

Revisiones

Meerhoff, M. y Mazzeo, N. 2004. Importancia de las plantas flotantes libres de gran porte en la conservación y rehabilitación de lagos someros de Sudamérica. *Ecosistemas* 2004/2 (URL: <http://www.aet.org/ecosistemas/042/revision1.htm>)

Importancia de las plantas flotantes libres de gran porte en la conservación y rehabilitación de lagos someros de Sudamérica.

Mariana Meerhoff^{1,2} y Néstor Mazzeo¹

¹ Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. Iguá 4225, CP 11300, Montevideo, Uruguay.

² Dep. Plant Ecology, Aarhus University. Nordlandsvej 68, Dk-8240 Risskov, Denmark.

Las plantas acuáticas presentan un papel muy importante en la estructura y funcionamiento de los lagos someros, y constituyen, por tanto, un elemento clave en el diseño de estrategias de conservación y rehabilitación de estos ambientes. Para algunas formas de vida, como las plantas sumergidas, se conoce ampliamente su influencia en las propiedades físico-químicas del agua o en la estructura de otras comunidades bióticas, particularmente en regiones templadas. En cambio, aún se desconocen aspectos importantes del papel en los ecosistemas acuáticos de las plantas flotantes libres de gran porte, características de las zonas tropicales y subtropicales. Esta revisión presenta aquellos aspectos conocidos y desconocidos en Sudamérica, de donde son nativas las especies más representativas, y cuáles son las perspectivas futuras en el área básica y aplicada del conocimiento.

Introducción

Los lagos someros presentan diferentes estados alternativos de acuerdo a los grupos de productores primarios que dominan el sistema (Scheffer *et al.*, 1993; Scheffer *et al.*, 2003). Estos ambientes pueden estar dominados por las microalgas o fitoplancton, por plantas sumergidas, o por plantas flotantes libres (**Figura 1**). Las plantas acuáticas condicionan las propiedades físico-químicas del agua y la estructura de otras comunidades bióticas (por ej. zooplancton y peces) (Jeppesen *et al.*, 1998), mediante la regulación de los intercambios entre los ecosistemas terrestres y acuáticos (Wetzel, 1990; Mitsch y Gosselink, 1993), así como por otros mecanismos descritos en esta revisión.

Existen más de 400 géneros de plantas vasculares reconocidas como acuáticas (Cook, 1990), las cuales se agrupan de acuerdo a su forma de vida en plantas enraizadas y plantas no enraizadas o flotantes libres. El primer grupo incluye plantas emergentes, de

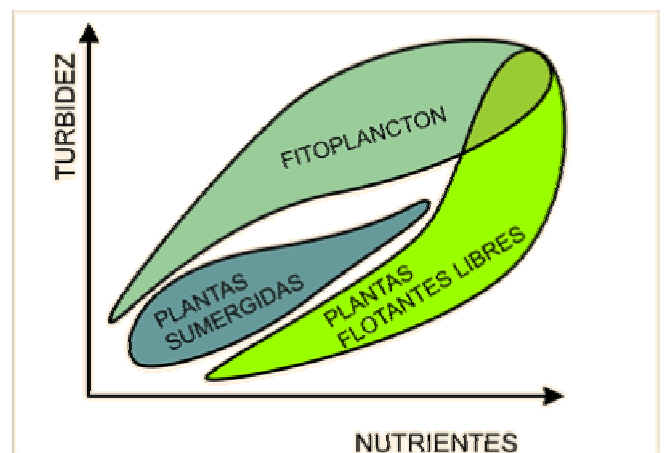


Figura 1. Gradientes de turbidez y nutrientes donde pueden ocurrir los diferentes grupos de productores primarios de un lago somero. Es importante destacar que cada tipo de productor primario puede modificar estas variables, el aumento del fitoplancton incrementa la turbidez y lo opuesto ocurre con las plantas acuáticas.

El primer grupo incluye plantas emergentes, de

hojas flotantes, y sumergidas. Las flotantes libres incluyen desde especies pequeñas de los géneros *Azolla* o *Lemna*, hasta especies de mayor porte como *Eichhornia crassipes* (camalote) o *Pistia stratiotes* (repollito de agua) (**Figura 2**), estas últimas nativas de Sudamérica (Cook, 1990). En general todas las formas de vida se encuentran en un amplio gradiente latitudinal en el planeta, excepto las

flotantes libres de gran porte, que son características de ambientes tropicales y subtropicales por su gran sensibilidad a las bajas temperaturas del aire y eventos de heladas (Sculthorpe, 1967). A diferencia de otras formas de vida, como la vegetación sumergida (Jeppesen *et al.*, 1998), el papel estructurador y funcional de las plantas flotantes libres de gran porte es escasamente conocido, en particular su rol en las interacciones tróficas directas e indirectas de las zonas litoral y de aguas abiertas (**Figura 3**). El objetivo de la presente revisión es presentar los aspectos conocidos y desconocidos de estos procesos, analizando la conexión entre el conocimiento básico y las estrategias de conservación y rehabilitación de lagos someros en la región.

Efectos de las plantas flotantes libres en sistemas someros de Sudamérica

A nivel mundial, la mayoría de los estudios sobre plantas flotantes libres, especialmente *E. crassipes* y *P. stratiotes*, se relaciona con su crecimiento y capacidad de asimilación de nutrientes (DeBusk y Reddy, 1987), así como con su dispersión y formas de control (Mitchell, 1973). Estas plantas son consideradas las principales malezas acuáticas en sistemas tropicales y subtropicales, tanto en Africa (Cilliers *et al.*, 1996), Asia (Mansor, 1996), Norteamérica (Gutiérrez *et al.*, 1996) y en zonas templado-cálidas de Europa (Moreira *et al.*, 1999) donde son exóticas, como también en partes de Sudamérica (Bini *et al.*, 1999). Además de impactar negativamente múltiples usos de los sistemas (navegación, pesquerías, irrigación, recreación, producción de energía hidroeléctrica y agua potable), esta vegetación podría promover el desarrollo de mosquitos (e.g. Savage *et al.*, 1990) y de otros hospedadores intermediarios de enfermedades como esquistosomiasis (Rumi *et al.*, 2002).

Por otra parte, debido a su "consumo lujurioso" de nutrientes, el camalote y el repollito de agua son empleados en tratamientos de aguas residuales o efluentes industriales a nivel mundial (Vymazal *et al.*, 1998), y en algunos casos

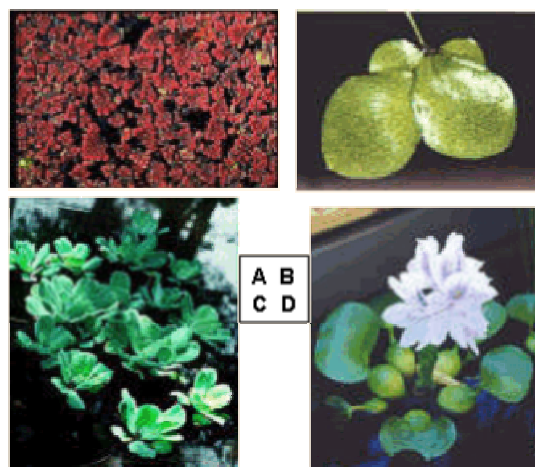


Figura 2. Especies características de plantas flotantes libres pequeñas (A y B) y de gran porte (C y D). A) *Azolla filiculoides*, B) *Lemna gibba*, C) *Pistia stratiotes* y D) *Eichhornia crassipes*.

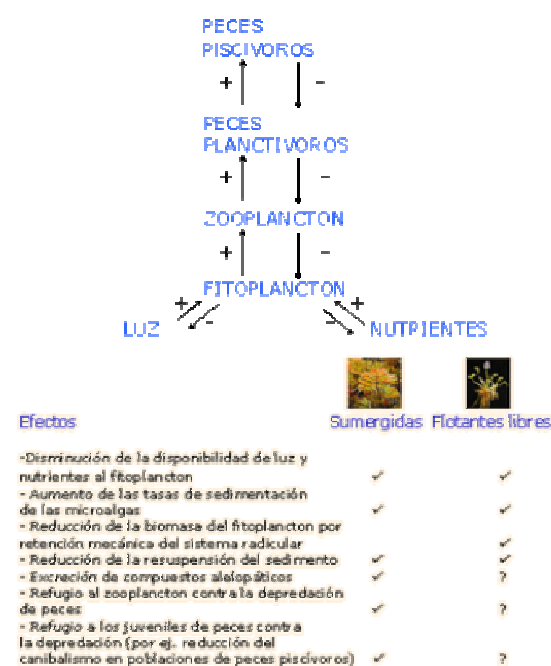


Figura 3. En la parte superior se indican los factores que condicionan el crecimiento de las microalgas, por ejemplo: disponibilidad de nutrientes (control ascendente) y presión de herbivoría del zooplancton (control descendente). La presión de herbivoría depende a su vez de la relación entre los peces piscívoros y zooplantívoros. Símbolos: + = efecto positivo, - = efecto negativo. En la parte inferior se comparan los efectos directos e indirectos de las plantas sumergidas y flotantes libres sobre los controles ascendentes y descendentes del fitoplancton. Símbolos: ✓ = efecto comprobado, ? = escasa evidencia.

en Sudamérica (Dellarrosa *et al.*, 2001). Asimismo, constituyen buenos bioindicadores para el monitoreo de la contaminación con metales (Klumpp *et al.*, 2002) y son ampliamente utilizados como forraje para animales de granja y ración en acuicultura.

En Sudamérica, la mayor parte de las investigaciones sobre las plantas flotantes libres se ha centrado en su relación con la carga de nutrientes. Considerando ambas especies, los estudios sobre *P. stratiotes* son sustancialmente más escasos. Es relativamente abundante la literatura sobre el contenido de nutrientes en los tejidos vegetales (Thomaz y Esteves, 1986), los efectos de estas plantas sobre las características físicas y químicas del agua (Sommaruga *et al.*, 1993; Mazzeo *et al.*, 1995), y sobre las variables ambientales que determinan su distribución, particularmente la concentración de nutrientes y cambios en el nivel del agua (Da Silva y Pinto-Silva, 1989; Walker *et al.*, 1999).

Las interacciones ecológicas de las plantas flotantes libres han sido escasamente estudiadas, patrón aplicable también a las demás formas de vida de las plantas acuáticas en la región (Thomaz y Bini, 2003). Sin embargo, la presencia de plantas flotantes puede afectar fuertemente la trama trófica a través de efectos directos e indirectos sobre distintas comunidades (invertebrados, plancton, peces), tanto litorales como pelágicas.

La interacción plantas flotantes-fitoplancton se ha descrito colateralmente a través de estudios realizados con otros objetivos (Velasco *et al.*, 1999), mientras que muy pocos trabajos han estudiado la comunidad perifítica asociada (Tesolín y Tell, 1996). En sistemas con una cobertura densa, es usual que este tipo de vegetación provoque una disminución de la turbidez del agua, tanto la determinada por una alta biomasa de fitoplancton como por sólidos en suspensión. Además de reducir la penetración de luz y la concentración de nutrientes, y por tanto la producción fitoplanctónica, el sistema radicular de *E. crassipes* puede retener grandes cantidades de biomasa fitoplanctónica y sólidos en suspensión (Poi de Neiff *et al.*, 1994).

La comunidad de macroinvertebrados asociados a las raíces de las plantas flotantes es generalmente muy abundante y presenta una gran riqueza específica (Takeda *et al.*, 2003), incluyendo diversos grupos con predominio de detritívoros, y en particular de oligoquetos (De Marco *et al.*, 2001). La composición y estructura de esta comunidad varía temporal y espacialmente en forma muy significativa, incluso dentro de un mismo sistema (Paparello de Amsler, 1987 a, b) y según el área cubierta por la vegetación. En lagos asociados a la planicie de inundación del río Paraná (Argentina), las biomásas más bajas de macrobentos se registraron en lagos con cobertura total de plantas flotantes (Bechara, 1996). Por otra parte, en el Lago Victoria (Uganda), las mayores densidades y riqueza específica de macroinvertebrados ocurren en las zonas de transición entre las matas de vegetación flotante y las aguas abiertas, disminuyendo en las partes más compactas de las matas (Masifwa *et al.*, 2001), patrón esperable también en Sudamérica. Los macroinvertebrados juegan un papel muy importante en el consumo y descomposición de la vegetación acuática, y constituyen una fuente fundamental de alimento para otras comunidades, particularmente aves y peces.

Precisamente, la enorme importancia de la comunidad de peces en el funcionamiento y estructura de los lagos someros se ha reconocido en años recientes (Jeppesen, 1998). Las distintas formas de vida de las plantas acuáticas afectan diferencialmente la eficiencia de los peces en la captura de las presas y su forma de alimentación (Dionne y Folt, 1991), así como la capacidad de refugio contra depredadores (Persson y Eklov, 1995). Estos efectos sobre la alimentación y uso del espacio de los peces puede determinar cambios de hábitat en el zooplancton (principales herbívoros del fitoplancton) (Romare y Hansson, 2003), generando a su vez efectos indirectos sobre el desarrollo de las microalgas y la transparencia del agua.

En algunos sistemas tropicales y subtropicales con abundante vegetación acuática la distribución espacial de los peces está influida por el pH, la concentración de oxígeno disuelto y la velocidad del agua (Delariva *et al.*, 1994), así como la conductividad, la turbidez, y la presencia de otros peces (Fernández *et al.*, 1998). En un lago somero e hipereutrófico de Montevideo (Uruguay), la distribución espacial de los peces está condicionada por la forma de vida de las plantas acuáticas presentes (Meerhoff *et al.*, 2003). Si bien se observó una alta densidad de peces juveniles y especies de pequeño tamaño tanto en la vegetación flotante libre (*E. crassipes*) como en la sumergida (*Potamogeton pectinatus*), hubo una clara diferencia en el uso de esos hábitats de acuerdo al hábito alimenticio de los peces. Los peces piscívoros (adultos de la castañeta *Cichlasoma facetum* y cabeza amarga *Crenicichla lacustris*) se asociaron fundamentalmente a los camalotes, determinando una mayor presión de depredación sobre los peces más pequeños en ese hábitat (Meerhoff *et al.*, 2003) (Figura 4). Los individuos juveniles de otras especies piscívoras, como la piraña *Serrasalmus spilopleura*, también se han encontrado en altas densidades entre las raíces de camalotes en Brasil (Sazima y Zamprogno, 1985). Para entender el uso de la vegetación por parte de diferentes tamaños y especies de peces neotropicales, es fundamental cuantificar la complejidad estructural de los distintos hábitats formados por las plantas acuáticas (Agostinho *et al.*, 2003).

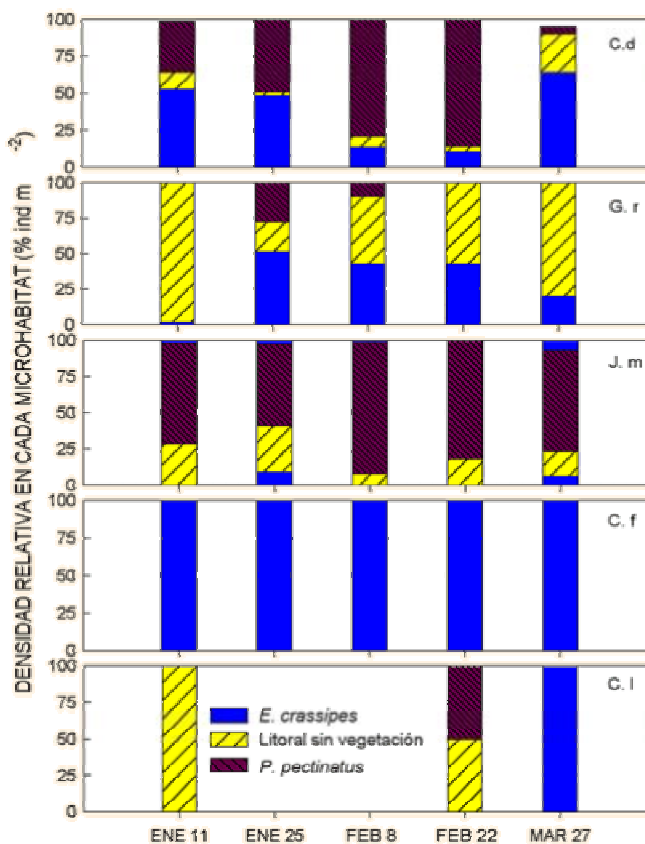


Figura 4. Distribución espacial de peces en un sistema subtropical somero de Uruguay durante la época estival. Los compartimentos analizados fueron litorales sin y con vegetación (*E. crassipes* o *P. pectinatus*) y aguas abiertas (este último no se incluyó debido a la ausencia casi completa de peces). Cd= *Cnesterodon decemmaculatus* (omnívoro-planctívoro), Gr= *Gymnogeophagus rhabdotus* (omnívoro-planctívoro), Jm= *Jenynsia multidentata* (omnívoro-planctívoro), Cf= *Cichlasoma facetum* (omnívoro-piscívoro), y Cl= *Crenicichla lacustris* (omnívoro-piscívoro).

En sistemas templados se ha observado que la vegetación sumergida favorece a las especies de peces piscívoros más comunes, ya que son más eficientes en la captura de sus presas en ambientes estructurados que las especies zooplanctívoras (Persson y Eklov, 1995). En forma similar, el uso de *E. crassipes* por peces piscívoros podría tener distintos efectos en cascada sobre las comunidades de zooplancton y fitoplancton, promoviendo el aumento indirecto del zooplancton de gran tamaño al afectar negativamente la densidad o el comportamiento de los peces zooplanctívoros.

La interacción plantas flotantes-zooplancton prácticamente no se ha estudiado en la región (Meerhoff *et al.*, 2003), siendo más abundantes los trabajos que relacionan la estructura de la comunidad zooplanctónica con la presencia de comunidades de plantas acuáticas diversas (Lansac-Thôa *et al.*, 2003). En el mismo lago urbano de Uruguay mencionado anteriormente, el zooplancton también presentó una distribución espacial diferente de acuerdo a las formas de vida de las plantas presentes. En comparación con los otros hábitats, se registró una menor abundancia de los organismos de mayor

tamaño en las matas de *E. crassipes* (Meerhoff *et al.*, 2003) (**Figura 5**). Algunos de los efectos de la vegetación sumergida que contribuyen a una mayor transparencia del agua en sistemas templados, como el refugio para el zooplancton de gran tamaño (Timms y Moss, 1984), parecen no ocurrir en la vegetación flotante de gran porte de acuerdo a dichos resultados de campo (Meerhoff *et al.*, 2003) y otros estudios experimentales. Experimentalmente se encontró que *E. crassipes* provoca repelencia sobre *Daphnia*, y aunque los mecanismos no son aún del todo claros, este comportamiento parecería ser mediado químicamente (Meerhoff, datos no publicados).

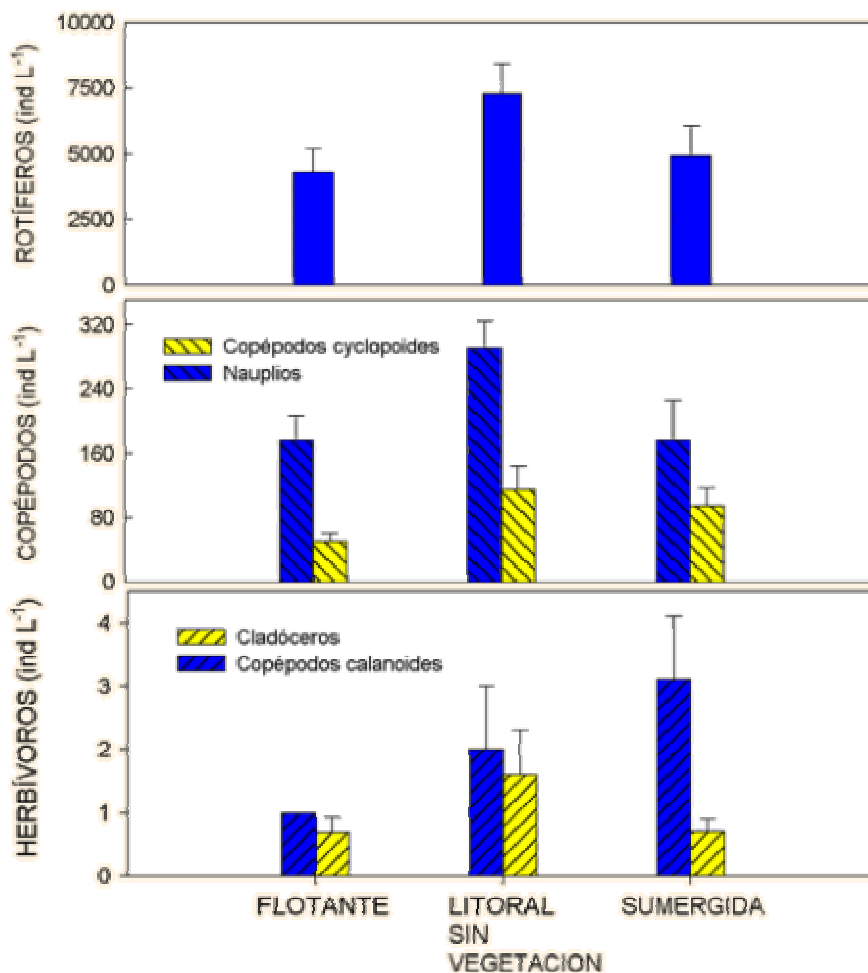


Figura 5. Distribución espacial del zooplancton en el mismo lago y hábitats de la Figura 4, zonas litorales sin y con vegetación (*E. crassipes* o *P. pectinatus*). Los datos representan el promedio y el error típico de la colectas realizadas durante el verano 2000.

Líneas de investigación a profundizar o desarrollar

Pocos trabajos han aplicado un enfoque comunitario o ecosistémico acerca del papel de esta vegetación en el funcionamiento de los lagos, tanto a nivel mundial como en Sudamérica. Los mecanismos que se encuentran detrás de la aparente repelencia provocada por *E. crassipes* sobre el zooplancton, y notoriamente sobre *Daphnia*, no se han elucidado. Se desconoce por tanto si el mismo patrón sería esperable en otras plantas flotantes de gran tamaño, como *P. stratiotes*, y en otras regiones del mundo donde esta vegetación es abundante. Las áreas de investigación relacionadas, ecología del

comportamiento y ecología química, están adquiriendo una creciente importancia en los últimos años. Es fundamental realizar estudios experimentales acerca de la influencia de esta vegetación en varios aspectos del zooplancton, como el comportamiento, la historia de vida, crecimiento y reproducción. También es importante conocer los posibles efectos aleloquímicos de estas plantas en condiciones naturales, tanto sobre el fitoplancton como otras comunidades.

Los efectos descritos sobre los peces piscívoros (Sazima y Zamprognó, 1985; Meerhoff *et al.*, 2003), requieren para su generalización de más estudios de campo en sistemas con comunidades de peces complejas, así como en escalas temporales variadas para determinar si esos efectos promueven cambios diferenciales en la supervivencia y reproducción de piscívoros y planctívoros. Asimismo, aún se desconoce la influencia de las plantas flotantes libres de gran porte sobre otras comunidades, como las aves. En lugares donde esta vegetación es exótica, se han descrito posibles efectos positivos (Bartodziej y Weymouth, 1995), así como negativos (Rodgers *et al.*, 2001), sobre la alimentación, sustrato y anidación de aves acuáticas.

Implicaciones del manejo de la vegetación flotante libre en la conservación y rehabilitación de lagos someros

El establecimiento de plantas acuáticas sumergidas es tanto una herramienta como un objetivo fundamental en los programas de conservación o rehabilitación, especialmente de los lagos someros templados del Hemisferio Norte (Moss *et al.*, 1996). Esto se debe a que las plantas sumergidas presentan una relación inversa con la turbidez del agua, patrón encontrado en gran cantidad de trabajos durante las décadas de los '80s y '90s realizados en Europa, Estados Unidos y Canadá, fundamentalmente. La rehabilitación de lagos someros eutróficos implica en la actualidad no sólo la reducción de la carga externa e interna de nutrientes (procedimiento tradicional), sino también el manejo de las comunidades del propio lago, especialmente de los peces (Shapiro *et al.*, 1975).

Las zonas tropicales y subtropicales se enfrentan a grandes desafíos en el futuro inmediato para revertir las consecuencias de los procesos de eutrofización, los cuales han sido señalados recientemente por Jeppesen y colaboradores (en prensa). En este contexto, es imprescindible entender el rol de la vegetación flotante libre de gran porte en los aspectos relacionados con el consumo de las microalgas, especialmente su papel en la composición y distribución espacial del zooplancton y peces. Esta información nos permitirá establecer si es viable usar esta vegetación no sólo para reducir la disponibilidad de nutrientes en el agua (alcanzable con altas coberturas de la vegetación), sino también para aumentar indirectamente el consumo del fitoplancton (cuyo desarrollo excesivo es la principal consecuencia de la eutrofización). Asimismo, es fundamental entender los cambios que la presencia simultánea de vegetación sumergida y flotante libre origina en la estructura y funcionamiento de los lagos someros, en comparación con la presencia de una sola de las formas de vida.

Además de los aspectos básicos señalados, el notable crecimiento vegetativo de *Eichhornia crassipes* y *Pistia stratiotes*, con los efectos adversos descritos anteriormente, requiere del desarrollo de métodos de confinamiento o de cosecha mecánica continua. En los sistemas subtropicales de la zona límite de su distribución geográfica, el crecimiento de estas plantas está limitado naturalmente en invierno por las bajas temperaturas, por lo que su desarrollo como maleza es menos usual que en sistemas tropicales. Para mantener esta vegetación en los niveles deseados, es imprescindible generar nuevas tecnologías que aumenten la capacidad de control y reduzcan los costos de los dispositivos y maquinaria existentes en la actualidad.

Por último, el aumento en la temperatura provocado por el cambio climático puede promover la expansión geográfica de esta vegetación a zonas donde actualmente está limitada. Este escenario requiere de más investigaciones de campo y estudios experimentales para diseñar medidas de manejo o prevención adecuadas.

Agradecimientos

Agradecemos a todas aquellas agencias que en los últimos años han financiado la investigación de los autores en este trabajo: Facultad de Ciencias- Universidad de la República, CSIC, DINACYT, IMM y PEDECIBA (Uruguay); Foreign and Commonwealth Office y BES (Reino Unido), y Danish Research Agency (Dinamarca). Agradecemos particularmente la invitación de Eloy Bécares Mantecón para la realización de este artículo.

Referencias

- Agostinho, A., Gomes, L. C. y Ferreira Julio, H. Jr. 2003. Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. En *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas* (eds. Thomaz, S.M. y Bini, L.M.), pp. 264-280, EDUEM, Maringá, Brasil.
- Bartodziej, W. y Weymouth, G. 1995. Waterbird abundance and activity on waterhyacinth and egeria in the St. Marks River, Florida. *Journal of Aquatic Plant Management* 33: 19-22.
- Bechara, J. A. 1996. The relative importance of water quality, sediment composition and floating vegetation in explaining the macrobenthic community structure of floodplain lakes (Paraná River, Argentina). *Hydrobiologia* 333: 95-109.
- Bini, L. M., Thomaz, S. M., Murphy, K. J. y Camargo, A. F. M. 1999. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipú Reservoir, Brazil. *Hydrobiologia* 415: 147-154.
- Carignan, R y Neiff, J. J. 1994. Limitation of water hyacinth by nitrogen in subtropical lakes of the parana floodplain (Argentina). *Limnology and Oceanography* 39 (2): 439-443.
- Cilliers, C. J., Zeller, D. y Strydom, G. 1996. Short- and long-term control of water lettuce (*Pistia stratiotes*) on seasonal water bodies and on a river system in the Kruger National Park, South Africa. *Hydrobiologia* 340 (1-3): 173-179.
- Cook, Ch. D. K. 1990. *Aquatic plant book*. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands.
- Da Silva, C. J. y Pinto-Silva, V. 1989. Macrófitas aquáticas e as condições físicas e químicas dos "alagados", "corixos" e rios, ao longo da

rodovia Transpantaneira-Pantanal Matogrossense (Poconé-MT). *Revista Brasileira de Biología* 49 (3): 691-697.

De Marco, P. Jr., Araujo, M. A. R., Barcelos, M. K. y Dos Santos, M. B. L. 2001. Aquatic invertebrates associated with the water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in an eutrophic reservoir in tropical Brazil. *Studies on Neotropical Fauna & Environment* 36 (81): 73-80.

DeBusk, W. F. y Reddy, K. R. 1987. Density requirements to maximize productivity and nutrient removal capability of water hyacinth. En *Aquatic plants for water treatment and resource recovery* (eds. Reddy, K.R. y Smith W.H), pp. 673-680, Magnolia Publishing, Orlando, USA.

Delariva, R., Agostinho, A., Nakatani, K. y Baumgartner, G. 1994. Ichthyofauna associated to aquatic macrophytes in the upper Paraná River floodplain. *UNIMAR* 16: 41-60.

Dellarossa, V., Céspedes, J. y Zaror, C. 2001. *Eichhornia crassipes*-based tertiary treatment of Kraft pulp mill effluents in Chilean Central region. *Hydrobiologia* 443: 187-191.

Dionne, M. y Folt, C. L. 1991. An experimental analysis of macrophyte growth forms as fish foraging habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48 (1): 123-131.

Fernández, O. A., Murphy, K. J., López-Cazorla, A., Sabbatini, M. R., Lazzari, M. A. Domaniewski, J. C. J. y Irigoyen, J. H. 1998. Interrelationships of fish and channel environmental conditions with aquatic macrophytes in an Argentine irrigation system. *Hydrobiologia* 380: 15-25.

Gutiérrez, E., Huerto, R., Saldaña, P. y Arreguín, F. 1996. Strategies for waterhyacinth (*Eichhornia crassipes*) control in Mexico. *Hydrobiologia* 340: 181-185.

Jeppesen, E. 1998. *The ecology of shallow lakes: trophic interactions in the pelagial*. Doctor's dissertation (DSc). NERI technical Report N° 247. National Environmental Research Institute, Silkeborg, Danmark.

Jeppesen, E., Søndergaard, Ma., Søndergaard, Mo. y Christoffersen, K. 1998. *The structuring role of submerged macrophytes in lakes* (eds.). Springer-Verlag, New York, USA.

Jeppesen, E., Søndergaard, Ma., Mazzeo, N., Meerhoff, M., Branco, C., Huszar, V. y Scasso, F. En prensa. Lake restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes. En *Tropical eutrophic lakes: their restoration and management* (ed. Reddy, V.).

Klumpp, A., Bauer, K., Franz-Gerstein, C. y de Menezes, M. 2002. Variation of nutrient and metal concentrations in aquatic macrophytes

along the Rio Cachoeira in Bahia (Brazil). *Environment International* 28 (3): 165-171.

Lansac-Thôa, F. A., Machado Velho, L. F., Costa Bonecker, C. 2003. Influência de macrófitas aquáticas sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica. En *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas* (eds. Thomaz, S.M. y Bini, L.M.), pp. 231-242, EDUEM, Maringá, Brasil.

Mansor, M. 1996. Noxious floating weeds of Malaysia. *Hydrobiologia* 340 (1-3): 121-125.

Masifwa, W. F., Twongo, T. y Denny, P. 2001. The impact of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms on the abundance and diversity of aquatic macroinvertebrates along the shores of northern Lake Victoria, Uganda. *Hydrobiologia* 452: 79-88.

Mazzeo, N., Gorga, J., Crosa, D., Ferrando, J. y Pintos, W. 1995. Spatial and temporal variation of physicochemical parameters in a shallow reservoir seasonally covered by *Pistia stratiotes* L. in Uruguay. *Journal of Freshwater Ecology* 10: 141-149.

Meerhoff, M., Mazzeo, N., Moss, B. y Rodríguez-Gallego, L. 2003. The structuring role of free-floating versus submerged plants in a shallow subtropical lake. *Aquatic Ecology* 37: 377-391.

Mitchell, D. S. 1973. The growth and management of *Eichhornia crassipes* and *Salvinia* spp. in their native environments and in alien situations. En *Aquatic weeds in South East Asia* (eds. Varshney, C.K. y Rzoska, J.), pp 167- 176, Dr W. Junk b.v. Publishers, The Hague, The Netherlands.

Mitsch, W.J. y Gosselink, J.G. 1993. *Wetlands. 2nd ed.* Van Nostrand Reinhold, New York, USA.

Moreira, I., Ferreira, T., Monteiro, A., Catarino, L. y Vasconcelos, T. 1999. Aquatic weeds and their management in Portugal: insights and the international context. *Hydrobiologia* 415: 229-234.

Moss, B., Madgwick, J. y Phillips, G. L. 1996. *A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes.* Broads Authority & Environment Agency, Norwich, UK.

Paporello de Amsler, G. 1987 a. Fauna asociada a las raíces de *Eichhornia crassipes* en cauces secundarios y tributarios del Río Paraná en el tramo Goya-Diamante. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral* 18(1): 37-50.

Paporello de Amsler, G. 1987 b. Fauna asociada a las raíces de *Eichhornia crassipes* en una laguna del valle aluvial del Río Paraná ("Los Matadores", Santa Fé, Argentina). *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral* 18(1): 93-103.

- Persson, L. y Eklöv, P. 1995. Prey refuges affecting interactions between piscivorous perch and juvenile perch and roach. *Ecology* 76: 70-81.
- Poi de Neiff, A., Neiff, J. J., Orfeo, O. y Carignan, R. 1994. Quantitative importance of particulate matter retention by the roots of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms in the Paraná floodplain. *Aquatic Botany* 47: 213-223.
- Rodgers, J. A. Jr., Smith, H. T. y Thayer, D. D. 2001. Integrating nonindigenous aquatic plant control with protection of Snail Kite nests in Florida. *Environmental Management* 28 (1) 31-37.
- Romare, P. y Hansson, L.-A. 2003. A behavioral cascade: top-predator induced behavioral shifts in planktivorous fish and zooplankton. *Limnology and Oceanography* 48 (5): 1956-1964.
- Rumi, A., Bechara, J. A., Hamann, M. I. y de Nunez, M. O. 2002. Ecology of potential hosts of schistosomiasis in urban environments of Chaco, Argentina. *Malacologia* 44 (2): 273-288.
- Savage, H. M., Rejmankova, E., Arredondojimenez, J. I., Roberts, D. R. y Rodriguez, M. H. 1990. Limnological and botanical characterization of larval habitats for 2 primary malarial vectors, *Anopheles albimanus* and *Anopheles pseudopunctipennis*, in coastal areas of Chiapas state, Mexico. *Journal of the American Mosquito Control Association* 6 (4): 612-620.
- Sazima, I. y Zamprogno, C. 1985. Use of water hyacinth as shelter, foraging place, and transport by young piranhas, *Serrasalmus spilopleura*. *Environmental Biology of Fishes* 12: 237-240.
- Sculthorpe, C. D. 1967. *The biology of aquatic vascular plants*. Edward Arnold Publishers, London, UK.
- Scheffer, M., Hosper, S. H., Meijer, M.-L., Moss, B. y Jeppesen, E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 275-279.
- Scheffer, M., Szabó, S., Gagnani, A., Van Nes, E. H., Rinaldi, S., Kautsky, N., Norberg, J., Roijackers, R. M. M. y Franken, R. J. M. 2003. Floating plant dominance as a stable state. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100: 4040-4045.
- Shapiro, J., Lamarra, V. y Lynch, M. 1975. Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. En *Water quality management through biological control* (eds. Brozonik, P.L. y Fox, J.F.), pp. 85-96, Gainesville, Florida, USA.
- Sommaruga, R., Mazzeo, N. y Crosa, D. 1993. Study on the decomposition in *Pistia stratiotes* L. (Araceae) in the El Cisne Reservoir (Uruguay). *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 78 (2): 263-272.

Takeda, A. M., de Souza-Franco, G. M., de Melo, S. M. y Monkolski, A. 2003. Invertebrados asociados às macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná (Brasil). En *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas* (eds. Thomaz, S.M. y Bini, L.M.), pp. 243-260, EDUEM, Maringá, Brasil.

Tesolín, G. y Tell, G. 1996. The epiphytic algae on floating macrophytes of a Paraná river floodplain lake. *Hydrobiologia* 333: 111-120.

Thomaz, S. M. y Bini, L. M. 2003. Análise crítica dos estudos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidos no Brasil. En *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas* (eds. Thomaz, S.M. y Bini, L.M.), pp. 19-38, EDUEM, Maringá, Brasil.

Thomaz, S. M. y Esteves, F. A. 1986. Valores energéticos da biomassa de algumas espécies de macrófitas aquáticas tropicais. *Ciência e Cultura* 38 (10): 1691-1695.

Timms, R. M. y Moss, B. 1984. Prevention of growth of potentially dense phytoplankton populations by zooplankton grazing, in the presence of zooplanktivorous fish, in a shallow wetland ecosystem. *Limnology and Oceanography* 29: 472-486.

Velasco, M., Salame, M. y Cortes, R. 1999. Water hyacinths in tilapia ponds: a preliminary study. *Aquaculture Magazine* 25 (4): 46-55.

Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B. y R. Haberl. 1998. *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe* (eds.). Backhuys Publishers, Leiden, The Netherland.

Walker, I., Miyai, R. y de Melo, M. D. A. 1999. Observations on aquatic macrophyte dynamics in the reservoir of the Balbina hydroelectric powerplant, Amazonas State, Brazil. *Acta Amazonica* 29 (2): 243-265.

Wetzel, R.G. 1990. Land-water interfaces: Metabolic and limnological regulators. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie* 24: 6-24.