

ESTRUCTURA Y DINÁMICA DEL FITOEPIFITON EN CUERPOS DE AGUA TEMPORARIOS DEL CINTURÓN HORTÍCOLA PLATENSE

M. MEDINA¹, L. SOLARI¹ & G. AGOSTINI²

¹ Instituto de Limnología "Dr. R. A. Ringuelet", CCT-CONICET-La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata.

² Centro de Investigaciones del Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Exactas, UNLP. CCT-CONICET-La Plata.
e-mail: micaelamedina88@hotmail.com

ABSTRACT. The horticultural belt of La Plata is a complex framework of lands with a marked urban influence. The unregulated use of agrochemicals is one of the most important sources of superficial and underground water contamination producing drastic changes in the biodiversity of natural communities. The shallowness of the temporary waters favors the macrophyte growth which, in turn, allows the colonization of the phytoepiphyton. Four samplings were carried out during spring 2011 and summer 2012 in four adjacent temporary waters of different agroecosystems, three of them with agricultural activity (site over 5 meters crops, CUL1 and CUL2; site within 5 meters of crops: CUL3) and one, taken as reference (REF), with livestock activity. Seven species of macrophytes were sampled, two submerged and 5 emergent. 88 phytoepiphytic species were recorded, being chlorophytes and diatoms the dominant groups. The submerged macrophytes presented a higher mean abundance than the emergent ones in all the sampling sites. *Oedogonium* species were dominant in all temporary waters. *L. peploides* showed the highest total specific richness while *S. californicus* presented the highest mean diversity specific. The highest phytoepiphyton mean abundance was recorded in CUL1 while the least phytoepiphytic density was found in REF. Nygaard index shows that the four temporary waters are meso to eutrophic. The conductivity was the most significant factor in the distribution of diatoms species in temporary waters.

Key words: phytoepiphyton; structure and dynamics; temporary waters; agroecosystems.

Palabras clave: fitoepifiton; estructura y dinámica; cuerpos de agua temporarios; agroecosistemas.

INTRODUCCIÓN

Los humedales distribuidos en todos los continentes y zonas climáticas se encuentran en constante reducción y los efectos acumulativos de su pérdida tienen consecuencias sobre el régimen hidrológico y la conectividad de los ecosistemas (Dahl, 2011). Los terrenos que rodean a los humedales en muchos casos están bajo la influencia de distintas actividades humanas y los impactos asociados a la agricultura han sido extensamente sugeridos como potenciales causas del deterioro y pérdida de los distintos tipos de sistemas acuáticos (Mitsch y Gosselink, 2007). Los cuerpos de agua

temporarios son importantes como reservorio de agua y diversidad de especies aunque pueden encontrarse perturbados por actividades antrópicas como la agricultura, la expansión urbana, el drenaje y la contaminación y/o la deforestación (Williams, 1987).

En los alrededores de la ciudad de La Plata se establecen grandes superficies de cuerpos de agua temporarios que a menudo están relacionados a los agroecosistemas típicos de la región (Hurtado *et al.*, 2006). El territorio productivo, conocido como cinturón hortícola platense, es un complejo entramado de tierras destinadas a la horticultura y floricultura con una marcada in-

fluencia de urbanización, en el que también se desarrollan cultivos extensivos de soja, maíz y trigo así como pasturas destinadas a la cría de ganado (Barsky, 2009). Esta variabilidad productiva tiene como factor común el uso de agroquímicos (Cappello y Fortunato, 2008), una de las fuentes de contaminación más importante de aguas superficiales y subterráneas que pueden causar drásticos cambios en la biodiversidad de las comunidades naturales (Favari *et al.*, 2002; Taniwaki *et al.*, 2013). La escasa profundidad de los cuerpos de agua temporarios favorece el desarrollo de macrófitas que ofrecen una amplia superficie colonizable e incrementan la heterogeneidad del hábitat para el perifiton (Wetzel, 1964; Giorgi *et al.*, 2005). Esta comunidad es fundamental en el mantenimiento de los ecosistemas acuáticos como base de la trama trófica y como principal productor primario (Wetzel, 1964; Giorgi y Feijoó, 2010). Debido a su habilidad para responder a los cambios ambientales, el perifiton ha sido utilizado en estudios ecológicos (Murakami *et al.*, 2009). Los estudios del epifiton en la provincia de Buenos Aires son numerosos y aportan mucha información. Algunos de ellos se enfocan en la fauna de ciliados (Vucetich y Escalante, 1979; Modenutti y Claps, 1986; Küppers *et al.*, 2006, 2009) mientras que otros están vinculados a las algas epifíticas (Claps, 1984, 1991; Giorgi *et al.*, 2005; Esquiús *et al.*, 2005, 2008, 2010; Cano *et al.*, 2008; Casco *et al.*, 2009). Asimismo se destacan aquellos trabajos que relacionan esta comunidad con las variables ambientales (Pizarro, 1999; Pizarro y Alemanni, 2005; Sánchez *et al.*, 2010; Sánchez *et al.*, 2013). La información resultante es relevante en la valoración integral del estado ecológico de los ecosistemas seleccionados. El objetivo de este trabajo es analizar la estructura y la dinámica del fitoepifiton en cuatro cuerpos de agua temporarios relacionados a dife-

rentes agroecosistemas así como establecer especificidad del fitoepifiton en diferentes macrófitas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Los cuatro cuerpos de agua temporarios seleccionados están situados en el cinturón hortícola de los alrededores de la ciudad de La Plata (34°56'S; 57°57'O) ubicada al noreste de la provincia de Buenos Aires. El clima es templado y húmedo, con una temperatura media anual de 16 °C (mínima: 10,1; máxima: 21,8) y una precipitación media anual de 1.000 mm. El uso de los suelos es heterogéneo y las actividades que se realizan modifican la naturaleza de los mismos. Se seleccionaron tres cuerpos de agua temporarios en agroecosistemas en los que se desarrollan actividades agrícolas y un cuarto, tomado como referencia, en el que sólo prospera la actividad ganadera con carga mínima y sin aplicación de pesticidas. Los dos primeros sitios, CUL1 y CUL2, se encuentran a una distancia mayor a 5 metros del cultivo mientras que el sitio CUL3 se encuentra a una distancia menor a 5 metros del cultivo. El sitio de referencia es un sitio sin cultivos (REF). En el sitio CUL1, en la cuenca del Arroyo Rodríguez, se realizan cultivos de soja o trigo según la época del año. Tiene un curso de agua natural que cruza la extensión del campo y algunas charcas temporarias. Es característica la ausencia de urbanización y de cultivos hortícolas. En el sitio CUL2, en la cuenca de los arroyos Carnaval-Martín, se desarrolla cría de ganado, agricultura extensiva y en invernaderos. Es una zona con numerosos cursos de agua y humedales. En el sitio CUL3, en los tributarios de las nacientes del Arroyo El Pescado, se cultiva soja, maíz, trigo y alfalfa, algo de ganadería y se caracteriza por la presencia de numerosas charcas temporarias. En el sitio REF, en la cuenca media del arroyo El

Pescado, sólo se realiza actividad ganadera con carga mínima, no se desarrollan cultivos

extensivos ni intensivos y en consecuencia no están expuestos a pesticidas (Fig. 1).

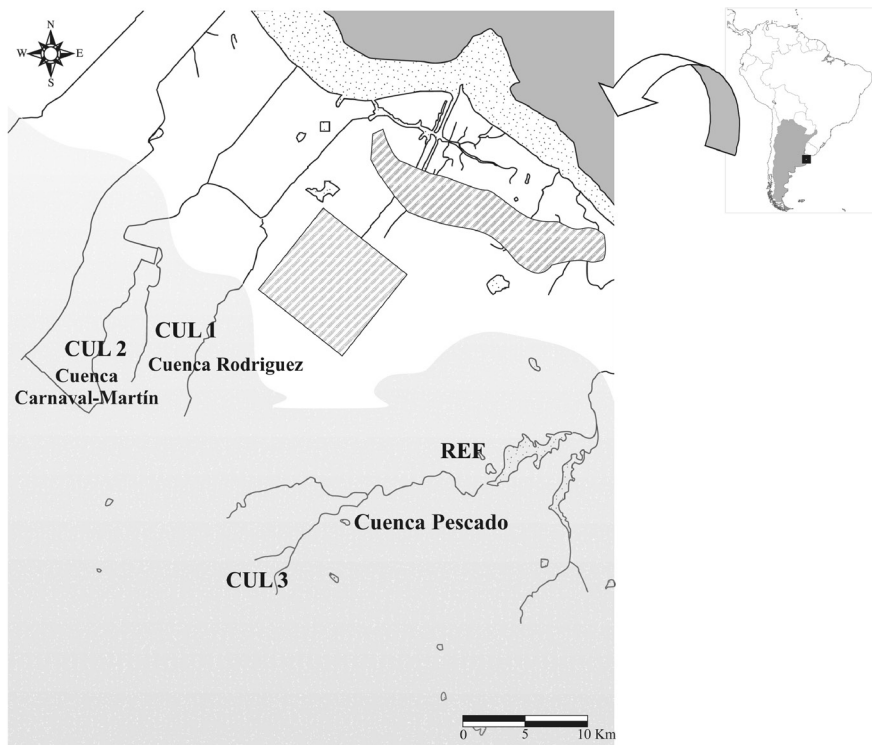


Figura 1. Mapa del Cinturón Hortícola Platense con la ubicación de los cuerpos de agua temporarios (CUL 1 y CUL 2: sitios a más de 5m de los cultivos; CUL 3: sitio a menos de 5m de los cultivos y REF: sitio de referencia sin cultivos).

Muestreo y análisis de datos

Se realizaron cuatro muestreos, dos en primavera (Setiembre- Octubre 2011) y dos en verano (Diciembre 2011, Marzo 2012). Se analizó el fitoepifiton en siete especies de macrófitas de las cuales se extrajeron las partes sumergidas, se colocaron en frascos con agua corriente de red y se fijaron con formol al 4%. En el laboratorio se extrajo el fitoepifiton por raspado y agitación suave de las macrófitas para su posterior análisis cualitativo y cuantitativo (Claps, 1991). Lo obtenido con el raspado se colocó en frascos con formol al 4%. Las macrófitas se llevaron a estufa a 105° durante 48 horas

y se pesaron en una balanza analítica para expresar la abundancia del fitoepifiton en número de individuos por gramo de peso seco de planta (n° ind/g) (APHA, 1995). El análisis cuantitativo del fitoepifiton se realizó bajo un microscopio óptico binocular a 200 X en una cámara Sedgwick-Rafter de 0,4 mL (Wetzel y Likens, 1991) mientras que la identificación taxonómica del componente algal se realizó en la mayoría de los casos a nivel específico a 400 X (Geitler, 1932; Ramanathan, 1964; Patrick y Reimer, 1966, 1975; Bourrelly, 1968, 1970, 1972; Guarrera *et al.*, 1968; Germain, 1981; Komárek y Fott, 1983; Tell y Conforti, 1986;

Komárek y Anagnostidis, 1998, 2005). En cada cuerpo de agua temporario se midieron *in situ* los parámetros físico-químicos, oxígeno disuelto (OD), conductividad y pH con un multímetro Luxtron 150. Asimismo se estimó la profundidad en cada cuerpo de agua y se midió la temperatura con un termómetro de mercurio. Los datos promedio de concentración de glifosato fueron tomados de Agostini (2013). La diversidad específica se estimó con el índice de Shannon y Weaver (Ludwig y Reynolds, 1988). El índice de similitud de Jaccard se aplicó para comparar los sitios entre sí (Legendre y Legendre, 1983) y se realizó con 46 especies algales, seleccionadas por densidad (>5.000 ind/g) y frecuencia (>1), y las macrófitas durante los meses muestreados. Asimismo se empleó el índice de eutrofización de Nygaard (1949) que permite determinar el estado trófico de los cuerpos de agua temporarios en base a los grupos algales presentes. Las diferencias en las abundancias del fitoepifiton en los cuatro sitios fueron analizadas mediante el análisis de similitud (ANOSIM). La matriz con los datos de abundancia del fitoepifiton fue transformada a $\log(x+1)$ y se usó el índice de Bray-Curtis para los análisis de similaridad. El porcentaje de contribución de cada especie a los patrones de disimilitud fueron examinados con el análisis de porcentaje de similitud (SIMPER). Los análisis SIMPER y ANOSIM se realizaron utilizando el programa PRIMER v. 5.2.9 (Clarke y Warwick, 2001). Para analizar las diferencias en las principales variables físicas y químicas entre sitios, se utilizó la prueba de t-test de Student (Legendre y Legendre, 1983). El tratamiento estadístico de los datos así como su representación gráfica (“constrained incremental sum of squares análisis” (CONISS)), se realizaron mediante el empleo del programa Tilia and TiliaGraph (TGVView 2.0.2; Grimm, 2004).

RESULTADOS

Los cuerpos de agua temporarios estudiados mostraron diferencias en sus características físicas y químicas. La mayor temperatura promedio se registró en CUL3 y la mayor concentración de oxígeno disuelto, en CUL1 (Tabla 1). Se analizó el fitoepifiton en siete especies de macrófitas, dos sumergidas, *Ludwigia peploides* (Kunth) P. H. Raven y *Myriophyllum quitense* (Vell) Verdc y cinco emergentes, *Iris pseudacorus* L., *Sagittaria montevidensis* Cham. et Schltldl., *Schoenoplectus californicus* (C. A. May.) Soják, *Senecio bonariensis* Hook. et Arn. y *Thypha latifolia* L. En total se registraron 88 especies de algas epifíticas: 45 Diatomeas, 30 Chlorophyta, 9 Cyanobacteria, 1 Euglenophyta y 3 Dinophyta (Tabla 2). La mayor riqueza específica promedio, teniendo en cuenta todas las plantas muestreadas en cada sitio, se registró en CUL1 y la menor, en CUL3. La máxima densidad fitoepifítica promedio se observó en CUL3 mientras que la mínima en REF. La máxima diversidad específica promedio se estimó en CUL2 (Tabla 1).

Epifiton en los sitios

En el sitio REF se muestrearon cinco macrófitas *L. peploides*, *M. quitense*, *S. californicus*, *I. pseudacorus* y *S. montevidensis*, de las cuales las sumergidas presentaron la mayor abundancia fitoepifítica en setiembre. Las clorofitas fueron dominantes seguidas por las cianobacterias y las diatomeas. Las especies de *Oedogonium* fueron las que prevalecieron en setiembre, codominando con *Anabaena variabilis* en *L. peploides* y *M. quitense*. En *S. californicus* dominaron las especies de *Oedogonium* y *Gomphonema olivaceum*, mientras que en *S. montevidensis* sólo prevaleció *A. variabilis* (Fig. 2a). En el sitio CUL1 se muestreó en cuatro macrófitas *I. pseudacorus*, *L. peploides*, *T. latifolia* y *S. montevidensis*, ha-

Tabla 1. Parámetros físicos, químicos, biológicos y profundidad de los cuerpos de agua temporarios (promedio (prom.), desviación estándar (DE) y rango (mínimo-máximo). El asterisco indica un único valor sin promediar. Los datos de glifosato fueron tomados de Agostini (2013). nd: no detectable.

	REF		CUL1		CUL2		CUL3	
	Mean (DE)	Min-Max	Mean (DE)	Min-Max	Mean (DE)	Min-Max	Mean (DE)	Min-Max
N° muestras	3	-	10	-	8	-	2	-
OD (mg L ⁻¹)	3,8 (2,1)	0,9 - 6,0	7,3 (4,2)	2,3 - 12,6	4 (4,7)	0,4 - 10,8	4,5 (1,5)	3,4 - 6,2
Conductividad (µS cm ⁻¹)	322 (286)	139 - 741	206 (89)	110 - 323	670 (135)	476 - 783	207 (5)	203 - 212
pH	7,16 (0,51)	6,68 - 7,68	7,26 (0,73)	6,57 - 8,02	7,36 (0,38)	6,99 - 7,88	6,80 (0,29)	6,60 - 7,13
Temperatura (°C)	19,6 (5)	12,5 - 23,3	20,1 (4,5)	13,7 - 24	17,9 (5,5)	11,5 - 21,4	25,3 (7,5)	18 - 33
Profundidad (cm)	46 (5,6)	40 - 51	27 (15,9)	15 - 45	32,5 (10,6)	25 - 40)	21,8 (20,1)	10 - 45
Glifosato+ (µg/L)	nd	-	231,4	-	35,7	-	132,5	-
Riqueza específica	13 (11)	9 - 24	24 (6)	19 - 32	19 (12)	7 - 34	6 (8)	7 - 17
Densidad (ind/g)	69.105 (104.104)	132 - 226.009	97.791 (148.000)	7 - 478.984	210.629 (309.018)	121 - 754.998	1.771.664 (2.104.458)	283.587 - 3.259.740
Índice de Shannon Weaver*	1,85	-	2,15	-	2,79	-	1,65	-
Índice de Nygaard*	1,75	-	1,33	-	6	-	2	-

llándose la mayor densidad del fitoepifiton en *L. peplodes* en diciembre y en marzo. Las clorofitas dominaron en setiembre, octubre y marzo mientras que las diatomeas en diciembre y en marzo. Las especies de *Oedogonium* codominaron entre las clorofitas junto a *Spirogyra* sp. y *Ulothrix* sp1 en setiembre y octubre. *Oedogonium* sp2 alcanzó su máxima abundancia en *I. pseudacorus* y en *T. latifolia* en setiembre mientras que *Spirogyra* sp. predominó en *L. peplodes* en setiembre y octubre e *I. pseudacorus* en setiembre. Entre las diatomeas se destacaron especies de *Gomphonema* (*G. angustatum*, *G. truncatum* y *Gomphonema* sp2) y *Gomphoneis herculeana* que dominaron en diciembre, especialmente en *L. peplodes*. (Fig. 2b). En el sitio CUL2 se muestrearon cuatro macrófitas, *I. pseudacorus*, *L. peplodes*, *S. bonariensis*, *S. montevidensis* y *T. latifolia* registrándose la mayor densidad en *L. peplodes* en setiembre y diciembre. En marzo *S. montevidensis* no presentó organismos fitoepifíticos. Las diatomeas fueron dominantes en la mayoría de los mues-

treos destacándose *Gomphonema gracile*, *G. olivaceum* *G. parvulum*, *G. truncatum* y *Rhoicosphenia curvata*. Entre las clorofitas, fueron relevantes *Oedogonium* spp., *Ulothrix* sp. y *Spirogyra* sp. *Oscillatoria tenuis* se destacó entre las cianobacterias en setiembre y diciembre (Fig. 2c). En el sitio CUL3 sólo se desarrolló *L. peplodes* en octubre y en diciembre. En setiembre la charca no tuvo agua y en marzo no se desarrollaron macrófitas. Las clorofitas dominaron con *Oedogonium* sp1, *Ulothrix* sp1, *Chaetophora* sp. y *Bulbochaete* sp. en orden decreciente y las diatomeas con *G. olivaceum* y *G. parvulum*, especialmente en octubre (Fig. 2d).

Epifiton en las macrófitas

L. peplodes mostró la mayor riqueza específica total, mientras que *S. californicus* la mayor diversidad específica promedio (Fig. 3). Las macrófitas sumergidas, *L. peplodes* y *M. quitense* presentaron las mayores densidades promedio de epifiton (Tabla 4). La mayor densidad promedio de ciano-

Tabla 2. Lista de especies epifíticas presentes (x) en los cuatro cuerpos de agua temporarios y su hábito de vida (PE: perifítico; PL: planctónico).

Taxa	REF	CUL1	CUL2	CUL3	Hábito de vida
Cyanobacteria					
<i>Anabaena variabilis</i> Bornet & Flahault	x	x	-	-	PL
<i>Geitlerinema amphibium</i> (Agarch ex Gomont) Anagnostidis	x	x	-	-	PL
<i>Merismopedia punctata</i> Meyen	-	x	-	-	PL
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kützing	-	-	x	-	PL
<i>Nodularia spumigena</i> Mertens	-	-	x	x	PL
<i>Oscillatoria</i> sp.	-	x	-	x	PL
<i>O. tenuis</i> Agardh ex Gomont	x	-	x	x	PL
<i>Phormidium simplicissimum</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	-	-	x	-	PL
<i>Stigonema</i> sp.	x	x	-	-	PL
Chlorophyta					
<i>Bulbochaete</i> sp.	x	x	x	-	PE
<i>Chaetophora</i> sp.	x	x	x	-	PE
Chlorococcal indeterminada	x	x	-	-	PL
<i>Closterium</i> sp.	-	x	-	x	PL
<i>Cosmarium binum</i> Nordstedt	x	x	-	x	PL
<i>C. granatum</i> Brébisson ex Ralfs	-	x	-	-	PL
<i>C. margaritifera</i> Meneghini ex Ralfs	x	x	-	x	PL
Desmidiaceae indeterminada	x	-	-	x	PL
<i>Euastrum ansatum</i> Ehrenberg ex Ralfs	-	x	-	-	PL
<i>E. spinulosum</i> Delponte	-	x	-	x	PL
<i>Oedogonium</i> sp1	x	x	x	-	PE
<i>Oedogonium</i> sp2	x	x	x	-	PE
<i>Oedogonium</i> sp3	x	x	x	x	PE
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	-	x	-	x	PL
<i>Penium</i> sp.	-	x	-	-	PL
<i>Planctonema lauterbornii</i> Schmidle	-	-	-	-	PL
<i>Pleurotaenium</i> sp.	-	x	-	x	PL
<i>Scenedesmus arcuatus</i> Lemmermann	-	x	-	-	PL
<i>S. quadricauda</i> (Turpin) Brébisson	-	x	-	-	PL
<i>S. obliquus</i> (Turpin) Kützing	-	-	x	x	PL
<i>Spirogryra</i> sp.	-	x	x	-	PE
<i>Staurastrum</i> sp.	x	-	-	-	PL
<i>Tamnochaete</i> sp.	x	x	-	-	PE
<i>Ulothrix</i> sp1	x	x	x	-	PE
<i>Ulothrix</i> sp2	x	-	x	-	PE
<i>Ulothrix</i> sp3	-	x	x	-	PE
Ulotrichal indeterminada	-	x	x	-	PE
<i>Zygnema</i> sp.	x	x	-	-	PE
<i>Zygonium</i> sp.	-	x	-	-	PE
Zygnematal indeterminada	-	-	x	x	PE

Taxa	REF	CUL1	CUL2	CUL3	Hábito de vida
Diatomeas					
<i>Achnanthes</i> sp.	-	x	-	-	PE
<i>A. coarctata</i> (Brébisson) Grunow	-	x	-	-	PE
<i>A. inflata</i> (Kützing) Grunow	-	x	-	-	PE
<i>Aulacoseira</i> sp.	-	-	x	-	PL
<i>Cocconeis</i> sp.	x	-	-	-	PE
<i>Cyclotella</i> sp.	-	-	x	-	PL
<i>C. meneghiniana</i> Kützing	-	-	x	-	PL
<i>Cymbella</i> sp.	-	x	-	-	PE
<i>C. affinis</i> Kützing	x	-	x	-	PE
<i>Eunotia</i> sp.	x	x	x	x	PE
<i>E. curvata</i> (Kützing) Lagerstedt	-	-	x	x	PE
<i>E. pectinalis</i> (Kützing) Rabenhorst	x	x	x	x	PE
<i>Gomphonema</i> sp1	-	x	-	-	PE
<i>Gomphonema</i> sp2	x	x	x	-	PE
<i>G. angustatum</i> (Kützing) Rabenhorst	-	x	-	-	PE
<i>G. gracile</i> Ehrenberg	x	-	x	x	PE
<i>G. intricatum</i> var. <i>vibrio</i> (Ehrenberg) Cleve	-	-	-	-	PE
<i>G. olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson	x	x	x	-	PE
<i>G. parvulum</i> (Kützing) Kützing	x	x	x	x	PE
<i>G. truncatum</i> Ehrenberg	-	x	x	-	PE
<i>Gomphoneis herculeana</i>	-	x	x	-	PE
<i>Melosira</i> sp.	-	x	-	-	PE
<i>Melosira varians</i> C. Agardh	x	x	x	-	PE
<i>Navicula</i> sp.	x	x	x	-	PE
<i>N. cryptocephala</i> Kützing	x	x	x	-	PE
<i>N. notha</i> Wallace	x	x	x	-	PE
<i>N. peregrina</i> (Ehrenberg) Kützing	-	x	x	-	PE
<i>Nitzschia</i> sp.	-	x	x	-	PE
<i>N. amphibia</i> Grunow	x	-	-	-	PE
<i>N. hungarica</i> Grunow	-	x	x	-	PE
<i>N. fruticosa</i> Hustedt	-	x	-	-	PE
<i>N. linearis</i> (C. Agardh) W. Smith	-	x	x	x	PE
<i>N. palea</i> (Kützing) W. Smith	x	-	x	-	PE
<i>N. sigma</i> (Kützing) W. Smith	x	-	x	-	PE
<i>N. Sigmoidea</i> (Nitzsch) W. Smith	x	-	x	-	PE
<i>N. tryblionella</i> Hantzsch	-	-	x	-	PE
<i>Pinularia</i> sp.	-	x	x	-	PE
<i>P. abaujensis</i> (Pantocsek) R. Ross	x	x	x	-	PE
<i>P. appendiculata</i> (C. Agardh) Cleve	-	x	x	-	PE
<i>Rhoicosphenia curvata</i> (Kützing) Grunow	x	x	x	-	PE
<i>Surirella linearis</i> W. Smith	-	-	x	-	PE
<i>S. ovalis</i> Brébisson	-	x	x	-	PE
<i>S. robusta</i> Ehrenberg	-	-	x	-	PE

Taxa	REF	CUL1	CUL2	CUL3	Hábito de vida
<i>Synedra</i> sp.	x	x	x	-	PE
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) P. Compère	x	x	x	-	PE
Euglenophyta					
<i>Euglena acus</i> (O.F. Müller) Ehrenberg	x	-	-	-	PL
Dinophyta					
<i>Gymnodium</i> sp.	x	-	-	-	PL
<i>Ceratium</i> sp.	x	x	-	-	PL
<i>Peridinium</i> sp.	x	-	-	-	PL

bacterias, clorofitas y diatomeas se registró en *L. peplodes*. En las macrófitas emergentes las densidades promedio del fitoepifiton fueron menores respecto de las sumergidas. *S. bonariensis* presentó la mayor densidad promedio de cianobacterias mientras que las clorofitas y las diatomeas fueron más abundantes en *T. latifolia* (Tabla 4). En la colonización de las macrófitas por el fitoepifiton predominaron las especies perifíticas (>60%) respecto de las planctónicas. En *I. pseudacorus*, *S. bonariensis* y *S. ca-*

Tabla 3. Porcentajes de disimilitud entre pares de sitios (SIMPER) y las especies epifíticas que contribuyen a estas diferencias en los seis grupos diferenciados en el análisis (ANOSIM).

Grupos	Pares de sitios	Disimilitud %	Taxa (contribución hasta 25%)
1	CUL3 - CUL2	81,52	<i>Oedogonium</i> sp3 <i>Bulbochaete</i> sp. <i>Ulothrix</i> sp. 1 <i>Oedogonium</i> sp. 2
2	CUL3 - REF	79,49	<i>Oedogonium</i> sp3 <i>Ulothrix</i> sp1 <i>Bulbochaete</i> sp. <i>N. sigmoidea</i>
3	CUL2 - REF	81,70	<i>Oedogonium</i> sp2 <i>Anabaena variabilis</i> <i>Oedogonium</i> sp3 <i>G. olivaceum</i>
4	CUL3 - CUL1	75,32	<i>Oedogonium</i> sp3 <i>Ulothrix</i> sp. 1 <i>Oedogonium</i> sp2
5	CUL2 - CUL1	82,56	<i>Oedogonium</i> sp2 <i>N. sigmoidea</i> <i>C. binum</i> <i>Bulbochaete</i> sp.
6	REF - CUL1	81,27	<i>Oedogonium</i> sp2 <i>Cosmarium binum</i> <i>Anabaena variabilis</i> <i>Bulbochaete</i> sp.

lifornicus la proporción de algas perifíticas fue mayor al 80%, mientras que las de hábitos planctónicos tuvieron mayor representación en *L. peplodes*, *S. montevidensis* y *M. quitense* (Fig. 3a). Entre las formas de vida se hallaron formas filamentosas entre las clorofitas con diferentes adaptaciones para adherirse al sustrato como rizoides (*Oedogonium* spp. y *Spirogyra* sp.) y talos chatos (*Bulbochaete* sp., *Chaetophora* sp. y *Tamniochaete* sp.) Entre las formas no adnatas se hallaron células móviles (*Navicula* spp., *Nitzschia* spp.). Entre las adnatas se observaron, adnatas (*Eunotia* spp.), colonias arbusculares (*Cymbella affinis*, *R. curvata*), almohadillas mucilaginosas (*Ulnaria ulna*), pedúnculos gelatinosos (*Gomphonema* spp.) y colonias en cadenas (*Melosira varians*). Entre las formas de adhesión al sustrato las células móviles (CM) y las filamentosas (F) fueron las más relevantes dado que estuvieron en más del 30% en todas las macrófitas excepto en *T. latifolia*. En *S. bonariensis* el porcentaje de CM supera ampliamente al de las F (Fig. 3b). Las formas con pedúnculos gelatinosos (PG) siguen en importancia a las F, coparticipando en la misma proporción en *T. latifolia* (Fig. 3b).

El índice de Nygaard indica que los sitios CUL1, CUL3 y REF son ambientes mesotróficos, mientras que el sitio CUL2 es eutrófico (Tabla 1). En el diagrama de similitud de Jaccard se distinguen dos grupos, uno comprende el sitio CUL3 con menor riqueza y diversidad específica y el otro gru-

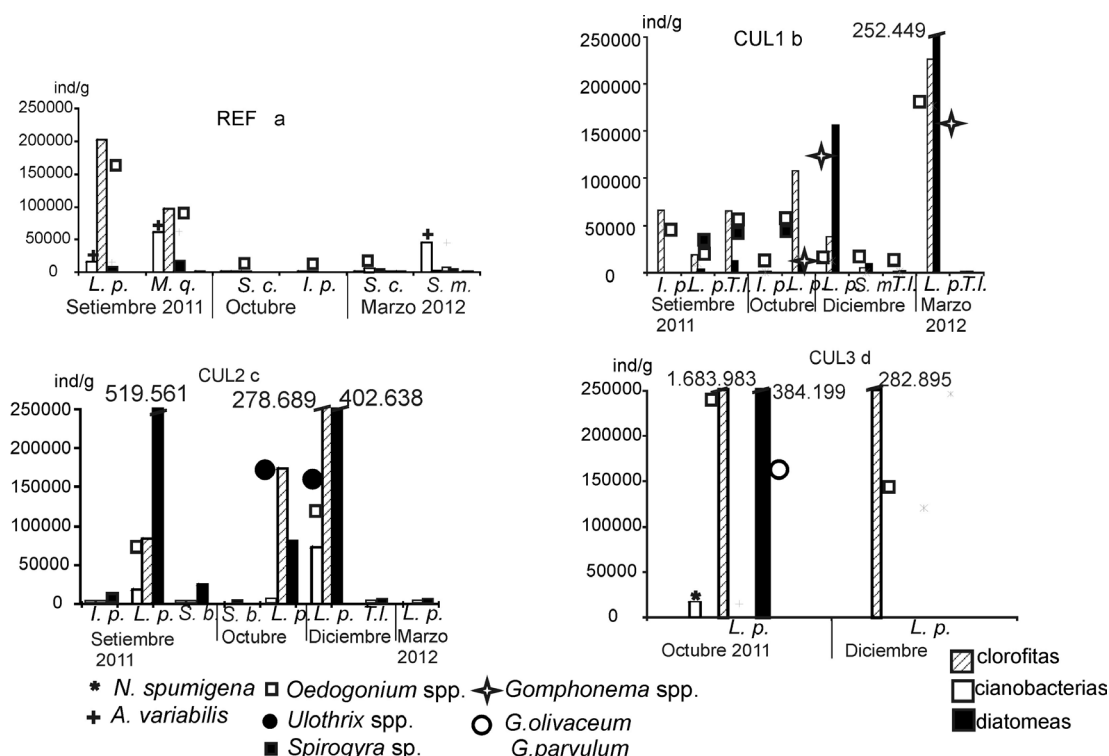


Figura 2. Densidad epifítica de los grupos algales más abundantes en cada macrofita y especies dominantes en cada cuerpo de agua temporario: **a:** sitio REF; **b:** sitio CUL1; **c:** sitio CUL2; **d:** sitio CUL3. Referencias: *I. p.* *Iris pseudacorus*, *L. p.* *Ludwigia peploides*, *M. q.* *Myriophyllum quitense*, *S. m.* *Sagittaria montevidensis*, *S. c.* *Scirpus californicus*, *S. b.* *Senecio bonariensis*, *T. l.* *Typha latifolia*

Tabla 4 Frecuencia de ocurrencia de las macrofitas en los sitios y atributos biológicos del epifiton en cada una de las macrofitas muestreadas.

Macrofita muestreada	<i>Ludwigia peploides</i>	<i>Iris pseudacorus</i>	<i>Typha latifolia</i>	<i>Sagittaria montevidensis</i>	<i>Myriophyllum quitense</i>	<i>Senecio bonariensis</i>	<i>Schoenoplectus californicus</i>
Frecuencia de ocurrencia	11	4	3	3	1	2	2
Riqueza específica total	71	28	17	14	14	19	26
Riqueza específica promedio (máx.-mín.)	14 (25-7)	9 (20-3)	7 (9-4)	6 (10-0)		9 (17-1)	14 (21-7)
Diversidad específica promedio (máx.-mín.)	2,21 (3,36-1,56)	2 (2,72-1)	1,91 (2,73-1,05)	2 (3-0,95)	1,73	1,46 (2,92-0,05)	2,75 (3,20-2,29)
N° especies planctónicas total	23	5	4	5	5	2	3
N° especies epifíticas total	48	23	13	9	9	17	23
Densidad promedio fitoepifiton ind.ml ⁻¹ (máx.-mín.)	566106 (3259740-6045)	19502 (66151-7)	2872 (77454-29)	4754 (14130-0)	176945	12900 (25679-121)	5007 (9175-838)
Densidad promedio Cyanobacteria ind.ml ⁻¹ (máx.-mín.)	10777 (73672-0)	128 (511-0)	0	38 (113-0)	62086	274 (548-0)	189 (308-70)
Densidad promedio Chlorophyta ind.ml ⁻¹ (máx.-mín.)	282055 (1688312-2281)	16688 (66121-4)	22732 (65206-9)	1756 (5264-0)	97268	217 (313-120)	2817 (5075-559)
Densidad promedio Diatomeas ind.ml ⁻¹ (máx.-mín.)	273247 (1567100-693)	2686 (10365-0)	5430 (12247-20)	2960 (8866-0)	17591	12409 (24818-0)	1976 (3742-210)
Densidad promedio Euglenophyta ind.ml ⁻¹ (máx.-mín.)	0	0	0	0	0	0	13 (26-0)
Densidad promedio Dinophyta ind.ml ⁻¹ (máx.-mín.)	25 (276-0)	0	0	1 (1-0)	1035	0	13 (26-0)

po, formado por los sitios CUL1, CUL2 y REF, con mayor riqueza y diversidad específica (Fig. 4). Es importante destacar que el sitio CUL3 es el más cercano a los cultivos.

El análisis ANOSIM distingue seis grupos (ANOSIM, R Global=0,175; p= 0,002). El porcentaje de la comparación entre pares de sitios (SIMPER) fue cercano al 80% y

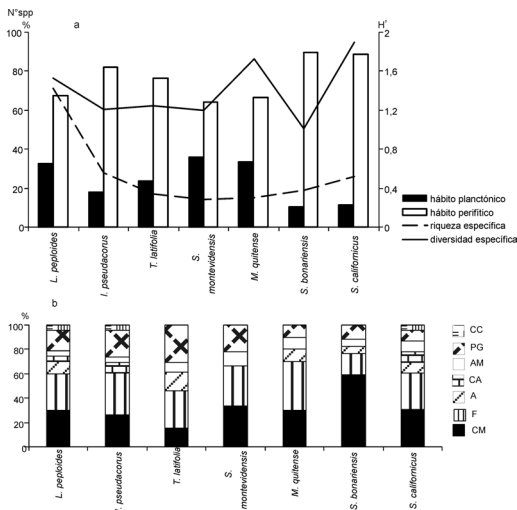


Figura 3 a. Porcentaje de los hábitos planctónico y perifítico de las algas epítitas en las macrófitas (barras), riqueza total de especies (línea quebrada) y diversidad específica promedio del epífiton en las macrófitas en todos los sitios (línea entera). **b.** Formas de vida (%) de las algas epítitas en cada una de las macrófitas (CC: colonias en cadenas, PG: pedúnculos gelatinosos, AM: almohadillas mucilaginosas, CM: colonias arbusculares, A: adnatas, F: filamentosas y CM: células móviles).

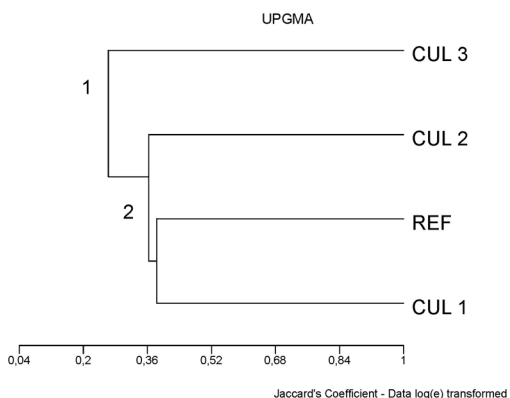


Figura 4. Diagrama de similitud de Jaccard entre los cuerpos de agua temporarios.

los grupos 1, 3, 5 y 6 fueron significativamente más disímiles (Tabla 3). Este porcentaje fue más marcado en el grupo 5, siendo *Oedogonium* sp2 (5,94%), *N. sigmoidea* (5,17%), *Cosmarium binum* (4,50%) y *Bulbochate* sp. (3,95%) las especies que más contribuyeron a esta disimilitud (Tabla 3). La conductividad entre los sitios dio diferencias altamente significativas (test de t, $p < 0,01$). En el diagrama de agrupamiento (“cluster”) la conductividad fue el principal factor que separa dos grupos principales: el grupo A, con valores de conductividad mayores a $300 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ y el grupo B con conductividad menor a $300 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Fig. 5). El grupo A incluye a todas las muestras del sitio CUL2, al sitio CUL1 (setiembre) y a REF, en los meses con valores de conductividad más elevados (setiembre y octubre). El grupo B incluye los sitios CUL1 (octubre, diciembre y marzo), REF (marzo) y CUL3 con valores de conductividad que no superaron los $266 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Fig. 5). En el grupo A se registraron diatomeas características de ambientes con elevada conductividad como *Cyclotella meneghiniana* (eurihalina), *Navicula cryptocephala*, *N. peregrina*, *Nitzschia sigmoidea*, *N. tryblionella*,

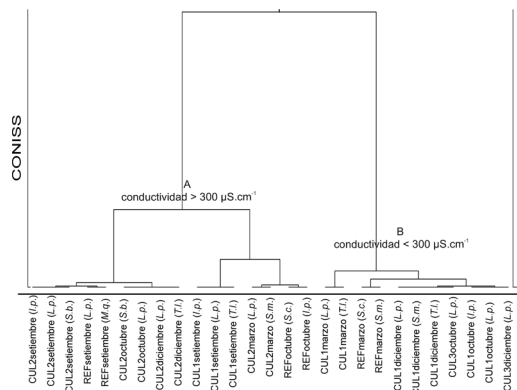


Figura 5. Agrupamiento de los sitios de acuerdo a los parámetros físico-químicos durante todo el periodo de muestreo (*I.p. Iris pseudacorus*, *L. p. Ludwigia peploides*, *M. q. Myriophyllum quitense*, *S. m. Sagittaria montevidensis*, *S. c. Scirpus californicus*, *S. b. Senecio bonariensis*, *T. l. Typha latifolia*.)

Rhoicosphenia curvata, *Surirella linearis* y *S. robusta*. Asimismo se destacó una cianobacteria típica de ambientes salobres, *Geitlerinema amphibium*, en el sitio CUL2 donde se registró la mayor conductividad. El grupo B se caracteriza por la dominancia de diatomeas de ambientes con bajo contenido mineral como *Eunotia pectinalis*, *Gomphonema angustatum* y *G. truncatum*.

DISCUSIÓN

En los agroecosistemas del cinturón hortícola platense se utilizan agroquímicos (pesticidas) que son la fuente de impacto más importante sobre los ambientes temporarios (Agostini, 2013). Estos agroquímicos aplicados individualmente o formando parte de "cocktels", aún en pequeñas concentraciones, pueden tener efectos directos e indirectos en comunidades acuáticas como el plancton, el perifiton, y en larvas de anfibios (Relyea, 2009). Si bien los cuerpos de agua temporarios estudiados se emplazan en agroecosistemas en los que se aplican agroquímicos (Agostini, 2013), se observó un buen desarrollo de la comunidad fitoepifítica. Relyea (2005) señala que la biomasa del perifiton en ambientes acuáticos no disminuye sino que se incrementa con la presencia de glifosato en el ambiente ya que elimina a los herbívoros depredadores, concluyendo que este herbicida tiene un efecto positivo indirecto sobre la comunidad perifítica. Sin embargo Relyea (2009) menciona, en un trabajo experimental, que una disminución en el perifiton ocurre con una mezcla de insecticidas pero esta reducción no es muy clara cuando se combinan insecticidas y herbicidas. Esto podría deberse a los efectos que tienen los plaguicidas sobre otras comunidades cuyos organismos interactúan a través de las relaciones tróficas (Relyea y Hovermann, 2008). Asimismo el ensamble de algas epifíticas tiene la capacidad de acumular sustancias contaminantes

como herbicidas y plaguicidas (Montoya y Aguirre, 2013). Si bien las cianobacterias se destacaron en las macrófitas sumergidas, nunca llegaron a ser dominantes en los cuerpos de agua temporarios analizados (Pérez *et al.*, 2007).

Los cuerpos de agua temporarios, aplicando el índice de eutrofia de Nygaard (1949), son meso a eutróficos, registrándose especies estenoicas indicadoras de eutrofización (*Gomphonema gracile* y *G. parvulum*) (Morales Velasco y Salazar Sánchez, 2012). Si bien las menores abundancias se registraron en las plantas emergentes, las especies no demostraron especificidad por las macrófitas como ocurre en los ambientes con cierto grado de eutrofia (Claps, 1991). En estos ambientes caracterizados por un importante desarrollo de macrófitas sumergidas, el fitoepifiton estuvo co-dominado por clorofitas y diatomeas (Sánchez *et al.*, 2013). La mayor densidad algal se observó en primavera y no en verano (Sand-Jensen *et al.*, 1989). Las variables que actúan afectando la comunidad del fitoepifiton en cada ambiente son diferentes ya que las densidades no responden únicamente a cambios estacionales como se observa en ambientes lóticos (Siver, 1978; Claps, 1991). Estos autores concluyen que la baja densidad en verano puede ser causada por la actividad depredadora de rotíferos perifíticos y de la fauna bentónica que alcanzan su mayor abundancia en esta estación. La complejidad de hábitat modifica las asociaciones perifiton-sustrato y la riqueza de especies (Hinojosa-Garro *et al.*, 2010). En el sitio de referencia (REF), durante el mes de marzo, el fitoepifiton tuvo baja densidad debido muy probablemente al efecto negativo del desarrollo de una densa cobertura de una macrófita flotante (*Azolla filiculoides* Lam.) que limitó la penetración de la luz afectando el crecimiento de las algas epifíticas (Giorgi *et al.*, 2005; Dos Santos *et al.*, 2008). Las

menores densidades del fitoepifiton se registraron en las macrófitas menos complejas como las plantas emergentes (*I. pseudacorus*, *S. montevidensis*, *S. californicus*, *S. bonariensis* y *T. latifolia*) y las mayores densidades en las de mayor complejidad como las plantas sumergidas (*L. peploides* y *M. quitense*) (Claps, 1984, 1991; Cano, 2008). Las macrófitas sumergidas, *M. quitense* y *L. peploides*, presentaron un buen desarrollo de algas epifíticas en los cuerpos de agua temporarios del cinturón hortícola platense ya que disponen de una mayor área colonizable que las emergentes (Montoya y Aguirre, 2013). Esto coincide con la hipótesis que propone que la complejidad de hábitat mantiene una diversidad alta de especies debido a que provee un alto número de nichos como también variedad de recursos para la explotación (Bazzaz, 1991). Esto no ocurrió en *S. californicus* que también mostró valores altos de riqueza y diversidad específicas. Diversos estudios han demostrado que el tipo de sustrato y sus características fenológicas pueden influenciar en la riqueza de la comunidad perifítica así como la complejidad estructural de las macrófitas acuáticas interfiere en la diversidad del perifiton (Montoya y Aguirre, 2013). La composición y abundancia de las algas epifíticas está influenciada por las características del sustrato colonizado (Taniwaki *et al.*, 2013). Las Zygnematales son ocasionales en los cuerpos de agua temporarios debido a la inestabilidad de los mismos que no favorece su desarrollo. Asimismo se adhieren débilmente al sustrato por carecer de estructuras especializadas de fijación (Murakami *et al.*, 2009). Las diatomeas son frecuentes y abundantes y se caracterizan por ser colonizadores muy eficientes ya que presentan estructuras especializadas para adherirse a diferentes sustratos, lo que les da una ventaja competitiva respecto de otros grupos algales (Murakami *et al.*, 2009). El género

Navicula es bidimensional debido a que la secreción inmoviliza el rafe y mantiene el alga adherida al sustrato y es considerado un pionero de bajo perfil en las primeras etapas de sucesión de la comunidad perifítica. Las especies de *Oedogonium* fueron dominantes gracias a sus grandes células de fijación que le permiten elevarse sobre el sustrato y competir por la luz y el espacio (Andramunio-Acero 2013). En el fitoepifiton de *S. californicus* dominaron las clorofitas y no las diatomeas como ocurre en ambientes lóticos de la provincia de Buenos Aires (Claps, 1984; Esquiús *et al.*, 2008). Contrariamente a lo mencionado por Gómez *et al.* (2003), *S. californicus* estuvo caracterizado por una alta proporción de algas perifíticas (90%) y escasos organismos planctónicos. De acuerdo a la clasificación de Rimet y Bouchez (2012), las formas de vida más frecuentes en *S. californicus* fueron las diatomeas móviles birafidales y las clorofitas filamentosas, en coincidencia con Gómez *et al.* (2003). En los cuerpos de agua poco profundos, como los humedales, hay una mayor interacción entre las comunidades y se hace difícil establecer los límites del hábitat para las algas. Sin embargo la presencia de macrófitas ofrece un excelente sustrato para las algas epifíticas (Goldsborough y Robinson, 1996) donde las macrófitas sumergidas disponen de una mayor área colonizable que las emergentes (Montoya y Aguirre, 2013). La contribución de los factores ambientales analizados en el desarrollo del fitoepifiton fue difícil de estimar ya que todos afectan la colonización en las diferentes macrófitas. Sin embargo la conductividad permitió diferenciar dos grupos, uno integrado por el sitio de referencia (REF) y el sitio (CUL2) con valores más elevados de conductividad y otro grupo formado por los sitios CUL1 y CUL3 con menores valores de conductividad. Ambos grupos estuvieron caracterizados por la presencia de dia-

tomeas indicadoras del contenido de sales en el agua (Patrick y Reimer, 1966, 1975).

AGRADECIMIENTOS

La Lic. M. Medina agradece al ILPLA por permitirle realizar las tareas de laboratorio y al grupo de investigación de la cuenca del Salado del Instituto de Limnología "Dr. R. Ringuelet" por acompañarla y alentarla en el desarrollo de este trabajo. Asimismo agradecemos la colaboración en los muestreos al Lic. Pablo Saibene, la Lic. Gisell Mangini y la Lic. Regina Draghi como así también a los productores de la zona. La investigación se desarrolló en el marco de una pasantía del Programa de Entrenamiento y Apoyo a la Investigación para alumnos de la Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de La Plata. El trabajo de campo fue subvencionado por el CREOI (Conservation Research and Education Opportunities International) y Neotropical Grassland Conservancy. Los autores agradecen a los revisores anónimos por las valiosas sugerencias al manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

- Agostini, M.G. 2013. Ecotoxicología de anfibios en agroecosistemas del noreste de la región pampeana. Tesis doctoral Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Exactas, 135 pp.
- Andramunio-Acero, C.P. 2013. Dinámica sucesional y ecología trófica de la comunidad perifítica en dos ambientes del sistema lagunar de Yahuaraca (Amazonas, Colombia). Tesis doctoral. Universidad Nacional de Colombia - Sede Amazonia Leticia, Amazonas, Colombia.
- APHA. 1995. Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters, 19th edn. APHA/AWWA/WPCF, Washington, DC.
- Barsky, M. 2009. La agricultura de "cercanías" a la ciudad y los ciclos del territorio periurbano. Reflexiones sobre el caso de la Región Metropolitana de Buenos Aires. En: Svetlitz de Nemirovsky, A. (coord.) Globalización y Agricultura Periurbana en la Argentina, Escenarios, Recorridos y Problemas, Serie Monografías, Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales FLACSO, Buenos Aires: 15-30.
- Bazzaz, F.A. 1991. Habitat selection in plants. *The American Naturalist*, 137 supplement: 116-130.
- Bourrelly, P. 1968. Les algues d'eau douce. Tomo II: Les algues jeunes et brunes, Boubée & Cie, Paris, 438 pp.
- Bourrelly, P. 1970. Les algues d'eau douce Tomo III: Les algues bleues et rouges. Les Eugleniens, Peridiniens et Cryptomonadines. Boubée & Cie, Paris, 512 pp.
- Bourrelly, P. 1972. Les algues d'eau douce. Tomo I: Les algues vertes. Boubée & cie Paris, 572 pp.
- Cano, M.G. 2008. Fitoperifiton de un lago somero y su relación con los estados de bioequilibrio. Tesis doctoral de la Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias naturales, 334 pp.
- Cano, M.G., M.A. Casco, L.C. Solari, M.E. Mac Donagh, N.A. Gabellone y M.C. Claps. 2008. Implications of rapid changes in chlorophyll-a of plankton, epipelon, and epiphyton in a Pampean shallow lake: an interpretation in terms of a conceptual model. *Hydrobiologia*, 614: 33-45.
- Cappello, V. y N. Fortunato. 2008. Plaguicidas en la Provincia de Buenos Aires: información toxicológica, ecotoxicológica y aspectos ambientales. Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible, Buenos Aires, 146 pp.

- Casco, M.A., M.E. Mac Donagh, M.G. Cano, L.C. Solari, M.C. Claps y N.A. Gabellone. 2009. Phytoplankton and epipelon responses to clear and turbid phases in a seepage lake (Buenos Aires, Argentina). *International Review of Hydrobiology*, 94 (2): 153-168.
- Claps, M.C. 1984. Perifiton en *Scirpus californicus* (Meyer) Steud. (Marjal de Ajó- Bahía de Samborombón). *Revista Museo La Plata*, 13 (137): 139-149.
- Claps, M.C. 1991. Diatom communities on aquatic macrophytes of pampasic lotic environments (Argentina). *Acta Hydrobiologica*, 33: 195-208.
- Clarke, K.R. y R.M. Warwick. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2nd Edition. Primer-E Ltd, Plymouth, UK.
- Dahl, T. 2011. Status and Trends of Wetlands in the Conterminous United States 2004-2009. US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington DC, 107 pp.
- Dos Santos, A., M.G. Cano y M.A. Casco. 2008. Contenido clorofílico del epifiton sobre *Scirpus californicus* en la laguna La Rosita (partido de Castelli). *Biología Acuática*, 24: 149-156.
- Esquiús, K.S., A.H. Escalante y L.C. Solari. 2005. Algas no planctónicas: un experimento de colonización. *Biología Acuática*, 22: 103-110.
- Esquiús, K.S., A.H. Escalante y L.C. Solari. 2008. Algas epífitas indicadoras de calidad del agua en arroyos vinculados a la Laguna de los Padres. *Biología Acuática*, 24: 95-102.
- Esquiús, K.S., A.H. Escalante y L.C. Solari. 2010. Summer periphyton community in two streams of the Pampa Plain, Argentina. *Gestión y Ambiente*, 13: 87-96.
- Favari L., E. Lopez, L. Martinez-Tabche y E. Díaz-Pardo. 2002. Effect of insecticide on plankton and fish of Ignacio Ramirez reservoir (mejico): a biochemical and biomagnification study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 51: 177-186.
- Geitler, L. 1932. Cyanophyceae. *En: Raberhorst's L. Kryptogamen Flora von Deutschland, Oesterreich und der Schweizerland*, 14: 1-1196.
- Germain, H. 1981. Flore des diatomées. Diatomophycées. Société Nouvelle des éditions Boubée 11, Saint-Michel, Paris, 444 pp.
- Giorgi, A., C. Feijoó y G. Tell. 2005. Primary producers in a Pampean stream: temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation*, 14: 1699-1718.
- Giorgi, A. y C. Feijoó. 2010. Variación temporal de la biomasa del perifiton de *Egeria densa* Planch. en un arroyo pampeano. *Limnetica*, 29 (2): 269-278.
- Goldsborough, L. y G. Robinson. 1996. Pattern in wetlands. *En: Stevenson, R. y M. Bothwell*, pp: 78-117.
- Gómez, N., M. Licursi y R.R. Hualde. 2003. Epiphytic algae on the bulrush (*Scirpus californicus* (MEY) STEUD) in the Río de la Plata (Argentina): structure and architecture. *Archiv fur Hydrobiologie, Supplements*.147/3-4: 231-247.
- Grimm, E. 2004. Tilia Software. Springfield, IL: Research and Collections Center, Illinois State Museum.
- Guarrera, S., S. M. Cabrera, F. López y G. Tell. 1968. Fitoplancton de las aguas superficiales de la provincia de Buenos Aires. I. Área de la pampa deprimida. *Revista Museo La Plata*, 10: 223-331.
- Hinojosa-Garro, D., C.F. Mason y G.J. Underwood. 2010. Influence of macrophyte spatial architecture on periphyton and macroinvertebrate community structure in shallow water bodies under contrasting land management. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv fur Hydrobiologie*, 177 (1): 19-37.

- Hurtado, M.A., J.E. Jiménez y M.G. Cabral. 2006. Análisis ambiental del partido de La Plata. Aportes al ordenamiento territorial. Instituto de Geomorfología y Suelos. Consejo Federal de Inversiones, 146 pp.
- Komárek, J. y B. Fott. 1983. Das Phytoplankton des Süßwasser Systematik und Biologie. Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Chlorococcales. Von Huber-Pestalozzi. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u Obermiller) Stuttgart, Germany, 1044 pp.
- Komárek, J. y K. Anagnostidis. 1998. Cyanoprokaryota, 1. Teil: Chroococcales. En: Ettl, H., G. Gärtner, H. Heynigh y D. Mollenhauer (eds.) Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/1, Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Berlin, 548 pp.
- Komárek, J. y K. Anagnostidis. 2005. Cyanoprokaryota, 2. Teil/2nd part: Oscillatoriales. En: Budel, B., L. Krienitz, G. Gartner y M. Schagerl (eds.) Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/2. Elsevier, München, 759 pp.
- Küppers, G.C., E.C. Lopretto y M.C. Claps. 2006. Morphological aspects and seasonal changes of some planktonic ciliates (Protozoa) from a temporary pond in Buenos Aires Province, Argentina. Pan-American Journal of Aquatic Sciences, 1: 74-90.
- Küppers, G.C., M.C. Claps y E.C. Lopretto. 2009. Ciliados (Protozoa) de sedimentos secos de una charca temporaria de la Argentina. Revista Mexicana de Biodiversidad, 80: 581-592.
- Legendre, P. y L. Legendre. 1983. Numerical ecology. First English edition. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, 839 pp.
- Ludwig, J.A. y J.F. Reynolds. 1988. Statistical ecology a primer on methods and computing. John Wiley & Sons, New York, NY, 337 pp.
- Mitsch, W.J. y J.G. Gosselink. 2007. Wetlands. John Wiley & Sons, Inc. Hoboken. New Jersey, 600 pp.
- Modenutti, B.E. y M.C. Claps. 1986. Ciliados dulceacuícolas de la Argentina, III. Ciliophora-Peritricha. Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral, 17: 71-78.
- Montoya Moreno, Y. y N.R. Aguirre. 2013. Estado del arte del conocimiento sobre perfiton en Colombia. Revista Gestión y Ambiente, 16 (3): 91-117.
- Morales Velasco, S. y M. Salazar Sánchez. 2012. Diatomeas perifíticas de lagos con diferente estado trófico en el departamento del Cauca (Colombia). Luna Azul, 35: 10-27.
- Murakami, E.A., D.C. Bicudo y L. Rodrigues. 2009. Periphytic algae of the Garças Lake, Upper Paraná River floodplain: comparing the years 1994 and 2004. Brazilian Journal of Biology, 69: 459-468.
- Nygaard, G. 1949. Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes. Part II: The quotient hypothesis and some new or little known phytoplankton organisms. Kongelige Danske Videnskaberne Selskab, Biologiske Skrifter, 7: 1-293.
- Patrick, R. y C. Reimer. 1966. The diatoms of United States. Vol. 1. Academy of Natural Sciences of Philadelphia. Monograph 13, 688 pp.
- Patrick, R. y C. Reimer. 1975. The diatoms of United States. Vol. 2. Part I. Academy of Natural Sciences of Philadelphia. Monograph 13, 213 pp.
- Pérez, G.L., A. Torremorell, H. Mugni, P. Rodríguez, M. Solange Vera, M. do Nascimento, L. Allende, J. Bustingorry, R. Escaray, M. Ferraro, I. Izaguirre, H. Pizarro, C. Bonetto, D.P. Morris y H. Zagarese. 2007. Effects of the herbicide roundup on freshwater microbial communities: a mesocosm study. Ecological Applications, 17(8): 2310-2322.

- Pizarro, H. 1999. Periphyton biomass on *Echinochloa polystachya* (H.B.K) Hitch. of a lake of the Lower Paraná River floodplain, Argentina. *Hydrobiologia*, 397: 227-239.
- Pizarro, H. & M.E. Alemanni. 2005. Variables físico-químicas del agua y su influencia en la biomasa del perifiton en un tramo inferior del Río Luján (Provincia de Buenos Aires). *Ecología Austral*, 15: 73-88.
- Ramanathan, K.R. 1964. Ulothricales in New Delhi. Indian Council of Agricultural Research, 188 pp.
- Relyea, R.A. 2005. The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. *Ecological Applications*, 15: 618-627.
- Relyea, R.A. 2009. A cocktail of contaminants: how mixtures of pesticides at low concentrations affect aquatic communities. *Oecología*, 159: 363-376.
- Relyea, R.A. y J.T. Hovermann. 2008. Interactive effects of predators and a pesticides on aquatic communities. *Oikos*, 117: 1647-1658.
- Rimet, F. y A. Bouchez, 2012. Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 406: 1-14.
- Sánchez, M.L., H. Pizarro, G. Tell y I. Izaguirre. 2010. Relative importance of periphyton and phytoplankton in turbid and clear vegetated shallow lakes from the Pampa Plain (Argentina): a comparative experimental study. *Hydrobiologia*, 646:271-280.
- Sánchez, M.L., G.L. Pérez, I. Izaguirre y H. Pizarro. 2013. Influence of underwater light climate on periphyton and phytoplankton communities in shallow lakes from the Pampa plain (Argentina) with contrasting steady states. *Journal of Limnology*, 72 (1): 62-78.
- Sand-Jensen K., D. Borg y E. Jeppesen. 1989. Biomass and oxygen dynamics of the epiphyte community in a Danish lowland stream. *Freshwater Biology*, 22: 431-443.
- Siver, P.A. 1978. Development of diatom communities on *Potamogeton robbinsii* Oakes (Wheelwright pond in Lee, New Hampshire). *Rhodora*, 80: 417-430.
- Taniwaki, R.H., T.C. Borghi, A.G. Emilio Magrin, M. do Carmo Calijuri, F. Bottino y V. Moschini-Carlos. 2013. Structure and dynamics of the community of periphytic algae in a subtropical reservoir (state of São Paulo, Brazil). *Acta Botanica Brasilica*, 27(3): 551-559.
- Tell, G. y V. Conforti. 1986. Euglenophyta pigmentadas de la Argentina. J. Cramer. Berlín, Stuttgart. 301 pp.
- Vucetich, M.C. y A.H. Escalante. 1979. Peritricos loricados de ambientes lenticos del área platense (Ciliata, Peritrichidae). *Neotropica*, 25 (74): 187-194.
- Wetzel, R.G. 1964. A comparative study of the primary productivity of higher aquatics plants, periphyton, and phytoplankton in a large shallow lake. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*, 49: 1-61.
- Wetzel, R.G. y G.E. Likens. 1991. *Limnological analyses* (2nd edn), Springer-Verlag, New York, 391pp.
- Williams, D.D. 1987. *The ecology of temporary waters*. Timber Press, Portland, Oregon, 205 pp.