



Impacto potencial de invasión de *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel) (Polychaeta: Serpulidae) en la Laguna de Rocha, Uruguay

ANA INES BORTHAGARAY¹, JUAN M. CLEMENTE¹, LUCÍA BOCCARDI¹,
ERNESTO BRUGNOLI¹ & PABLO MUNIZ^{1,2}

¹ Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias, Iguá 4225, C.P.11.40, Montevideo, Uruguay.

² Autor para correspondencia: Pablo Muniz. E-mail: pmmaciell@fcien.edu.uy

Abstract. Potential impact of *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel) (Polychaeta: Serpulidae) invasion in Laguna de Rocha, Uruguay. The aim of this work is to assess the invasion risk and the potential impact of the exotic *Ficopomatus enigmaticus* on the benthic community structure of the northern zone of Laguna de Rocha. These evaluations were done considering the similar environmental and biological characteristics of this lagoon and other coastal systems on the Atlantic coast (Laguna Garzón and Arroyo Valizas) and the Río de la Plata (Bahía de Montevideo and Arroyo Solís Grande) that had been infected by this species. In Laguna de Mar Chiquita (Argentina), the most well studied ecosystem affected by this polychaete, the presence of *F. enigmaticus* has substantially modified the landscape, promoting serious ecological alterations. The environmental and benthic community characteristics of Laguna de Rocha are favourable to the settlement of the species; therefore, we can consider this lagoon as a potential reception ecosystem for the invasive pest *F. enigmaticus*. Because of the similarity between Rocha and Mar Chiquita lagoons, it is possible to predict the potential impact that a *F. enigmaticus* invasion could cause in Laguna de Rocha. Studies to achieve basic knowledge about the distribution and behaviour of this species in Laguna de Rocha are important to determine the level of biological contamination in this aquatic environment. The results of this study are required for the development of management and control strategies of the invasion process of this species and will contribute to the conservation of the aquatic biodiversity of Laguna de Rocha.

Key-word: biological contamination, invasive species, benthos, coastal lagoon.

Resumen. El objetivo de este trabajo es evaluar cualitativamente el riesgo de invasión y el impacto potencial de la especie exótica *Ficopomatus enigmaticus* en la estructura de la comunidad bentónica en la zona norte de la Laguna de Rocha. Esto se discute en base a la similitud de condiciones físicas y biológicas de esta laguna con otros sistemas costeros, sobre la costa atlántica (Laguna Garzón y Arroyo Valizas) y del Río de la Plata (Bahía de Montevideo, Arroyo Solís Grande) ya infectados por la especie. En la laguna costera de Mar Chiquita (Argentina) la presencia de *Ficopomatus enigmaticus* ha modificado notoriamente el paisaje del área, ocasionando serias alteraciones ecológicas. En un primer análisis, la Laguna de Rocha puede considerarse un ecosistema potencialmente receptor para el poliqueto invasor *F. enigmaticus*. Esta afirmación se sustenta en base a las condiciones físicas y biológicas que presenta este cuerpo de agua, las cuales son favorables para el asentamiento de la especie. Dada la similitud de características físicas y biológicas (comunidad bentónica) que presentan la Laguna de Rocha y la Laguna de Mar Chiquita (Argentina) se podría predecir el impacto esperado sobre la Laguna de Rocha. El desarrollo de estudios dirigidos a la generación de información básica sobre la distribución y comportamiento de esta especie en la Laguna de Rocha es importante para determinar el estado de contaminación biológica en este sistema. Esto permitirá realizar un plan de manejo y control de este poliqueto invasor, y contribuir a la conservación de la biodiversidad acuática nativa de la Laguna de Rocha.

Palabras clave: contaminación biológica, especie invasora, bentos, laguna costera.

Introducción

La modificación o destrucción del hábitat a causa de la introducción de especies exóticas es considerado una de los principales factores responsable de la pérdida de biodiversidad de los sistemas naturales (Bertness 1984, Simberloff 1997). En tal sentido, el resultado final y más dramático de la interacción entre una especie nativa y otra exótica (ej. competencia, depredación) es la extinción de la primera. Como consecuencia de ello, la distribución y abundancia de la especie nativa así como su composición y dinámica se ven modificadas (Stachowicz *et al.* 2002).

La gran mayoría de los ecosistemas terrestres, marinos y continentales han sufrido las consecuencias de las invasiones biológicas (Williamson 1996, Parker *et al.* 1999). Aproximadamente $10^2 - 10^4$ especies exóticas han sido documentadas (Ricciardi & Rasmussen 1998), pero este número se incrementa con el tiempo como consecuencia del intenso tráfico de fauna y flora de una región geográfica a otra. En tal sentido, el agua de lastre y el transporte de sedimentos son los principales vectores de dispersión de especies exóticas acuáticas (Carlton & Geller 1993, Ruiz *et al.* 2000).

Una vez que la especie potencialmente invasora ingresa en la nueva región (área receptora), la probabilidad de un sistema de ser infectado dependerá de las condiciones locales físico-químicas y ecológicas, así como de las características biológicas de la especie invasora. La invasión de un sistema, es decir, la susceptibilidad del ambiente a ser invadido, es una propiedad emergente de la comunidad receptora. Diferentes hipótesis asociadas a disturbios (Crawley 1987), diversidad de especies (Elton 1958, Tilman 1997), productividad comunitaria (Tilman 1993) y fluctuaciones en la disponibilidad de recursos (Davis *et al.* 2000) son propuestas para explicar la invasión de un nuevo sistema (Davis & Pelsor 2001). Entre los ecosistemas acuáticos, y según su estado de impacto, existen diferentes grados de susceptibilidad a la llegada de organismos exóticos. Los ambientes marinos pelágicos presentan una susceptibilidad menor que ambientes como ríos, lagos y zonas costeras, que son especialmente vulnerables a este fenómeno (Perrings 2002).

El impacto provocado será función de la interacción entre la especie invasora y su nuevo ambiente (Ricciardi 2003). De este modo, la identificación de patrones de invasión a partir de sitios ya infectados permitirán predecir el impacto de una especie invasora en un nuevo sistema sobre los

diferentes niveles de organización biológica (individuo, población, comunidad) (Ricciardi 2003). Por lo tanto, conocida la historia de invasión de una especie y los sitios ya invadidos, sería posible identificar un patrón de impacto de la especie invasora y así predecir el potencial efecto de la invasión sobre la comunidad receptora. Sin embargo, se debe tener en cuenta que el comportamiento de una especie en un sistema dado no es necesariamente el mismo que en otro sistema.

En Uruguay, hasta la fecha fueron reportadas 12 especies acuáticas exóticas introducidas accidentalmente (Brugnoli *et al.* en prensa), incrementándose los reportes en los últimos años. En particular, varias especies bentónicas introducidas accidentalmente han colonizado exitosamente los ecosistemas alcanzados, evidenciándose una rápida expansión de sus áreas de distribución (Brugnoli *et al.* 2005). Entre ellas, el poliqueto *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel 1923) fue citado por primera vez para Uruguay (y Atlántico Sudoccidental) en 1938 en el Arroyo Las Brujas (San José) (Monro 1938). Si bien es aceptado que esta especie es endémica del Hemisferio Sur (Eno *et al.* 1997), existe controversia respecto de su área de origen. Se encuentra en regiones templadas, en cuerpos de agua salobres con salinidad variable, en zonas de escasa profundidad y baja velocidad de corriente (Obenat 2001). Este poliqueto, considerado exótico para nuestra región, pertenece a la familia Serpulidae y es constructor de tubos calcáreos, los que conforman extensas estructuras arrecifales. Hasta la fecha, este poliqueto fue observado en varios sistemas sobre la costa Atlántica y del Río de la Plata (Monro 1938, Rioja 1943, Scarabino *et al.* 1975, Nión 1979, Muniz & Venturini 2001, Orensanz *et al.* 2002). Sin embargo, el tamaño de las estructuras arrecifales observadas en Uruguay no parecerían ser de dimensiones tan importantes como las encontradas en otras áreas de la región (ej. Laguna de Mar Chiquita, Argentina; Schwindt 2001). Diversas explicaciones asociadas a condiciones físico-químicas (ej. salinidad, temperatura, nutrientes, velocidad de corriente) o factores ecológicos (ej. competencia, depredación, disponibilidad de recursos) podrían explicar la no expansión de este poliqueto en los sistemas de Uruguay donde ya ha sido identificado. A pesar de ello, *F. enigmaticus* permanece latente en estos sitios, como especie exótica, por lo que podría presentar una explosión poblacional. Además, las áreas afectadas serían potenciales donadoras para la infección de nuevos sistemas. En la región, en particular en Argentina en la Laguna de Mar Chiquita, la presencia de *F. enigmaticus* ha

modificado notoriamente el paisaje del área, ocasionando problemas ecológicos (ej. modificación de las interacciones intra e interespecíficas) y afecta la navegación dentro de la laguna (Schwindt & Iribarne 2000, Schwindt 2001, Schwindt *et al.* 2001, Luppi *et al.* 2002).

Recientemente, *F. enigmaticus* fue observado en la zona norte de la Laguna de Rocha. En particular, se ha registrado la presencia de tubos calcáreos de este poliqueto, pero no se han observado estructuras arrecifales (Clemente obs. per.). Sin embargo, dada la similitud de características físicas y biológicas (comunidad bentónica) que presenta la Laguna de Rocha y la Laguna de Mar Chiquita (Argentina) se podría predecir el impacto esperado sobre la Laguna de Rocha. Por otro lado, la presencia de *F. enigmaticus* en la laguna representa una señal de alerta para la conservación de la fauna de este sistema Reserva de la Biosfera, por lo cual sería de gran relevancia la identificación de los potenciales ecosistemas donantes.

El objetivo del presente trabajo es evaluar cualitativamente el riesgo de invasión y el potencial impacto de la presencia de *Ficopomatus enigmaticus* en la estructura de la comunidad bentónica en la zona norte de la Laguna de Rocha. Esto se discute en base a la similitud de condiciones físicas y biológicas de la Laguna de Rocha con otros sistemas, potenciales zonas fuentes, ya infectados por la especie. El conocimiento del estado de infección de este ecosistema, Reserva de la Biosfera MaB UNESCO, contribuiría al desarrollo de un plan de manejo con el fin de amortiguar los efectos ya observados en otros ecosistemas.

Materiales y metodos

Área de estudio

La costa atlántica uruguaya presenta una extensión de 220 km a lo largo de la cual se distribuyen una serie de lagunas costeras. Las lagunas situadas en esta zona son ecosistemas salobres que se continúan hacia el norte por la costa brasilera. Son sistemas someros, ecológicamente complejos y muy productivos. Sus cuencas cumplen un importante rol hidrológico, recolectando agua en las sierras, distribuyéndola a través de un complejo sistema de cursos de agua y humedales, recargando acuíferos, abasteciendo de agua durante sequías, atenuando las inundaciones durante las épocas lluviosas y manteniendo el funcionamiento de diversos ecosistemas (Conde & Rodríguez-Gallego 2002). Representan áreas de cría de aves acuáticas residentes y migratorias protegidas por decretos

nacionales (Decreto 693 de 1987) y por acuerdos internacionales (Convención de Bonn/Ley 16062 de 1989), albergan comunidades de peces y anfibios endémicos de la región y una importante riqueza de flora. Estas lagunas fueron declaradas Áreas Naturales Protegidas por decretos y leyes nacionales (Reserva de Fauna Laguna de Castillos - Decreto 266/66 y Parque Nacional Lacustre y Área de Uso Múltiple Lagunas de Rocha, José Ignacio y Garzón - Decreto 260/77) y por la suscripción de Uruguay a convenciones internacionales (sitio Ramsar desde la Laguna Merín hasta la Laguna de Castillos - Ley 15.337 y Reserva de Biosfera desde la Laguna de Rocha a la Merín – MaB UNESCO) (Conde *et al.* 2003).

Entre estas, la Laguna de Rocha (Fig. 1) se conecta periódicamente con el mar a través de una barra de arena y alberga una gran diversidad de invertebrados (Giménez *et al.* 2006, Pintos *et al.* 1991), peces (Pintos *et al.* 1988) y aves (Pintos *et al.* 1988). Es un sitio clave para el ciclo de vida de peces costeros (*Pogonias chromis*, *Paralichthys* sp.), crustáceos como el camarón (*Farfantepenaeus paulensis*) y el cangrejo azul (*Callinectes sapidus*). La laguna ha sido recientemente indicado como un importante sitio de reproducción para la corvina blanca (*Micropogonias furnieri*), el segundo recurso pesquero del país (Conde *et al.* 2003).

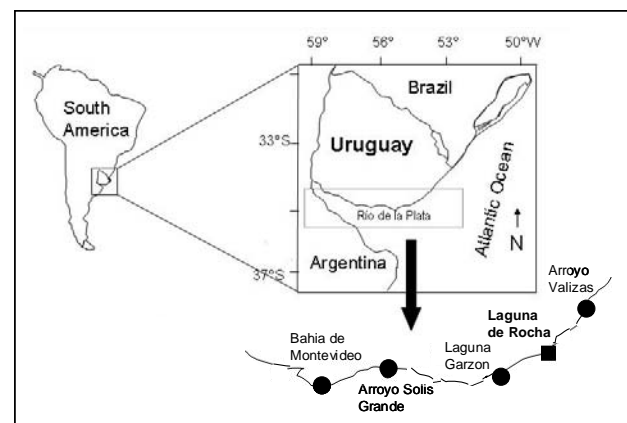


Figura 1. Costa atlántica y del Río de la Plata de Uruguay mostrando los potenciales sitios donadores para la Laguna de Rocha.

Riesgo de invasión e impacto ecológico potencial

Un primer paso en la predicción de invasiones biológicas es la identificación de potenciales regiones geográficas donadoras (Ricciardi & Rasmussen 1998). La mayoría de las invasiones exitosas provienen de latitudes similares (Carlton 1985). De este modo, la invasión podrá iniciarse a partir de áreas donde la especie es nativa o desde sistemas ya invadidos.

La existencia de corredores de dispersión

entre la región donadora y el área receptora podrían aumentar la probabilidad de futuras invasiones. En el caso de la Laguna de Rocha, todas las áreas potenciales donadoras se encuentran en el Río de la Plata o el Océano Atlántico, incluida la Laguna de Mar Chiquita. En este sentido, las fluctuaciones de la salinidad favorecerían la colonización, ya que esta especie está bien adaptada a la vida en aguas salobres con salinidad variable aún en su fase planctónica (Obenat 2001). El vector de dispersión entre la Laguna de Rocha y los sistemas infectados estaría asociado principalmente al tráfico de barcos deportivos, de pesca artesanal u otras estructuras donde *F. enigmaticus* podría ser transportado, o incluso a través de aves, ya que varios de los sitios donadores son áreas de cría y/o alimentación de aves que se desplazan localmente entre estos ambientes.

El impacto potencial de *F. enigmaticus* en la Laguna de Rocha es evaluado a través de las similitudes que ésta presenta con la Laguna de Mar Chiquita. En tal sentido, estos sistemas presentan ciertas condiciones físicas y biológicas similares, lo que permite hipotetizar comportamientos similares o comparables en cuanto a la respuesta del sistema frente a la invasión del poliqueto *Ficopomatus enigmaticus*.

Resultados y discusión

Identificación de potenciales zonas donadoras de *F. enigmaticus* para la Laguna de Rocha

Carlton (1996) denomina región donadora (o fuente) a aquellos sitios donde una especie exótica tiene contacto con un mecanismo de transporte, mientras que regiones receptoras son sitios en los que la especie exótica es inicialmente liberada y luego se establece. Por otro lado, la similitud en condiciones físico-químicas y biológicas entre potenciales zonas donadoras y zonas receptoras podría incrementar aun más la probabilidad de contagio entre ambas. En tal sentido, basado en características físicas (Tabla I) y composición de la comunidad bentónica (Tabla II), se identificaron diferentes zonas potencialmente donadoras de *F. enigmaticus* en la costa atlántica y Río de la Plata para la Laguna de Rocha: Bahía de Montevideo (zona interna), Arroyo Solís Grande y Laguna Garzón, ubicados a 180, 105 y 30 kilómetros respectivamente al oeste de Laguna de Rocha, y el Arroyo Valizas, ubicado a 60 kilómetros al este de la misma.

La Bahía de Montevideo se encuentra en la zona fluvio-marina del Río de la Plata, donde se ubica el frente de turbidez y salino del Río de la

Tabla I. Algunas características abióticas de las potenciales zonas donadoras. S: rango de salinidad; T: rango de temperatura; Z: profundidad media.

	S (ups)	T (°C)	Z (m)
Bahía de Montevideo ¹	0.5 – 25	12 – 24	3*
Arroyo Solís Grande ²	2.6 – 32	18 – 23	(nd)
Laguna Garzón ³ (verano)	7 - 20	23 - 28	0.5
Arroyo Valizas ⁴	2.1 – 31.9	8 – 24.3	1.9

¹ Muniz *et al.* 2004; ² Muniz & Venturini 2001; ³ Conde (promedio de dos veranos (2004-2005) datos no publicados); ⁴ Nion 1979. * Muniz com pers. nd (dato no disponible).

Tabla II. Composición de las comunidades bentónicas en las potenciales zonas donadoras en relación a los principales representantes del macrozoobentos de la Laguna de Rocha (zona norte). Em: *Erodona mactroides*; Tp: *Tagelus plebeius*; Ha: *Heleobia australis*; Np: *Nephtys fluviatilis*; Lc: *Laeonereis culveri*; Hs: *Heteromastus similis*; Cg: *Chasmagnatus granulata*; Ca: *Cyrtograpsus angulatus*.

	Em	Tp	Ha	Np	Lc	Hs	Cg	Ca
Bahía de Montevideo ¹	*		*	*				
Arroyo Solís Grande ²	*	*	*	*		*		*
Laguna Garzón ³	*		*	*	*	*		*
Arroyo Valizas ⁴	*	*					*	*
Laguna Rocha ⁵	*	*	*	*	*	*	*	*

¹ Venturini *et al.* 2004; ² Muniz & Venturini 2001; ³ Giménez *et al.* 2003; ⁴ Nion 1978; ⁵ Pintos *et al.* 1991.

Plata (isóbata de 5 m, “Barra del Indio”) (Nagy *et al.* 1987). En la zona interna de la Bahía de Montevideo, *F. enigmaticus* fue observada en las tuberías de enfriamiento de la refinera de ANCAP (Boccardi & Clemente *datos no publicados*) y en la desembocadura del Arroyo Pantanoso (Scarabino *et al.* 1975). Cabe destacar que la Bahía de Montevideo, y en particular su zona interna, donde fue encontrado *F. enigmaticus*, es un sitio altamente contaminado (Muniz *et al.* 2004), que lo haría más sensible al establecimiento de especies exóticas. Si bien nunca fue cuantificado, probablemente las estructuras arrecifales observadas de ANCAP sean las de mayor tamaño en Uruguay (Muniz *et al.* 2005a).

El Arroyo Solís Grande es un sistema conectado con la zona fluvio-marina del Río de la Plata a través de una barra arenosa que se abre periódicamente. Como consecuencia de ello, las

condiciones hidrodinámicas locales generan un gradiente salino creciente hacia la desembocadura, que junto con las características granulométricas (sedimento areno-fangoso) determinan la composición y distribución de la comunidad bentónica (Muniz & Venturini 2001) (Tabla II). En el año 1995, *F. enigmaticus* fue encontrado a 5 km de la desembocadura del Arroyo Solís Grande (Muniz & Venturini 2001). En dicha zona, los sedimentos predominantes fueron arena gruesa y fango. Además, se observó gran abundancia de valvas de moluscos, especialmente de *Erodona mactroides* y *Tagelus plebeius*. Varios trabajos señalan la importancia de la disponibilidad de estas conchillas como sustrato para el asentamiento de *F. enigmaticus* y la posterior formación de sus estructuras arrecifales (Schwindt & Iribarne 2000, Obenat 2001). Sin embargo, valvas de *E. mactroides* y *T. plebeius* también fueron observadas en otras zonas del Arroyo Solís Grande, próximas a donde fue hallado *F. enigmaticus*, aunque en esa zona este poliqueto no fue encontrado (Muniz & Venturini 2001). Contrariamente a lo observado en la Laguna de Mar Chiquita, en el Arroyo Solís Grande la comunidad bentónica asociada a la presencia de este poliqueto fue sumamente pobre y poco diversa (Muniz & Venturini 2001, Muniz *et al.* 2005b). Recientemente, en 2004, *F. enigmaticus* fue también observado aguas arriba a 10 km de la desembocadura sobre canto rodado en las márgenes del arroyo (Clemente & Borthagaray obs. per.). La intrusión del Río de la Plata en el Arroyo Solís Grande podría haber conducido un pulso de larvas aguas más arriba, ampliando su rango de distribución dentro de este sistema. En este caso, si bien no fue cuantificada su abundancia, se observaron las estructuras arrecifales mencionadas por otros autores pero de tamaños menores.

En la Laguna Garzón y en la zona media del Arroyo Valizas, sistemas someros conectados con el Océano Atlántico a través de una barra arenosa también de apertura periódica, fue registrada la presencia de *F. enigmaticus* (Nion 1978, Orensanz *et al.* 2002). En la zona media del Arroyo Valizas el sustrato está compuesto por sedimento areno-fangoso y conchillas del bivalvo *E. mactroides*, mientras que la comunidad bentónica de ambos sistemas esta formada por los mismos grupos taxonómicos que la Laguna de Rocha (Tabla II) (Nión 1979, Giménez *et al.* 2003).

En síntesis, las características físicas compartidas por las zonas de los sistemas donadores infectadas con *F. enigmaticus* son salinidad variable, baja o moderada velocidad de corriente y sedimentos areno-fangosos mezclado con conchillas

de bivalvos. Todos los sitios potencialmente donantes se comportan como sub-estuarios (Bahía de Montevideo y Arroyo Solís Grande) o estuarios (Laguna Garzón y Arroyo Valizas) (Giménez *et al.* 2005), son sistemas poco profundos (Tabla I) y de aguas salobres, conectados con el Río de la Plata u el Océano Atlántico. En ninguna de las potenciales zonas donadoras antes mencionadas se habría registrado la presencia de importantes estructuras arrecifales como las observadas en otros sistemas costeros de la región (ej. Laguna de Mar Chiquita). Sin embargo cabe destacar la disponibilidad de valvas de *Erodona mactroides* y *Tagelus plebeius*, sustrato adecuado para el asentamiento de las larvas de *F. enigmaticus*, lo que posteriormente permitiría el desarrollo de las estructuras arrecifales. Estas valvas también son observadas en la Laguna de Rocha, aunque su abundancia no ha sido hasta el momento cuantificada. La composición taxonómica de la comunidad bentónica indica una importante similitud entre los diferentes sistemas fuente y la Laguna de Rocha.

Impacto potencial de la expansión de F. enigmaticus en la Laguna de Rocha

Dada la similitud entre las características físicas y ecológicas que presenta la Laguna de Mar Chiquita (37°32'S-57°19'W), Argentina, con la Laguna de Rocha (Tabla III), se supone que la evolución del proceso de invasión en esta laguna podría ser comparable al ocurrido en aquella. Sin embargo, hasta la fecha ningún estudio se ha realizado con el fin de confrontar ambos sistemas. En Mar Chiquita, el poliqueto invasor *F. enigmaticus* fue introducido accidentalmente antes del año 1964 (Schwindt 2001). La cobertura de arrecifes aumentó 24 % desde 1975 a 1999. Hasta el año 1999, estos arrecifes ocupaban 86 % de la superficie total de la laguna, con una densidad media de 89 arrecifes por hectárea (Schwindt 2001, Schwindt *et al.* 2004a). Estas estructuras son de forma circular de hasta 7 m de diámetro y 0.5 m de altura. En los últimos años el incremento del tamaño de los arrecifes ha llevado a la fusión de varios de ellos, constituyendo extensas plataformas calcáreas de varios metros de longitud (Obenat 2001). Las larvas de *F. enigmaticus* necesitan de sitios de asentamiento (núcleo) para comenzar la invasión del sistema. Luego comienzan a construir los tubos calcáreos y estos mismos sirven como estructura de asentamiento para otras larvas, lo que en conjunto resulta en las estructuras arrecifales (Schwindt & Iribarne 2000, Obenat 2001).

Las variables ambientales claves en el control de la expansión de esta especie, al menos en

Tabla III. Comparación de las características ecológicas de la Laguna de Rocha (zona norte) y la Laguna de Mar Chiquita.

	Laguna de Mar Chiquita ¹	Laguna de Rocha
Temperatura (°C)	12.6–21.5	13–25 *
Salinidad (ups)	0.3–35	0–30 **
Profundidad (m)	0.2–2	0.6–1 **
Velocidad de corriente (m s ⁻¹)	0.025–0.4	(nd)
Sólidos en suspensión (g l ⁻¹)	0.0086–3.68	0.030–0.040 ***
pH	7.59–8.96	7.54–8.63 *
Clorofila a (mg m ⁻³)	1.52–167.32	15–30 ***
Concentración de detritus (g l ⁻¹) (calculado como la diferencia de peso tras eliminación de la materia orgánica por ignición)	0.0034–2.94	(nd)
Disponibilidad de sustrato ²	0.48 conchillas 100 m ⁻²	(nd)

¹ Schwindt *et al.* 2004b; * Pintos *et al.* 1991; ** Conde *et al.* 1999; *** Conde (datos no publicados) ² sustrato natural (conchillas de *Pachycymbiola brasiliensis*) en áreas sin arrecifes. nd (dato no disponible).

esta laguna, están asociadas a la salinidad, nutrientes y velocidad de corriente (Schwindt *et al.* 2004b). De este modo, la baja salinidad, la alta concentración de nutrientes y la baja velocidad de corriente favorecerían la reproducción y crecimiento de *F. enigmaticus*. Otra variable que parece ser clave para la expansión de la especie en el sistema es la disponibilidad de núcleos para su asentamiento y posterior formación de los arrecifes (Schwindt & Iribarne 2000). Por otro lado, cabe destacar que *F. enigmaticus*, al igual que otros poliquetos de la familia Serpulidae, puede asentarse también sobre sustratos artificiales como botellas, latas o restos plásticos (Schwindt *et al.* 2004b). Esto tiene importantes implicancias para el manejo de esta especie, ya que la disponibilidad de sustratos de origen biológico o antrópico podría asegurar el éxito de colonización de la especie en un sistema. Finalmente, existe poca evidencia de que interacciones biológicas como competencia o depredación constituyan factores importantes en el control de esta especie (Schwindt 2001). Dos especies que podrían ser potenciales competidores, *Balanus improvisus* y *Brachidontes rodriguezii*, se encuentran en densidades muy bajas. Lo mismo sucede con el único depredador reportado para esta especie, el pez *Gobiosoma parri* (Schwindt 2003).

Si bien la salinidad, velocidad de corriente y nutrientes podrían ser los factores determinantes en la expansión de esta especie (Schwindt *et al.* 2004b), la disponibilidad de sustratos potenciaría la invasión de *F. enigmaticus* al sistema. En la Laguna de Rocha

se desconoce la disponibilidad de sustratos artificiales o naturales en la zona norte para el asentamiento de *F. enigmaticus*. Sin embargo, Sommaruga & Conde (1990), observaron conchillas de *Erodona mactroides* en gran parte del fondo de la laguna, lo que podría favorecer la invasión de este poliqueto. Por otro lado, es posible que en la Laguna de Rocha existan otros factores estructuradores que reduzcan su invasión impidiendo la formación y el desarrollo de los sistemas arrecifales. De todos modos, la expansión de *F. enigmaticus* en este sistema aún no ha sido observada en la magnitud encontrada en la Laguna de Mar Chiquita.

Dada la similitud de características físicas así como también de la comunidad bentónica de la Laguna de Rocha y la Laguna de Mar Chiquita, frente a una expansión de *F. enigmaticus* sería de esperar cambios similares a los ocurridos en la segunda, tanto en la comunidad bentónica como en la hidrodinámica de la laguna. La presencia de los arrecifes de *F. enigmaticus* en la Laguna de Mar Chiquita ocasionó cambios ecológicos y físicos en el ambiente. Desde el punto de vista ecológico, la formación de las estructuras arrecifales aumenta la heterogeneidad espacial, lo que genera nuevos refugios favoreciendo así la presencia de organismos epifaunales. Por otro lado, los arrecifes generan un efecto en cascada sobre la infauna (poliquetos) al controlar la densidad de otros organismos (cangrejos). En tal sentido, *Cyrtograpsus angulatus* aumenta su densidad en áreas arrecifales (mayor cantidad de refugios), afectando negativamente, a

través de su actividad excavadora, a los poliquetos que se encuentran en las capas sub-superficiales del sedimento (Schwindt *et al.* 2001). Las estructuras arrecifales también afectan la hidrodinámica de la laguna, al interrumpir el curso natural del agua proveniente de arroyos y canales artificiales, que debería descargarse en el mar. En consecuencia, gran parte del sedimento queda retenido en la laguna, favoreciendo la deposición de material fino en el fondo, lo que podría llevar a una colmatación del ecosistema entero produciendo la extinción local de todas las especies (Schwindt *et al.* 2004a).

Conclusiones

En un primer análisis, la Laguna de Rocha puede considerarse como un ecosistema potencialmente receptor del poliqueto invasor *F. enigmaticus*. Esta afirmación está sustentada en las condiciones físicas (salinidad y moderada o baja velocidad de corriente) y biológicas (comunidad bentónica) que presenta este cuerpo de agua, las cuales son favorables para el asentamiento de esta especie. La disponibilidad de sustratos naturales o artificiales para el comienzo del proceso de invasión también sería otra variable a ser considerada. Si bien esto último no parecería ser un factor fundamental en el proceso de expansión de *F. enigmaticus* dentro de los sistemas, hasta el momento se desconoce la disponibilidad de sustratos para el proceso inicial de colonización en la Laguna de Rocha. Además, varios sitios sobre la costa atlántica y del Río de la Plata han sido identificados como potenciales zonas donadoras de este poliqueto.

Dado la similitud de características físicas y biológicas (comunidad bentónica) que presentan la Laguna de Rocha y la Laguna de Mar Chiquita se podría predecir el impacto esperado sobre la Laguna de Rocha. Para ello, es necesario desarrollar estudios dirigidos a la generación de información básica para determinar exactamente el estado de infección de este sistema, así como su posible avance al resto de la laguna. Esto permitiría realizar un plan de manejo y control poblacional para este poliqueto invasor, contribuyendo a la conservación de la biodiversidad de la Laguna de Rocha. Los estudios permitirán desarrollar planes de erradicación de esta especie previos a su etapa de expansión en el ecosistema, cuando sus costos suelen ser menores y las posibilidades de erradicarla mayores.

Agradecimientos

Los autores agradecen a E. Schwindt y A. Carranza por sus comentarios, los cuales permitieron mejorar

el presente documento, así como también a S. Obenat y otro revisor anónimo por sus valiosas correcciones.

Bibliografía

- Bertness, M. D. 1984. Habitat and community modification by an introduced herbivorous snail. **Ecology**, 65: 370-381.
- Brugnoli, E., Clemente, J., Boccardi, L., Borthagaray, A. & Scarabino, F. 2005. Golden mussel *Limnoperna fortunei* (Bivalvia: Mytilidae) distribution in the main hydrographical basins of Uruguay: update and predictions. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 77:235-244.
- Brugnoli, E., Clemente, J., Riestra, G., Boccardi, L. & Borthagaray, A. 2005. Especies acuáticas exóticas en Uruguay: situación, problemática y gestión. In: Menafrá, R. et al. (Eds.) **Bases para la conservación y el manejo de la costa Uruguay**. Vida Silvestre/US-Fish Wildlife Service, 1.
- Carlton, J. T. & Geller, J. B. 1993. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. **Science**, 261:78-82.
- Carlton, J. T. 1985. Transoceanic and Interoceanic dispersal of coastal marine organisms: the biology of ballast water. **Oceanography and Marine Biological Review**, 23: 313-317.
- Carlton, J. T. 1996. Pattern, process, and prediction in marine invasion ecology. **Biological Conservation**, 78:97-106.
- Conde, D., Bonilla, S., Aubriot, L., de León, R. & Pintos, W. 1999. Comparison of the areal amount of chlorophyll a of planktonic and attached microalgae in a shallow coastal lagoon. **Hydrobiologia**, 408/409: 285-291.
- Conde, D., Rodríguez-Gallego, L. & Rodríguez-Graña, L. 2003. Análisis conceptual de las interacciones abióticas y biológicas entre el océano y las lagunas de la costa Atlántica uruguaya. **Informe Final PNUD/GEF/RLA/99/G31 (FREPLATA), Montevideo, Uruguay**, 75 p.
- Conde, D & Rodríguez-Gallego, L. 2002. Uso y conservación de lagunas costeras de Uruguay. resolución de conflictos en la Laguna de Rocha. **III Congreso Nacional sobre Areas Silvestres Protegidas (Vida Silvestre-Uruguay)** 20-22/11/02 Montevideo
- Crawley, M. J. 1987. What makes a community invulnerable? In: Gray, A. J., Crawley, M. J. & Edwards, P. J. (Eds.). **Colonization, Succession, and Stability**. London: Blackwell

- Scientific.
- Davis, M. A. & Pelsor, M. 2001. Experimental support for a resource-base mechanistic model of invisibility. **Ecology Letters**, 4: 421-428.
- Davis, M., Grime, J. P. & Thompson, K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. **Journal of Ecology**, 88:528-534.
- Elton, C. S. 1958. **The Ecology of Invasions by Animals and Plants**. University of Chicago Press. 181 p.
- Eno, N.C., Clark R. A. & Sanderson W.G. 1997. Non-native marine species in British waters: a review and directory. Published by JNCC, Peterborough. 152 p.
- Fauvel, P. 1923. Polychètes errantes. **Faune France**, 5: 1-4.
- Giménez, L., Borthagaray, A., Rodríguez, M., Brazeiro, A. & Dimitriadis, K. 2005. Scale-dependent patterns of macrofaunal distribution in soft-sediment intertidal habitats along a large-scale estuarine gradient. **Helgoland Marine Research**, 59: 224-236.
- Giménez, L., Borthagaray, A. & Rodríguez, M. 2003. Estructura de la comunidad y distribución de las especies bentónicas en el Río de la plata y Frente Marítimo. PNUD, Proyecto FREPLATA, 18p.
- Giménez, L., Dimitriadis, C., Carranza, A., Borthagaray, A. I. & Rodríguez, M. 2006. Unravelling the complex structure of a benthic community: A multiscale-multianalytical approach to an estuarine sandflat. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 68: 462-472.
- Luppi, T. A., Spivak, E. D., Anger, K. & Valero, J. L. 2002. Patterns and processes of *Chasmagnathus granulata* and *Cyrtograpsus angulatus* (Brachyura: Grapsidae) recruitment in Mar Chiquita Coastal Lagoon, Argentina. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 55: 287-297.
- Monro, C. C. A. 1938 On a small collection of Polychaeta from Uruguay. **Annals and Magazine of Nature History**, 2: 311-314.
- Muniz, P. & Venturini, N. 2001. Spatial distribution of the macrozoobenthos in the Solís Grande stream estuary (Canelones-Maldonado, Uruguay). **Brazilian Journal of Biology**, 61: 409-420.
- Muniz, P., Venturini, N. & Gómez-Erache, M. 2004. Spatial distribution of chromium and lead in the benthic environment of coastal areas of the Río de la Plata estuary (Montevideo, Uruguay). **Brazilian Journal of Biology**, 64: 103-116.
- Muniz, P., Clemente, J. & Brugnoli, E. 2005a. Benthic invasive pests in Uruguay: a new problem or an old one recently perceived? **Marine Pollution Bulletin**, 50: 1014-1018.
- Muniz, P., Venturini, N., Pires-Vanin, A. M. S., Tommasi, L. R. & Borja, A. 2005b. Testing the applicability of a Marine Biotic Index (AMBI) to assessing the ecological quality of soft-bottom benthic communities, in the South America Atlantic region. **Marine Pollution Bulletin**, 50: 624-637.
- Nagy, G. J., López-Laborde, J. & Anastasia, L. 1987. Caracterización de ambientes en el Río de la Plata Exterior (salinidad y turbiedad óptica). **Investigaciones Oceanológicas**, 1: 31-56.
- Niön, H. 1979. Zonación del macrobentos en un sistema lagunar litoral oceánico. **Seminario sobre Ecología Bentónica y Sedimentación de la Plataforma Continental del Atlántico Sur**. (Montevideo, Uruguay), Memoria 1: 225-235 UNESCO.
- Obenat, S. 2001. Biología del anélido introducido *Ficopomatus enigmaticus* (Polychaeta: Serpulidae) In: Iribarne, O. (Ed.). **Reserva de la Biosfera Mar Chiquita: Características físicas y ecológicas**. Pp. 101-108. Editorial Martin, Mar del Plata, Argentina.
- Orensanz, J. M., Schwindt, E., Pastorino, G., Bortolus, A., Casas, G., Darrigran, G., Elías, R., López-Gappa, J. J., Obenat, S., Pascual, S., Penchaszadeh, P., Piriz, M. L., Scarabino, F., Spivak, E. D. & Vallarino, E. 2002. No longer the pristine confines of the world ocean: a survey of exotic marine species in the southwestern Atlantic. **Biological Invasions**, 4: 115-143.
- Parker, I. M., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P. M., Williamson, M. H., Von Holle, B., Moyle, P. B., Byers, J. E. & Goldwasser, L. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. **Biological Invasions**, 1: 3-19.
- Perrings, C. 2002. Biological invasions in aquatic systems: the economic problem. **Bulletin of Marine Science**, 70(2): 541-552.
- Pintos, W., Conde, D., De Leon, R., Cardezo, M. J., Jorcin, A. & Sommaruga, R. 1991. Some limnological characteristics of Laguna de Rocha (Uruguay). **Revista Brasileira de Biologia**, 51: 79-84.
- Pintos, W., Sommaruga, R., Conde, D., de Leon, R.

- & Chalar, G. 1988. Antecedentes y nuevos aportes al conocimiento de la Laguna de Rocha. Universidad de la Republica, Uruguay.
- Ricciardi, A. & Rasmussen, J. 1998. Predicting the identity and impact of future biological invaders: a priority for aquatic resources management. **Canadian Journal of Fish Aquatic Science**, 55: 1759-1765.
- Ricciardi, A. 2003. Predicting the impacts of an introduced species from its invasion history: an empirical approach applied to zebra mussel invasions. **Freshwater Biology**, 48: 972-981.
- Rioja, E. 1943. Estudios Anelidiológicos IX. La presencia de *Merecierella enigmatica* Fauvel en las costas argentinas. **Anales del Instituto de Biología (México)**, 14: 547-551.
- Ruiz, G. M., Fofonoff, P. W., Carlton, J. T., Wonham, M. J. & Hines, A. H. 2000. Invasion of coastal marine communities in North America: apparent patterns, processes, and biases. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 31: 481-531.
- Scarabino, V., Maytía, S. & Cachés, M. 1975. Carta Binómica litoral del departamento de Montevideo. I. Niveles superiores del Sistema Litoral. **Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del Uruguay**, 4(29): 117-129.
- Schwindt, E. & Iribarne, O. 2000. Settlement sites, survival and effects on benthos of an introduced reef-building polychaete in a SW Atlantic coastal lagoon. **Bulletin of Marine Science**, 67: 73-82.
- Schwindt, E. 2001. Impacto de un poliqueto exótico y formador de arrecifes. In: Iribarne, O. (Ed.), **Reserva de la Biosfera Mar Chiquita: Características físicas y ecológicas**. Pp. 109-113. Editorial Martín, Mar del Plata, Argentina.
- Schwindt, E., Bortolous, A. & Iribarne, O. 2001. Invasion of a reef-builder polychaete: direct and indirect impacts on the native benthic community structure. **Biological Invasions**, 3: 137-149.
- Schwindt, E. 2003. Arrecifes introducidos en la laguna costera Mar Chiquita, Reserva El Hombre y la Biosfera (UNESCO). **Ciencia Hoy**, 13: 36-41.
- Schwindt, E., Iribarne, O. & Isla, F. 2004a. Physical effects of an invading reef-building polychaete on an Argentina estuarine environment. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 59: 109-120.
- Schwindt, E., De Francesco, C. & Iribarne, O. 2004b. Individual and reef growth of the invasive reef-building polychaete *Ficopomatus enigmaticus* in a south-western Atlantic coastal lagoon. **Journal of the Marine Association of the United Kingdom**, 84: 987-993.
- Simberloff, D. 1997. The biology of invasions. In: Simberloff, D., Schmitz, D. C. & Brown, T. C. (Eds). **Strangers in Paradise**. Island Press, Washington DC.
- Stachowicz, J. J., Fried, H., Osman, R. W. & Whitlatch, R. B. 2002. Biodiversity, invasion resistance, and marine ecosystem function: reconciling patterns and process. **Ecology**, 83: 2575-2590.
- Sommaruga, R. & Conde, D. 1990. Distribución de la material orgánica en los sedimentos recientes de la Laguna de Rocha (Rocha, Uruguay). **Atlántica**, 12: 35-44.
- Tilman, D. 1993. Species richness of experimental productivity gradients: how important is colonization limitation? **Ecology**, 74: 2179-2191.
- Tilman, D. 1997. Community invasibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. **Ecology**, 78: 81-92.
- Venturini, N., Muniz, P. & Rodriguez, M. 2004. Macrobenthic subtidal communities in relation to sediment pollution: the phylum-level meta-analysis approach in a south-eastern coastal region of South America. **Marine Biology**, 144: 119-126.
- Williamson, M. 1996. **Biological Invasions**. London: Chapman & Hall.

Received April 2006

Accepted July 2006

Published online August 2006