadas con el SIMPER, nuevamente se separó diferentes lagunas pero, al considerar los géneros de invertebrados seleccionados por el mismo programa, se separaron los diferentes sustratos. Este hecho indica que a nivel genérico se aprecian en mayor grado las diferencias entre especies vegetales. Ninguno de estos análisis permitió separar con claridad las lagunas antropizadas de las no antropizadas y, el patrón espacial, resultó altamente variable.

Por el contrario, cuando el análisis multivariado se realizó considerando cada sustrato vegetal, tanto la abundancia total de los macroinvertebrados asociados a plantas acuáticas sumergidas (*Egeria najas*), como la abundancia de las diferentes familias de invertebrados hallados en las plantas flotantes libres y sumergidas tuvieron diferencias significativas entre lagunas antropizadas y no antropizadas. Por lo tanto, ambas medidas serían aconsejables para evaluar la integridad de los humedales estudiados más que la riqueza de taxones que no arrojó diferencias significativas.

En las lagunas no antropizadas, se alternaron en la dominancia numérica cinco familias (Chironomidae, Ceratopogonidae, Planorbidae, Naididae y Cyclestheriidae). En las lagunas antropizadas, dependiendo del sustrato vegetal, fueron dominantes en número de individuos Palaemonidae y Chironomidae (*C. demersum*), Chironomidae y Culicidae (Pampín con *S. biloba*), Hyalellidae, Hydrophilidae y Planorbidae (Soto), Dugesiidae, Ceratopogonidae, Tabanidae, Ephydriidae, Culicidae, Hydrophilidae y Hyalellidae (*P. stratiotes*).

La abundancia relativa de las larvas de Trichoptera que habitan *E. najas* mostró diferencias entre las lagunas no antropizadas respecto de las lagunas antropizadas. En cambio, la proporción de Odonata no disminuyó en las lagunas antropizadas y, la proporción de Coleoptera no aumentó como frecuentemente se ha postulado. Es necesaria mayor precisión taxonómica para corroborar estos resultados los que podrán realizarse a posteriori con el material conservado.

Diferentes grupos tróficos funcionales (colectores-recolectores, colectores-filtradores, herbívoros, omnívoros, partidores, depredadores y raspadores) se alternaron en la dominancia numérica en las colectividades de invertebrados, tanto en las lagunas

antropizadas como en las no antropizadas en las diferentes fechas de muestreo, sin un patrón definido. Por tal motivo, la mayor proporción de filtradores y la disminución de raspadores y depredadores postulada para ríos antropizados y, la dominancia de colectores y la escasez de partidores registrada para el sistema Iberá, no fue observada en las lagunas estudiadas. Estudios más detallados que incluyan la dieta de las especies dominantes permitirán obtener conclusiones más precisas sobre este tópico.

El hecho de haber escogido 7 lagunas, pone de manifiesto la alta variabilidad de las colectividades de macroinvertebrados en estos humedales y el riesgo de efectuar generalizaciones con información proveniente de pocos ambientes.

Dos macrocrustáceos (*H. curvispina* y *P. bouvieri*) disminuyeron sus poblaciones en las dos lagunas antropizadas que presentaron marcada disminución del oxígeno disuelto en el agua en primavera-verano, pero tuvieron alta densidad de población en las lagunas eutróficas (antropizadas) de la cuenca del río Santa Lucía. Esto puede explicar, en parte, la segregación de estas lagunas en el análisis de Cluster.

Pomacea, *C. aquaticum*, Gomphidae, Libellulidae y *P. bouvieri* tuvieron alta biomasa individual y, las poblaciones de esta última especie, alcanzaron alta proporción en algunos sitios de muestreo asociadas a *E. najas*.

Para *C. aquaticum*, la longitud del fémur posterior fue la medida más precisa para estimar la biomasa de manera indirecta por individuo y poblacional.

De acuerdo a los estudios previos realizados en una de las lagunas escogidas en esta tesis, *P. bouvieri* es omnívoro incluyendo en su dieta algas, restos de plantas, detrito y restos animales. *H. curvispina* se comporta como colector-recolector y también es triturador, particionando el tejido vegetal. Ambas especies por su abundancia y biomasa juegan un rol fundamental en el procesamiento del detrito proveniente de las plantas acuáticas debido a que consumen restos de plantas y detrito.

REFERENCIAS

- ADIS, J.; BUSTORF, E.; LHANO, M.; AMEDEGNATO, C. y A. L. NUNES.** 2007. Distribution of *Cornops grasshoppers* (Leptysmiinae: Acrididae: Orthoptera) in Latin America and the Caribbean Islands. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 42: 11-24.
- ADIS, J. y W. JUNK.** 2003. Feeding impact and bionomics of grasshopper *Cornops aquaticum* on the water hyacinth *Eichhornia crassipes* in the Central Amazonian floodplains. *Studies in Neotropical Fauna and Environment*, 38: 245-249.
- ANGRISANO, E. B.** 1992. El orden Trichoptera en la Argentina y países limítrofes. *Physis*, 50: 118-119.
- APHA, AWWA, WEF (American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation).** 1975. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 14th edition. Eaton, A. D.; Clesceri, L. S. y A. E. Greenberg (Eds.). Washington.
- ASSELBORN, V. M. y Y. ZALOCAR DE DOMITROVIC.** 2000. Aplicación de bioensayos algales uniespecíficos para evaluar los efectos de un efluente textil y la calidad del agua de una laguna receptora (Corrientes, Argentina), pp. 353-363. En: Espindola, E. L. G.; Rispoli Botta Paschoal, B.; Rocha, O. y M. B. Camino (Eds.): *Ecotoxicología: perspectivas para o século XXI*. Ed. Rima. San Carlos, Brasil.
- AWAL, S. y D. SVOZIL.** 2010. Macroinvertebrates species diversity as a potential universal measure of wetland ecosystem integrity in constructed wetlands in South East Melbourne. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 13: 472-479.
- BATZER D. P. y D. BOIX (Eds).** 2016. *Invertebrates in freshwater wetlands. An international perspective on their ecology*. Springer International Publishing Switzerland.
- BATZER, D. P.; RADER, R. B. y S. A. WISSINGER.** 1999. *Invertebrates in freshwater wetlands of North America, ecology and management*. Willey, New York.
- BATZER, D. P. y S. A. WISSINGER.** 1996. Ecology of insect communities in nontidal wetlands. *Annual Review of Entomology*, 41: 75-100.

- BECHARA, J. A. y N. L. ANDREANI.** 1986. El macrobentos de una laguna cubierta por *Eichhornia crassipes* en el valle de inundación del río Paraná (Argentina). *Journal of Tropical Ecology*, 30:142-155.
- BECKER, B.; MORETTI, M. S. y M. CASTILLO.** 2009. Length-dry mass relationships for a typical shredder in Brazilian streams (Trichoptera: Calamoceratidae). *Aquatic Insects*, 31: 227-234.
- BENKE, A.** 1996. Secondary production of macroinvertebrates, pp. 557-578. En: Hauer, F. R. y G. A. Lamberti (Eds.): *Methods in stream ecology*. Academic Press, New York.
- BENKE A. C.; HURYN, A. D.; SMOCK, L. A. y J. B. WALLACE.** 1999. Length-mass relationships for fresh water macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. *Journal of the North American Benthological Society*, 18: 308-343.
- BENZAQUÉN, L.; BLANCO, D. E.; BÓ, R. F.; KANDUS, P.; LINGUA, G.F., MINOTTI, P.; QUINTANA, R. D., SVERLIJ, S. y L. VIDAL.** 2013. *Inventario de los humedales de Argentina. Sistemas de paisajes de humedales del Corredor Fluvial Paraná-Paraguay*. Proyecto GEF 4206, PNUD ARG/10/003, 1º Edición, Buenos Aires.
- BINI, L. M.; S. M. THOMAZ; MURPHY, K. J. y A. F. M. CAMARGO.** 1999. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipú Reservoir, Brazil. *Hydrobiología*, 415: 147-154.
- BLANCO BELMONTE, L.; NEIFF, J. J. y A. POI DE NEIFF.** 1998. Invertebrate fauna associated with floating macrophytes in the floodplain lakes of the Orinoco (Venezuela) and Paraná (Argentina). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie*, 26: 2030-2034.
- BONETTO, A. A.** 1970. Principales rasgos limnológicos del NE argentino. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 11: 185-209.
- BONETTO, A. A.; NEIFF, J. J.; POI DE NEIFF, A.; VARELA, M. E.; CORRALES, M. A. y Y. ZALOCAR.** 1978. Estudios limnológicos en la cuenca del Riachuelo. III. Laguna La Brava. *Ecosur*, 5: 57-84.

- BOUCHARD, R. W.** 2004. *Guide to aquatic invertebrates of the upper midwest. Identification manual for students, citizen monitors and aquatic resource professionals.* University of Minnesota, St. Paul.
- BRUNIARD, E. D.** 1999. Los regímenes hídricos de las formaciones vegetales. Aportes para un modelo fotoclimático mundial. Editorial Universitaria del Nordeste (EUDENE), Resistencia, Chaco.
- CARBONELL, C. S.** 2001. The grasshopper tribe Phaeoparini (Acridoidea: Romaleidae). Publications on Orthopteran Diversity. *The Orthopterist's Society*, 1-48.
- CARIGNAN, R. y J. J. NEIFF.** 1992. Nutrient dynamics in the floodplain ponds of the Paraná River (Argentina) dominated by *Eichhornia crassipes*. *Biogeochemistry*, 17: 85-121.
- 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.
- CARNEVALI, R. P.; COLLINS, P. A. y A. S. G. POI DE NEIFF.** 2012. Trophic ecology of the freshwater prawn, *Pseudopalaemon bouvieri* (Decapoda: Palaemonidae) in Northeastern Argentina, with remarks on population structure. *Revista de Biología Tropical*, 60: 305-316.
- CARNEVALI, R. P.; COLLINS, P. y A. S. G. POI.** 2016. Reproductive pattern of the freshwater prawn *Pseudopalaemon bouvieri* (Crustacea, Palaemonidae) from hypo-osmotic shallow lakes of Corrientes (Argentina). *Studies in Neotropical Fauna and Environment*, 51: 159-168.
- CASSET, M. A., MOMO, F. R. y A. D. N. GIORGI.** 2001. Dinámica poblacional de dos especies de anfípodos y su relación con la vegetación acuática en un microambiente de la cuenca del río Lujan (Argentina). *Ecología Austral*, 11:79-85.
- CENTER, T. D.; HILL, M. P.; CORDO, H. y M. H. JULIEN.** 2002. Waterhyacinth, pp. 41-64. En: Van Driesche, R.; Blossey, B.; Hoddle, M.; Lyon, S. y R. Reardon (Eds.): *Biological Control of invasive plants in the eastern United States.* West Virginia, USA, Forest Health and Technology Enterprises Team.
- CEPEDA-PIZARRO, J.; VEGA, S.; VÁSQUEZ, H. y M. ELGUETA.** 2003. Morfometría y dimorfismo sexual de *Elasmoderus wagenknechti* (Liebermann)

- (Orthoptera: Tristiridae) en dos eventos de irrupción poblacional. *Revista Chilena. Historia Natural*, 76: 417-435.
- CHAMBERS, P. A.; LACOUL, P.; MURPHY, K. J. y S. M. THOMAZ.** 2008. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiología*, 595: 9-26.
- CLARKE, K. R.** 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117-143.
- CLARKE, K. R. y R. N. GORLEY.** 2015. PRIMER v7: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- COLWELL, K. R. y J. A. CODDINGTON.** 1994. *Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation*. Philosophical transactions of the Royal Society of London Series.
- CONTRERAS, F. I.** 2015. El impacto ambiental del crecimiento espacial de la ciudad de Corrientes sobre lagunas periurbanas. *Boletín Geográfico*, 37: 29-42.
- CRESSA, C. 1999 a.** Dry mass estimates of some tropical aquatic insects. *Revista de Biología Tropical*, 47: 133-141.
- CRESSA, C. 1999 b.** Dry mass estimation of tropical aquatic insects using different short-term preservation methods. *Revista de Biología Tropical*, 47: 143-149.
- CUMMINS, K. W.; MERRIT, R. W. y P. C. N. ANDRADE.** 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40: 69-89.
- CYR, H. y J. A. DOWNING.** 1988. The abundance of phytophilus invertebrates on different species of submerged macrophytes. *Freshwater Biology*, 20: 365-374.
- DAMBORSKY M. P. y A. S. G. POI.** 2015. Aplicación de índices bióticos utilizando macroinvertebrados para el monitoreo de calidad del agua del Río Negro, Chaco, Argentina. *Facena* 31:41-52.
- DAMBORSKY, M. P.; POI, A. S. G. y S. MAZZA.** 2012. Patrón espacial y temporal de las colectividades de artrópodos asociados a macrófitas en un río subtropical de bajo orden (Chaco, Argentina). *Interciencia*, 37: 534-541.
- DA SILVA, C. J. y F. A. ESTEVES.** 1993. Biomass of three macrophytes in the Pantanal of the Mato Grosso, Brasil. *Journal of Ecology and Environment Sciences*, 19: 11-

23.

- DIBBLE, E. D y S. M. THOMAZ.** 2009. Use of fractal dimension to assess habitat complexity and its influence on dominant invertebrates inhabiting tropical and temperate macrophytes. *Journal of Freshwater Ecology*, 24: 93-102.
- DI RIENZO, J. A.; CASANOVES, F.; BALZARINI, M. G., GONZALEZ, L., M.; TABLADA, C. y W. ROBLEDO.** 2013. InfoStat. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.
- DOMÍNGUEZ, E. y H. R. FERNÁNDEZ.** 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillio.
- ENGELMANN, M. D.** 1961. The role of soil arthropods in the energetics of an old field community. *Ecological Monographs*, 31: 221-238.
- ESCOBAR, E. H.; LIGIER, H. D.; MELGAR, R.; MATTEIO, H. y O. VALLEJOS.** 1996. *Mapa de suelos de la Provincia de Corrientes 1:500.000*. Instituto nacional de tecnología agropecuaria, centro regional Corrientes estación experimental agropecuaria Corrientes. Área de Producción Vegetal y Recursos Naturales E.E.A. INTA – Corrientes.
- ESTEVEZ, F. (Ed.).** 2011. *Fundamentos de limnología, tercera edición*. Editora Interciencia Ltda.
- FERNÁNDEZ, H. R.; ROMERO, F.; VECE, M. B.; MANZO, V.; NIETO, C. y M. ORCE.** 2002. Evaluación de tres índices bióticos en un río subtropical de montaña (Tucumán- Argentina). *Limnetica*, 2: 1-13.
- FERRATI, R.; CANZIANI, G. y D. RUIZ MORENO.** 2003. Caracterización hidrometeorológica e hidrológica del Sistema Iberá, pp. 83-101. En: Canziani, G.; Rossi, C.; Loiselle, S. y Ferrati, R. (Eds.): *El Manejo sustentable de Humedales del Mercosur*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- FERREIRO, N.; FEIJOÓ, C., GIORGI, A. y L. LEGGIERI.** 2011. Effects of macrophyte heterogeneity and food availability on structural parameters of the macroinvertebrate community in a Pampean stream. *Hydrobiología*, 664: 199-211.
- FONTANARROSA, M. S.; CHAPARRO, G. N. y I. O'FARREL.** 2013. Temporal and spatial patterns of macroinvertebrates associated with small and medium-sized free-floating plants. *Wetlands*, 33: 47-63.

- FOSCHIATTI, A. M.** 2012. *Escenarios vulnerables del Nordeste Argentino*. Universidad Nacional del Nordeste, Resistencia (Chaco): ANPCyT – CONICET.
- FRANCESCHINI, M. C.; CAPELLO, S.; LHANO, M.; ADIS, J. y M. L. DE WYSIECKI.** 2005. Morfometría de los estadios ninfales de *Cornops aquaticum* Bruner (1906) (Acrididae: Leptysminae) en Argentina. *Amazoniana*, 18: 373-386.
- FRANCESCHINI, M. C.; ADIS, J.; POI DE NEIFF, A. y M. L. DE WYSIECKI.** 2007. Fenología de *Cornops aquaticum* Bruner (Orthoptera: Acrididae: Leptysminae) en un camalotal de *Eichhornia azurea* (Pontederiaceae) en Argentina. *Amazoniana*, 19: 149-158.
- FRANCESCHINI, M. C.; DE WYSIECKI, M. L.; POI DE NEIFF, A.; GALASSI, M. E., y MARTÍNEZ, F. S.** 2011 a. The role of the host-specific grasshopper *Cornops aquaticum* (Orthoptera: Acrididae) as consumer of native *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) floating meadows. *Revista de Biología Tropical*, 59: 1407-1418.
- FRANCESCHINI, M. C.; NEIFF, J. J. y C. AMEDEGNATO.** 2011 b. The *Oxycaryum cubense* floating mat as refuge of *Cornops aquaticum* (Orthoptera: Acrididae), a new control agent of the water hyacinth. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 46: 203-210.
- FRANCESCHINI, M. C.; DE WYSIECKI, M. L. y A. POI.** 2013. Age structure and feeding of the Neotropical grasshopper *Cornops aquaticum* (Bruner) (Orthoptera: Acrididae) on the waterhyacinth. *Neotropical Entomology*, 42: 344-350.
- GALASSI, M. E.; FRANCESCHINI, M. C. y A. POI de NEIFF.** 2006. Population estimates of *Hyaella curvispina* Shoemaker (Amphipoda) in aquatic vegetation of Northeastern Argentinian ponds. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 18:101-108.
- GALLARDO, L. I.; FRANCESCHINI, M. C., POI, A. S. G. y M. L. DE WYSIECKI.** 2015. Biomasa de *Cornops aquaticum* (Orthoptera: Acrididae) en humedales del nordeste de Argentina. *Revista de Biología Tropical*, 63: 127-138.
- GIORGI, A. y TIRABOSCHI.** 1999. Evaluación experimental del efecto de dos grupos de macroinvertebrados (anfípodos y gasterópodos) sobre algas epífitas. *Ecología Austral*, 9:34-44.

- GLEASON, R.; EULLIS, N.; HUBBARD, D. y W. DUFFY.** 2003. Effects of sediment load on emergence of aquatic invertebrates and plants from wetland soil egg and seed banks. *Wetlands*, 22: 26-34.
- GÓMEZ LUTZ, M. C.; KEHR, A. I. y L. A. FERNÁNDEZ.** 2015. Spatial distribution, temporal variation and specificity of microhabitat of *Tropisternus* species (Coleoptera: Hydrophilidae) in permanent ponds. *Neotropical Entomology*, 44: 256-263.
- GROSSO, L. E. y M. PERALTA.** 1999. Anfípodos de agua dulce sudamericanos. Revisión del género *Hyaella* Smith. *Acta Zoológica Lilloana*, 45:79-98.
- HAMMER, Ø.; HARPER D. A. T. y P. D. RYAN.** 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. Palaeontología electrónica. URL <http://palaeo-electronica.org>.
- HERBST, R. y J. N. SANTA CRUZ.** 1985. Mapa litoestratigráfico de la Provincia de Corrientes. *D'Orbignyana*, 2: 1-51.
- HODAR, J. A.** 1996. The use of regression equations for estimation of arthropod biomass in ecological studies. *Acta Oecologica*, 17: 421-433.
- HUNTER, M.** 2002. Landscape structure, habitat fragmentation, and the ecology of insects. *Agricultural and Forest Entomology*, 4: 159-166.
- INDEC.** 2010. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010 (www.sig.indec.gov.ar/censo2010).
- INTA.** 1993. *Mapa de suelos de la provincia de Entre Ríos. Carta de suelos de la República Argentina, Departamento Federal, Provincia de Entre Ríos.* Convenio INTA- Gobierno de Entre Ríos. Serie Relevamiento de Recursos Naturales 11.
- INTA.** 2009. Zonas Agroeconómicas homogéneas Corrientes. En: Acosta F.; Giménez, L., Richieri, C. y M. Calvi (Eds.): *Estudios socio-económicos de la sustentabilidad de los sistemas de producción y recursos naturales*. No. 8. Buenos Aires.
- JACOBSEN, D.; CRESSA, C.; MATHOOKO, J. M. y D. DUDGEON.** 2008. Macroinvertebrates: composition, life histories and production. En: D. Dudgeon (Ed.). *Tropical streams ecology*. Elsevier, USA.
- JUNK, W. J.; AN, S.; FINLAYSON, C. M.; GOPAL, B.; KVĚT, J.; MITCHELL, S. A.; MITSCH, W. J. y R. D. ROBERTS.** 2013. Current state of knowledge

- regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis. *Aquatic Sciences*, 75: 151–167.
- KEDDY, P. A.** 2000. *Wetland Ecology. Principles and Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- KRATZER, E. B. y D. P. BATZER.** 2007. Spatial and temporal variation in aquatic macroinvertebrates in the Okefenokee swamp, Georgia, USA. *Wetlands*, 27: 127-140.
- LACHAVANNE, J. B. y R. JUGE (Eds.).** 1997. *Biodiversity in land-inland water ecotones*. Man and the Biosphere Series. UNESCO y Parthenon Publ., Paris, Francia.
- LHANO, M. G.; ADIS, J.; MARQUES, M. I. y L. D. BATTIROLA.** 2005. *Cornops aquaticum* (Orthoptera, Acrididae, Leptysminae): aceitação de plantas alimentares por ninfas vivendo em *Eichhornia azurea* (Pontederiaceae) no Pantanal Norte, Brasil. *Amazoniana*, 18: 397-404.
- LIBONATTI, M. L., MICHA, M. C. y P. L. M. TORRES.** 2011. Key to the subfamilies, tribes and genera of adult Dytiscidae of Argentina (Coleoptera: Adephaga). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 70: 317-336.
- LOPRETTO, E. C. y G. TELL.** 1995. Ecosistemas de aguas continentales. Metodología para su estudio. Ediciones Sur, La Plata, Argentina.
- LUNDE, K. B. y V. H. RESH.** 2012. Development and validation of a macroinvertebrate index of biotic integrity (IBI) for assessing urban impacts to Northern California freshwater wetlands. *Environmental Monitoring Assessment*, 184: 3653-3674.
- MARTÍNEZ, S. F.; FRANCESCHINI, M. C. y A. POI.** 2013. Preferencia alimentaria de *Neochetina eichhorniae* Warner (Coleoptera: Curculionidae) por plantas acuáticas de diferente valor nutritivo bajo condiciones naturales (Corrientes, Argentina). *Revista Colombiana de Entomología*, 39: 81-87.
- MATSUDA, J. T.; LANSAC-TÔHA, F. A., MARTENS, K.; MACHADO VELHO, L. F., MORMUL, R. P. y J. HIGUTI.** 2015. Association of body size and behaviour of freshwater ostracods (Crustacea, Ostracoda) with aquatic macrophytes. *Aquatic Ecology*, 49: 321-331.

- MCABENDROTH, L.; RAMSAY, P. M., FOGGO, A.; RUNDLE, S. D. y D. T. BILTON.** 2005. Does macrophyte fractal complexity drive invertebrate diversity, biomass and body size distributions?. *Oikos*, 111: 279-290.
- MCDONNELL, M. J. y S. T. A. PICKETT.** 1990. Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology*, 71: 1232-1237.
- MEERHOFF, M.; MAZZEO, N.; MOSS, B. y L. RODRÍGUEZ-GALLEGO.** 2003. The structuring role of free-floating versus submerged plants in a subtropical shallow lake. *Aquatic Ecology*, 37: 377-391.
- MERRITT, R. W. y W. CUMMINS.** 1996. *An introduction to the Aquatic Insects of North America. Third edition.* Kendall/ Hunt, Dubuque, Iowa.
- MICHAT, M. C.; ARCHANGELSKY, M. y A. O. BACHMANN.** 2008. Generic keys for the identification of larval Dytiscidae from Argentina (Coleoptera: Adephaga). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 67: 17-36.
- MILLER, A.; HANSON, M. A.; CHURCH, J. O., PALIK, B.; BOWE, S. y M. G. BUTLER.** 2008. Invertebrate community variation in seasonal forest wetlands: implications for sampling and analyses. *Wetlands*, 28: 874-881.
- MINSHALL, G. W.; PETERSEN, R. C.; CUMMINS, C. W.; BORR, T. H. L.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. y R. L. VANNOTE.** 1983. Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. *Ecological monographs*, 53: 1-25.
- MISERENDINO, M. L.** 2001. Length-mass relationships for macroinvertebrates in fresh water environments of Patagonia (Argentina). *Ecología Austral*, 11:3-8.
- MISERENDINO, M. L. y L. A. PIZZOLÓN.** 2000. Macroinvertebrates of fluvial system in Patagonia altitudinal zonation and functional structure. *Archiv für Hydrobiologie*, 150: 55-83.
- MITSCH, W. J. y J. G. GOSELINK.** 1993. *Wetlands, second edition.* Van Nostrand Reinhold, New York, NY, USA.
- MITSCH, W. J. y J. G. GOSELINK.** 2007. *Wetlands, fourth edition.* Ed. Wiley.
- MONÇÃO, F. S.; DOS SANTOS, A. M. y L. M. BINI.** 2012. Aquatic macrophyte traits and habitat utilization in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Aquatic Botany*, 102: 50-55.

- MORELLO, J.; MATTEUCCI, S. D.; RODRIGUEZ, A. F y M. E. SILVA.** 2012. *Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos*. Primera Edición, Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires.
- NEGRO, C. L.; CASTIGLIONI, M.; SENKMAN, L. E., LOTESTE, A. y P. COLLINS.** 2013. Cost of reproduction, changes in metabolism and endosulfan lethality caused by reproductive behaviour in *Hyalella curvispina*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 90: 121-127.
- NEIFF, J. J.** 1977. La vegetación acuática de la laguna Brava. Presentado en la XVI Jornadas Argentinas de Botánica. Paraná, Entre Ríos.
- NEIFF, J. J.** 1986. Aquatic plants of the Paraná system. Cap. 11A, pp. 557-571. En: Davies, B. R. y K. F. Walker (Eds.): *The Ecology of River Systems*. Dr. W. Junk Publishers. The Netherlands.
- NEIFF, J. J.** 2003. Los ambientes acuáticos y palustres del Iberá, pp. 3-16. En: Poi de Neiff, A. (Ed.): *Limnología del Iberá*. Editorial Universitaria del Nordeste (EUDENE), Corrientes.
- NEIFF, J. J.** 2004. El Iberá ¿en peligro? Editorial Fundación Vida Silvestre.
- NEIFF, J. J.** 2005. Humedales de la Argentina: sinopsis, problemas y perspectivas futuras, pp. 1-30. En: Fernández Cirelli, A. (Ed.): *El agua en Iberoamérica. Funciones de los humedales, calidad de vida y agua segura*. CYTED, 1º Edición, España.
- NEIFF, J. J. y A. POI DE NEIFF.** 2006. Situación Ambiental de la Ecorregión Iberá, pp. 177-184. En: Brown, A.; Martínez Ortiz, U.; Acerbi, M. y J. Corcuera (Eds.): *La situación Ambiental Argentina*. Fundación Vida Silvestre Argentina.
- NEIFF, J. J.; POI DE NEIFF, A. y M. B. CANÓN VERÓN.** 2009. The role of vegetated areas on fish assemblage of the Paraná River floodplain: effects of different hydrological conditions. *Neotropical Ichthyology*, 7: 39-48.
- NEIFF, J. J.; RAMOS, A. O.; CÁCERES, J. R.; ZALOCAR, Y.; FRUTOS, S. M.; FORASTIER, M.; POI DE NEIFF, A. S. G.; CARNEVALI, R. y S. L. CASCO.** 2008. Calidad de las aguas de la Laguna Soto, Saladas, Corrientes, Argentina. Informe técnico de circulación restringida. Municipalidad de Saladas, Corrientes.

- NEWMAN, R. M.** 1991. Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates: a review. *Journal of the North American Benthological Society*, 10: 89-114.
- OCÓN, C. y A. RODRIGUES CAPÍTULO.** 2012. Assessment of water quality in temperate-plain streams (Argentina, South America) using a multiple approach. *Ecología Austral*, 22: 81-91.
- ORTEGA, M.; VELASCO, J.; MILLÁN, A. y C. GUERRERO.** 2004. An ecological integrity index for littoral wetlands in agricultural catchments of semiarid Mediterranean regions. *Environment Management*, 33:412-430.
- PAGGI, A. C.** 2003. Los quironómidos (Diptera) y su empleo como bioindicadores. *Biología Acuática*, 21: 50-57.
- PAVÉ, P. J. y M. MARCHESE.** 2005. Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Ecología Austral*, 15: 183-197.
- PIEIDADE, M. T. F. y W. J. JUNK.** 2000. Natural Grasslands and Herbaceous plants in the Amazon Floodplain and their Use. En: Junk W. J.; Ohly, J. J.; Piedade, M. T. F. y M. G. M. Soares (Eds.): *The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management*. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers.
- POI, A. S. G.; CASCO, S. L.; NEIFF, J. J.; CARNEVALI, R. P. y L. I. GALLARDO.** 2016. Lagunas periurbanas de Corrientes (Argentina): de la mesotrofia a la eutrofia un camino de ida y vuelta en 20 años. *Biología Acuática*, 31: 1-9.
- POI, A. y M. E GALASSI.** 2013 a. Humedales del noroeste de Corrientes, pp. 215-221. 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. y M. E. GALASSI.** 2013 b. 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 DE NEIFF, A.** 1979. Invertebrados acuáticos relacionados a *Egeria naias* (Planch), con especial referencia a los organismos fitófagos. *Ecosur*, 6: 101-109.
- POI DE NEIFF, A. S. G.** 1990. Categorización funcional de los invertebrados en ríos de llanura del Chaco Oriental (Argentina). *Revista Brasileira de Biología*, 50: 875-882.
- POI DE NEIFF, A.** 2003 a. Macroinvertebrates living on *Eichhornia azurea* Kunth in the Paraguay River. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 15: 55-63.
- POI DE NEIFF, A.** 2003 b. Invertebrados de la vegetación del Iberá, Capítulo 6, pp. 171-191. En: Poi de Neiff, A. (Ed.): *Limnología del Iberá. Aspectos físicos, químicos y biológicos de sus aguas*. Ed. Eudene.
- 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 D. SOLÍS DE CHIOZZA.** 1994. Aporte de las plantas de *Eichhornia crassipes* a la acumulación de materiales orgánicos e inorgánicos. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* (ORSTOM éditions, Paris, Francia), 27: 329-336.
- POI DE NEIFF, A.; GALASSI M. E. y M. C. FRANCESCHINI.** 2009. Invertebrate assemblages associated with leaf litter in three floodplain wetlands of the Paraná River. *Wetlands*, 29: 896-906.
- POI DE NEIFF A. y F. BRUQUETAS.** 1983. Fauna fitófila de *Eichhornia crassipes* en ambientes leníticos afectados por las crecidas del río Paraná. *Ecosur*, 10: 127-137.
- POI DE NEIFF A. y J. J. NEIFF.** 1977. El pleuston de *Pistia stratiotes* de la laguna Barranqueras (Chaco, Argentina). *Ecosur*, 4: 69-101.
- POI DE NEIFF A. y J. J. NEIFF.** 1984. Dinámica de la vegetación acuática y su fauna. *Physis* (Asociación Argentina de Ciencias Naturales, Buenos Aires), 42: 53-67.
- POI DE NEIFF, A.; NEIFF, J. J.; ORFEO, O. y R. CARIGNAN.** 1994. Quantitative importance of particulate matter retention by the roots of *Eichhornia crassipes* in the Paraná floodplain. *Aquatic Botany*, 47: 213-223.

- POI DE NEIFF, A. y J. J. NEIFF.** 2006. Riqueza de especies y similaridad de los invertebrados que viven en plantas flotantes de la planicie de inundación del río Paraná. *Interciencia*, 31: 220-225.
- POI DE NEIFF, A., NEIFF, J. J.; PATIÑO, C. A.; RAMOS, A. O.; CÁCERES, J. R.; FRUTOS, S. M. y M. CANÓN VERÓN.** 1999. Estado trófico de dos lagunas en planicies anegables con áreas urbanas. *Facena*, 15: 93-110.
- POI DE NEIFF, A. y R. CARIGNAN.** 1997. Macroinvertebrates on *Eichhornia crassipes* roots in two lakes of the Paraná River floodplain. *Hydrobiología*, 345: 185-196.
- POPOLIZIO, E.** 1972. Geomorfología del relieve de plataforma de la provincia de Misiones y zonas aledañas. *GAEA Sociedad Argentina de Estudios Geográficos*, 15 (Bs. As.).
- POPOLIZIO, E.** 1980. Los antiguos cauces del Paraná de Corrientes a Esquina. Serie C Investigación 13 (6). Centro de Geociencias Aplicadas, Universidad Nacional del Nordeste, Resistencia, Chaco.
- POPOLIZIO, E.** 1985. Criterios para el análisis y manejo de las inundaciones en el Nordeste Argentino. Proceedings of the Fifth World Congress on Water Resources, Burssels.
- POR, F. D. y C. E. ROCHA.** 1998. The Pleustal, a third limnic biochore and its neotropical centre. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 26: 1876-1881.
- PRAT, N.; RIOS, B.; ACOSTA, R. y M. RIERA DE VALL.** 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de la calidad de las aguas, pp. 631-654. En: Domínguez, E. y H. Fernández (Eds.): *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos*, Primera Edición. Fundación Miguel Lillio, San Miguel de Tucumán.
- RAMÍREZ, A.** 2010. Odonata. *Revista de Biología Tropical*, 58: 97-136.
- RAMÍREZ, A. y P. E. GUTIÉRREZ-FONSECA.** 2014. Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America. *Revista de Biología Tropical*, 62: 155-167.
- RASBAND, W. S.** 1997-2015. ImageJ 1.49v. U. S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA, <http://imagej.nih.gov/ij/>.

- REYNAGA, M. C.** 2009. Hábitos alimentarios de larvas de Trichoptera (Insecta) de una cuenca de subtropical. *Ecología Austral*, 19:207-214.
- RODRÍGUES CAPÍTULO; A., TANGORRA, M. y C. OCÓN.** 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the ecological status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35: 109-119.
- SABO, J. L.; BASTOW, J. L. y M. E. POWER.** 2002. Length-mass relationships for adult aquatic and terrestrial invertebrates in a California watershed. *Journal of the North American Benthological Society*, 21: 336-343.
- SAIGO, M.; MARCHESE, M. y L. MONTALTO.** 2009. Hábitos alimentarios de *Hyaella curvispina* Shoemaker, 1942 (Amphipoda: Grammaridea) en ambientes leníticos de la llanura aluvial del río Paraná medio. *Natura Neotropicalis*, 40|1 y 2.
- SMOCK, L. A.** 1980. Relationships between body size and biomass of aquatic insects. *Freshwater Biology*, 10: 375-383.
- STEWART, T. W. y J. A. DOWNING.** 2008. Macroinvertebrate communities and environmental conditions in recently constructed wetlands. *Wetlands*, 28: 141-150.
- SUGIHARA G. y R. M. MAY.** 1990. Applications of Fractals in Ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 5: 79-86.
- TAGLIAFERRO, M. y M. PACUAL.** 2017. First spatio-temporal study of macroinvertebrates in the Santa Cruz River: a large glacial river about to be dammed without a comprehensive pre-impoundment study. *Hydrobiología*, 784: 35-49.
- TESSIER, C.; CATTANEO, A.; PINEL-ALLOUL, B.; GALANTI, G. y G. MORABITO.** 2004. Biomass, composition and size structure of invertebrate communities associated to different types of aquatic vegetation during summer in Lago di Candia (Italy). *Journal of Limnology*, 63: 190-198.
- THOMAZ, S. M.; DIBBLE, E. D.; EVANGELISTA, L. R.; HIGUTIY, J. y L. M. BINI.** 2008. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology*, 53: 358-367.
- THORP, J. H. y A. P. COVICH.** 2001. Ecology and classification of North American Freshwater Invertebrates. Second edition. Academic Press, New York, NY, USA.

- TOWERS, D. J.; HENDERSON, I. M. y C. J. VELTMAN.** 1994. Predicting dry weight of New Zealand aquatic macroinvertebrates from linear dimensions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 28: 159-166.
- TOWNSEND C. R. y A. G. HILDREW.** 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology*, 31: 265-275.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. y G. STRIXINO.** 1995. *Larvas de Chironomidae (Diptera) do estado de São Paulo: guia de identificação e diagnose dos gêneros.* Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, Brasil.
- 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.
- VIEIRA, M. F. y J. ADIS.** 2000. Aspectos da biología e etología de *Paulinia acuminata* (De Geer), 1773 (Orthoptera: Pauliniidae), um gafanhoto semi-aquático, na amazônia central. *Acta Amazonica*, 30: 333-346.
- VIEIRA, M. F. y J. ADIS.** 2002. Aceitabilidade alimentar de *Paulinia acuminata* (De Geer, 1773) (Orthoptera: Pauliniidae) na várzea da amazônia central. *Acta Amazonica*, 32: 333-338.
- VIEIRA, L. C. G.; BINI, L. M.; VELHO, L. F. M. y G. R. MAZÃO.** 2007. Influence of spatial complexity on the density and diversity of periphytic rotifers, microcrustaceans and testate amoebae. *Fundamental and Applied Limnology*, 170: 77-85.
- WALKER, P. D.; WIJNHOFEN, S. y G. VAN DER VELDE.** 2013. Macrophyte presence and growth form influence macroinvertebrate community structure. *Aquatic Botany*, 104: 80-87.
- WANTZEN, K. M. y R. WAGNER.** 2006. Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical temperate comparison. *Journal of the North American Benthological Society*, 25: 216-232.
- WARFE, D. M.; BARMUTA, L. A. y S. WOTHERSPOON.** 2008. Quantifying habitat structure: surface convolution and living space for species in complex environments. *Oikos*, 117: 1764-1773.
- WETZEL, R. G.** 1983. *Limnology*. 2^{da} Edición. Philadelphia, Saunders College.

- WILLBY, N. J., ABERNETHY, V. J. y B. O. L. DEMARS.** 2000. Attribute-based classification of European hydrophytes and its relationship to habitat utilization. *Freshwater Biology*, 43: 43-74.
- WISSINGER, S. A.** 1999. Ecology of wetland invertebrates: synthesis and applications for conservation and management, pp. 1043-1086. En: D. P. Batzer; R. R. Rader y S. A. Wissinger (Eds.): *Invertebrates in freshwater wetlands of North America: ecology and management*. John Wiley & Sons, Inc. Hoboken, NJ, USA.
- ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y.; CASCO, S. L. y V.M., ASSELBORN.** 1998. Estudio de la biomasa y diversidad del fitoplancton de la laguna Paiva, Corrientes, Argentina. *Physis*, (Secc. B) 55: 1-13.
- ZILLI, F. y A. M. GAGNETEN.** 2005. Efectos de la contaminación por metales pesados sobre la comunidad bentónica de la cuenca del arroyo Cululú (Río Salado del Norte, Argentina). *Interciencia*, 30: 159-165.
- ZILLI, F. L.; MONTALTO, L. y M. R. MARCHESE.** 2008. Benthic invertebrate assemblages and functional feeding groups in the Paraná River floodplain (Argentina). *Limnológica*, 38: 159-171.

ANEXO: Lista de taxones y grupos tróficos funcionales de los macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática en las 7 lagunas estudiadas. El signo + indica la presencia de los taxones en las lagunas antropizadas y no antropizadas. Referencias: Dp: depredador, Cr: colector-recolector, Cf: colector-filtrador, Ra: raspador, Pa: partididor, He: herbívoro, Om: omnívoro.

Taxones	GTF	LAGUNAS ANTROPIZADAS	LAGUNAS NO ANTROPIZADAS
PLATYHELMINTHA			
Dugesidae			
<i>Dugesia</i> sp.	Dp	+	+
Themnocephalidae		+	
NEMATODA			
OLIGOCHAETA			
Naididae	Cr		
<i>Dero</i> spp.	Cr	+	+
<i>Pristina</i> spp.	Cr	+	+
HIRUDINEA			
Hirudiniiformes	Dp	+	
Glossiphoniidae	Dp	+	+
<i>Helobdella</i> spp.	Dp	+	+
GASTROPODA			
Ampullaridae	Ra		
<i>Pomacea canaliculata</i>	Ra	+	+
Planorbidae	Ra		
<i>Biomphalaria</i> spp.	Ra	+	+
<i>Drepanotrema</i> spp.	Ra	+	+
Ancylidae	Ra		
<i>Gundlachia</i> spp.	Ra	+	+
<i>Hebetancylus</i> spp.	Ra		+
Lymnaeidae	Ra		+
Succineidae	Ra		
<i>Omalonyx</i> sp.	Ra	+	
ISOPODA			
OSTRACODA			
Cytherididae	Cr	+	+
CONCHOSTRACA			
Cyclestheriidae	Cf	+	+
<i>Cyclestheria hislopai</i>	Cf	+	+
ANFIPODA			
<i>Hyaella curvispina</i>	Cr; Pa	+	+
DECAPODA			
<i>Pseudopalaemon bouvieri</i>	Om	+	+
ARACHNIDA			
Aranea	Dp	+	+

INSECTA

Orthoptera

(Continuación ANEXO)

Acrididae	Pa		
<i>Paulinia acuminata</i>	Pa	+	+
<i>Cornops aquaticum</i>	Pa		+
Gryllidae	Pa	+	
Tettigonidae	Pa		+
Odonata			
Aeshnidae	Dp	+	
<i>Anax</i> spp.	Dp	+	
Coenagrionidae	Dp	+	+
<i>Acanthagrion</i> spp.	Dp	+	
<i>Ichnura</i> spp.	Dp		+
<i>Telebasis</i> spp.	Dp	+	+
Gomphidae	Dp	+	
Libellulidae	Dp	+	+
<i>Diastatops</i> sp.	Dp		+
<i>Erythemis</i> spp.	Dp	+	+
<i>Miathyria marcella</i>	Dp	+	+
<i>Micrathyria</i> spp.	Dp	+	+
<i>Perithemis</i> spp.	Dp	+	
Ephemeroptera			
Caenidae	Cr		
<i>Caenis</i> spp.	Cr	+	+
Baetidae	Cr		
<i>Callibaetis</i> spp.	Cr	+	+
Trichoptera			
Polycentropodidae	Cf; Dp	+	+
<i>Cynellus</i> spp.	Cf	+	+
<i>Polycentropus</i> spp.	Dp; Cf; Pa		+
Leptoceridae	Cr; Pa; Dp	+	+
Hydroptilidae	Pa; Ra; Cr		+
<i>Oxyethira</i> spp.	Pa; Ra; Cr		+
Hydropsychidae	Cf; Dp		+
<i>Macronema</i> spp.	Cf		+
Psychomyiidae	Cr		+
Leptoceridae	Cr; Pa; Dp		+
Polymitarcidae			+
<i>Asthenopus curtus</i>	Cf		+
Hemiptera			
Aphididae	He	+	
Heteroptera			
Belostomatidae	Dp		

<i>Belostoma</i> spp.	Dp	+	+
Corixidae	Dp; Ra		
(Continuación ANEXO)			
<i>Tenagobia</i> spp.	Dp; Ra	+	+
Gerridae	Dp	+	
Hebridae	Dp	+	+
Lygaidae	Dp	+	
Mesoveliidae	Dp	+	
Naucoridae	Dp; Ra	+	+
<i>Pelocoris</i> spp.	Dp	+	+
Pleidae	Dp	+	+
<i>Neoplea</i> spp.	Dp	+	+
Notonectidae	Dp	+	+
<i>Buenoa</i> spp.	Dp	+	
<i>Sigara</i> spp.	Dp, Cr		+
Nepidae	Dp		
<i>Ranatra</i> sp.	Dp	+	+
Coleoptera			
Staphylinidae	Dp	+	+
Curculionidae	Pa	+	+
Scarabeidae	Pa	+	+
Pselaphidae	Dp	+	+
Lampyridae	Dp	+	+
Scirtidae	Ra; Cr; Pa	+	+
<i>Ora texana</i>	Ra; Cr; Pa		+
Dryopidae	Pa	+	+
Noteridae	Dp		
<i>Hydrochanthus</i> spp.	Dp	+	+
<i>Suphis</i> spp.	Dp	+	+
<i>Suphisellus</i> spp.	Dp	+	
Hydrophilidae	Dp; Cr		
<i>Tropisternus</i> spp.	Cr; He	+	+
<i>Helochares</i> spp.	He	+	+
<i>Enochrus</i> spp.	He	+	+
<i>Derallus</i> spp.		+	+
<i>Paracymus</i> spp.	He	+	
<i>Phaenonotum</i> spp.		+	+
<i>Berosus</i> spp.	He; Cr	+	+
Dytiscidae	Dp		
<i>Desmopachria</i> spp.	Dp	+	+
<i>Pachydrus</i> spp.	Dp	+	+
<i>Hydrovatus</i> spp.	Dp	+	+
<i>Hydrodytes</i> spp.	Dp	+	
<i>Celina</i> spp.	Dp	+	

<i>Laccophilus</i> spp.	Dp	+	+
<i>Laccodytes</i> spp.	Dp	+	
(Continuación ANEXO)			
Cneoglossidae			
<i>Cneoglossa</i> spp.	-	+	
Hydrochidae	Pa		+
Haliplidae	Pa; Pa; Dp		+
Chrysomelidae	Pa		+
Diptera			
Chironomidae			
Chironominae	Cr; Cf	+	+
Tanytarsinae	Cr; Cf	+	+
Tanypodinae	Dp	+	+
<i>Ablabesmyia</i> spp.	Dp	+	+
Culicidae	Cr; Cf	+	+
<i>Mansonia</i> spp.	Cr; Cf	+	
<i>Anopheles</i> spp.	Cf	+	
<i>Anopheles barbieri</i>	Cf		+
Chaoboridae	Dp	+	+
Stratiomyidae	Cr	+	+
Tabanidae	Dp	+	+
Ceratopogonidae	Dp; Cr	+	+
<i>Forcipomyia</i> spp.	Ra	+	
Ephydridae	Cr; Pa; Ra; Dp	+	+
Muscidae	Dp	+	
Syrphidae	Cr	+	
Diptera (pupa)		+	+
Lepidoptera			
Pyralidae	Pa	+	+
Crambidae	Pa	+	+
<i>Parapoynx</i> spp.	Pa	+	+
Nepticulidae	Pa	+	+
Arctiidae	Pa		
<i>Paracles</i> spp.	Pa	+	
Tortricidae	Pa	+	