



MARTIN SPOSITO

“Evaluación del estado trófico y ecológico del compartimiento bentónico en tres estuarios de la costa uruguaya mediante el uso de indicadores bioquímicos y biológicos”

Tesina de Grado
Licenciatura en Ciencias Biológicas
Profundización en Oceanografía

Tutora: Dra. Natalia Venturini
Co-tutora: MSc. Noelia Kandratavicius

MONTEVIDEO
2015

Índice

Índice de Figuras.....	3
Índice de Tablas	3
Agradecimientos	4
Resumen.....	5
Introducción	6
Objetivos e hipótesis.....	10
Materiales y métodos.....	10
Área de Estudio.....	10
Arroyo Pando	11
Solís Chico	12
Solís Grande.....	12
Muestreo.....	12
Análisis de laboratorio.....	13
Análisis de datos.....	14
Resultados	17
Parámetros físico-químicos del agua de fondo	17
Características granulométricas de los sedimentos.....	17
Biopolímeros orgánicos.....	19
Descriptores de las comunidades del macrobentos.....	22
Índices basados en la macrofauna (AMBI, M-AMBI e ITI) y clasificación del estado ecológico	24
Análisis multivariados entre las variables ambientales, los descriptores del macrobentos y los índices biológicos.....	26
Discusión.....	27
Características del agua de fondo	27
Sedimentos: composición granulométrica y bioquímica de la materia orgánica	27
Comunidad macrobentónica.....	30
Estado trófico y ecológico de los sedimentos: concordancias y discrepancias entre los indicadores utilizados	31
Conclusiones.....	34
Referencias bibliográficas	35

Índice de Figuras

Figura 1. Localización del área de estudio.

Figura 2. Esquema de la desembocadura de los tres arroyos y las respectivas estaciones de muestreo.

Figura 3. Porcentaje de las distintas fracciones granulométricas en las estaciones de muestreo en los tres estuarios.

Figura 4. Concentración de proteínas, lípidos, carbohidratos y carbono biopolimérico expresadas en miligramos por gramo de sedimento seco (mg.gss^{-1}) para los 3 estuarios.

Figura 5. Contribución relativa en % de las tres clases de biopolímeros en las estaciones de los 3 estuarios.

Figura 6. Cuadro comparativo de las clasificaciones tróficas y ecológicas para los 3 estuarios.

Índice de Tablas

Tabla 1. Clasificación de estados tróficos propuesta por Dell'Anno (2002).

Tabla 2. Clasificación de estados ecológicos para ITI y AMBI según Word (1979) y Borja et al (2000).

Tabla 3. Variables físico-químicas del agua de fondo para las estaciones de los 3 estuarios.

Tabla 4. Parámetros descriptivos del sedimento según Folk & Ward (1957).

Tabla 5. Valores medios de las variables e indicadores considerados y su clasificación mediante color en la escala de Dell'Anno 2002.

Tabla 6. Abundancia de individuos colectados por especie y por estación.

Tabla 7. Índices de diversidad.

Tabla 8. Clasificación del estado ecológico de las estaciones según los índices biológicos ITI, AMBI y M-AMBI.

Tabla 9. Matriz de correlaciones entre variables abióticas e índices biológicos.

Agradecimientos

A mis padres, a Mae, nuestras familias y amigos por la fuerza y el apoyo dado durante todos estos años.

A Natalia, Noelia, Ana Laura y Marcel, por ser parte y por enseñarme.

A Alicia y Checho por sus aportes y comentarios.

Al grupo ictioestuarios, por ser positivo, abierto e integrador.

A mis compañeros de la facultad, por mostrar vocación a la ciencia y contagiarla a cada momento.

A mis compañeros de trabajo, por colaborar a que nada dificulte esta tarea.

Al C-100, La FEUU, la UR y al cogobierno, por ser una constante escuela de pensamiento crítico.

"Voyez cet océan, monsieur le professeur, n'est-il pas doué d'une vie réelle? N'a-t-il pas ses colères et ses tendresses? Hier, il s'est endormi comme nous, et le voilà qui se réveille après une nuit paisible!"

[...]

"Regardez, reprit-il, il s'éveille sous les caresses du soleil! Il va revivre de son existence diurne! C'est une intéressante étude que de suivre le jeu de son organisme. Il possède un poulx, des artères, il a ses spasmes, et je donne raison à ce savant Maury, qui a découvert en lui une circulation aussi réelle que la circulation sanguine chez les animaux."

*Capitan Néo
en Veinte mil leguas de viaje submarino
Julio Verne*

Resumen

Una fracción de la materia orgánica producida en la columna de agua y otra proveniente de fuentes terrestres o antrópicas se deposita en los sedimentos. Cuando el aporte orgánico es mayor a su consumo, el proceso de eutrofización se extiende también al compartimento bentónico. Esta perturbación genera cambios a nivel bioquímico y biológico que pueden ser medidos para determinar el estado trófico y ecológico del ambiente. En el presente trabajo se utilizaron indicadores bioquímicos como ser: la concentración sedimentaria de proteínas (PRT), lípidos (LIP), y carbohidratos (CHO), el carbono biopolimérico total (BPC), e índices basados en la comunidad de la macrofauna bentónica, tales como, el Azti Marine Biotic Index (AMBI), el Multivariate-AMBI (M-AMBI) y el Infaunal Trophic Index (ITI). Estos indicadores fueron utilizados para la determinación del estado trófico y ecológico de los estuarios de los arroyos Pando, Solís Chico y Solís Grande, en la costa uruguaya. En los 3 arroyos se definieron 3 estaciones; interna, media y una externa próxima a la desembocadura, con el propósito de cubrir la zona del estuario con mayor gradiente de salinidad. La elevada contribución de LIP al BPC sugiere un aporte importante de materia orgánica de origen terrestre derivada de la vegetación de las márgenes (*Spartina alterniflora* y *Juncus acutus*) en los arroyos Solís Chico y Solís Grande cuyas cuencas no atraviesan zonas industrializadas ni con gran urbanización. Sin embargo, en el arroyo Pando, donde la urbanización e industrialización son mayores, la alta contribución de LIP podría derivar de fuentes antrópicas. Tanto los índices bioquímicos como los índices biológicos atribuyeron a la estación externa del arroyo Solís Chico y a la estación media del arroyo Solís Grande una condición eutrófica, y un estado ecológico malo. Por otra parte, las estaciones interna y media del arroyo Pando y las estaciones interna y externa del Solís Chico fueron caracterizadas como meso-oligotróficas por los indicadores bioquímicos y con un estado ecológico bueno por los índices biológicos. El M-AMBI, que permite establecer condiciones propias de referencia, es entre los índices biológicos una buena herramienta para su utilización en la evaluación ecológica de estos estuarios.

Introducción

Los estuarios son áreas de transición que controlan el flujo de nutrientes, agua, partículas y organismos desde y hacia los márgenes continentales, los ríos y el mar, pero difieren de ellos tanto en sus características abióticas como bióticas (McLusky & Elliott, 2004). Factores físico-químicos (p.e. salinidad) fluctúan diariamente pudiendo alcanzar valores más extremos dentro del estuario que en el río o mar adyacentes; lo que provoca que los estuarios sean ambientes con un alto estrés natural (Elliott & McLusky, 2002). Los estuarios son ecosistemas altamente productivos y constituyen zonas de refugio, reproducción, cría y alimentación para muchas especies acuáticas. La alta productividad biológica es mantenida por una elevada concentración de nutrientes tanto en la columna de agua como en los sedimentos (McLusky & Elliott, 2004). Los estuarios se caracterizan por una baja diversidad biológica como consecuencia del alto estrés ambiental que provoca la constante variabilidad de la salinidad, donde la riqueza y la abundancia de especies están en gran parte determinadas por la latitud y la configuración del estuario (Engle & Summers, 1999). Las fluctuaciones de salinidad, y de otras variables físico-químicas, pueden por si solas estresar el sistema y a sus componentes biológicos. Las perturbaciones desplazan a los sistemas de su equilibrio dinámico, y cuando este equilibrio no es posible recomponerlo previo a una nueva perturbación, los ambientes resultan estresados (Borics et al., 2013). Las zonas costeras de los estuarios son ambientes altamente perturbados por actividades humanas. El vertido de aguas residuales, efluentes provenientes de la actividad industrial, la utilización de fertilizantes agrícolas y el uso recreativo del espacio, son algunos de los factores que alteran las condiciones fisicoquímicas y biológicas de los estuarios; tanto por la introducción de nitrógeno y fósforo, principales nutrientes de los productores primarios, como de grandes cantidades de materia orgánica (Bricker et al., 2003).

La eutrofización de aguas continentales, transicionales, costeras o marinas ha sido reconocido en las últimas décadas como el principal agente que compromete la salud y la integridad de estos ecosistemas acuáticos (Andersen et al., 2006). El concepto de integridad del estado ecológico hace referencia a la estructura, funcionamiento y procesos de los ambientes acuáticos (Borja et al., 2008).

Durante el proceso de eutrofización, una fracción de la materia orgánica producida en la columna de agua y aquella proveniente de fuentes antrópicas se deposita en los sedimentos y la eutrofización se extiende también al compartimento bentónico

(Nixon, 1995). Esto favorece el desarrollo de la actividad bacteriana, estimula el consumo de oxígeno para la degradación de ese material orgánico produciendo hipoxia, e incluso anoxia del sedimento y sus aguas adyacentes, deteriorando la calidad trófica y ecológica del ambiente (Hyland et al., 2005; Pusceddu et al., 2011). Los sedimentos actúan como verdaderos registros espaciales y temporales de los procesos ocurridos en la columna de agua (Fabiano & Danovaro, 1994; Pusceddu et al., 2009). En función de esto, el contenido orgánico de los sedimentos ha sido propuesto como una alternativa para evaluar el estado trófico del compartimiento bentónico en ambientes acuáticos (Nixon, 1995; Pusceddu et al., 2009).

Una fracción de la materia orgánica de los sedimentos está constituida por carbohidratos, proteínas y lípidos, constituyentes principales de los compuestos orgánicos o biopolímeros los cuales son fácilmente asimilables por los organismos bentónicos y rápidamente degradados por los microorganismos (Danovaro et al., 1999). Otra fracción, mayoritaria, está constituida por compuestos heterogéneos en su naturaleza, macromoléculas como lignina y celulosa, categorizados como materia orgánica compleja, refractaria y de degradación lenta (Pusceddu et al., 2007). Los biopolímeros orgánicos varían rápidamente frente a cambios en el estado trófico de los sedimentos inducidos por factores naturales y antrópicos (Dell'Anno et al., 2002). Estos compuestos, fuente de alimentos para las comunidades bentónicas, han sido utilizados para evaluar la cantidad y calidad de la materia orgánica (Fabiano & Danovaro, 1994; Isla et al., 2002, 2006), así como indicadores de distintos grados de impacto antrópico (Dell'Anno et al., 2008; Venturini et al., 2012).

Cambios en la composición de la materia orgánica sedimentaria, ejercen gran influencia en la distribución espacial y el metabolismo de los componentes del bentos, desde las bacterias hasta la macrofauna (Danovaro & Fabiano, 1997; Wieking & Kröncke, 2005). Esta influencia es recíproca, ya que la fauna bentónica a través del consumo selectivo de alimento y de la bioturbación modifica la composición de la materia orgánica, favoreciendo la degradación de los compuestos más lábiles y la acumulación de los refractarios (Danovaro et al., 1999; Pearson, 2001; Quijón et al., 2008; Venturini et al., 2011). Incluso, se ha constatado que la cantidad total de carbono en el sedimento puede no variar significativamente con el tiempo, mientras que si lo hace la fracción biopolimérica (Pusceddu et al., 2009).

Extender el concepto aportado por Nixon (1995) y considerar no sólo el aporte de carbono orgánico total al sistema, sino también su fracción lábil y los procesos de

acumulación y de metabolismo bentónico se transforma en un importante indicador del estado trófico de los ecosistemas acuáticos (Fabiano et al., 1995; Dell'Anno et al., 2002; Pusceddu et al., 2009; Venturini et al., 2012).

Por otro lado, un enfoque fundamental para la determinación de estado ecológico de los ambientes acuáticos ha sido el estudio de las comunidades macrobentónicas (Giangrande et al., 2005; Dauvin 2007 a y b; Muniz et al., 2012). La fauna bentónica es un importante nexo en las redes tróficas de los estuarios, cuya composición y distribución depende en gran medida del alimento disponible para su existencia, a la vez que transmiten materia y energía a niveles más altos de la cadena trófica por la depredación que se ejerce sobre ellos (Meire, 1994).

Mediante el desarrollo de índices biológicos a partir de características ecológicas y funcionales de los organismos se puede evaluar la calidad ambiental y ecológica de distintos ecosistemas acuáticos (Word 1979; Maurer, et al 1999; Dauvin 2007a; Gamito et al., 2011). Para las comunidades macrobentónicas se utilizan índices con información trófica y ecológica de las especies (Gamito & Furtado, 2009; Pinto et al., 2009; Gamito et al., 2011). Según el caso, las especies son clasificadas en categorías que las reúnen junto con otras por compartir una respuesta ecológica frente a un disturbio, sus mecanismos de alimentación y/o movilidad, o bien representar por su sola presencia cierta condición ya sea de perturbación o de referencia (no impacto) (Dauvin 2007a; Gamito et al., 2011).

Tres índices de amplio uso para las comunidades macrobentónicas son el *AZTI Marine Biotic Index* (AMBI) (Borja et al., 2000), el *Multivariate-AMBI* (M-AMBI) (Muxica et al., 2007) y el *Infaunal Trophic Index* (ITI) (Word, 1979; Maurer et al., 1999), que además ya han sido utilizados en ambientes estuarinos (Borja et al., 2003; Muniz et al., 2005, 2012; Muxica et al., 2007). Debido al alto grado de stress natural en los ambientes estuarinos en función de la alta variabilidad espacial y temporal en la salinidad, carga orgánica, estabilidad de sedimento y concentración de O₂, entre otros factores, existe una mayor dificultad para distinguir los cambios producidos en el ecosistema por perturbaciones antropogénicas de aquellos producidos por perturbaciones naturales, así como para establecer condiciones de referencia (Salas et al., 2004; Elliott & Quintino, 2007; Zaldívar et al., 2008; Tweedley et al., 2015). Estos índices biológicos también responden a variaciones naturales, por lo tanto su eficiencia en la evaluación de la calidad del ambiente debe ser complementada con indicadores químicos. Analizar la congruencia de las distintas herramientas biológicas y químicas

en la caracterización de la calidad del ambiente, se ha convertido en una herramienta valiosa en la determinación del estado trófico de los ecosistemas acuáticos en los últimos años (Brauko et al., 2015).

En la costa uruguaya del Río de la Plata, sistemas estuarinos correspondientes a la desembocadura de los arroyos Pando, Solís Chico y Solís Grande soportan en forma diferencial la incidencia antrópica principalmente por el aumento demográfico en la faja costera, explotación agrícola e industrial, recreación estival, etc. (GEO Canelones 2009). El Arroyo Pando presenta una cuenca donde se ha detectado alto grado de eutrofización como por ejemplo en la Laguna del Cisne (Goyenola, 2011), y daño genético (eritrocitos multinucleados) en algunas especies de peces residentes (Gutierrez et al., 2015); la zona de influencia de la ciudad de Pando, comprendida dentro de la cuenca, es considerada una zona de concentración de industrias de gran tamaño. De las 74 industrias que realizaron el trámite de permiso para vertidos residuales en el 2013 en el departamento de Canelones, unas 20 aproximadamente vierten sus efluentes en terrenos o cursos de agua pertenecientes a la cuenca del Arroyo Pando (Gutierrez et al., 2015). En cambio, los otros dos sistemas son menos afectados por los vertidos de las actividades industriales. Los terrenos en las cuencas de Solís Chico y Solís Grande tienen una presión demográfica mucho menor que la del Arroyo Pando, a la vez que un uso distinto de la tierra, mucho más vinculado a la producción agropecuaria y la forestación (GEO Canelones, 2009). Los 3 estuarios son considerados importantes zonas de refugio y cría de distintas especies, algunas de ellas con importancia económica (Acuña Plavan et al., 2010; Gurdek et al., 2011). Además, los 3 estuarios son utilizados por las poblaciones locales como lugares de recreación y esparcimiento. La creciente presión demográfica, la intensificación del uso de los suelos y sus consecuencias sobre los cursos de agua, hacen prioritario el desarrollo de estudios de evaluación de la calidad de los ecosistemas acuáticos de esta zona del país (Echeverría et al., 2011). A pesar de que se han desarrollado estudios de evaluación de calidad del agua para la costa de Montevideo (Danulat et al., 2002; Muniz et al., 2011; Hutton et al., 2015, entre otros), en la costa de Canelones los estudios son muy generales o incipientes (Plan Estratégico Departamental de Calidad de Agua 2008).

Objetivos e hipótesis

El objetivo general de este trabajo consistió en caracterizar el estado trófico y ecológico del compartimiento bentónico en 3 estuarios de la costa uruguaya (Arroyo Pando, Solís Chico y Solís Grande) usando la macrofauna y los biopolímeros orgánicos como indicadores. Según los antecedentes, es de esperar que la fauna de macroinvertebrados y la calidad ecológica del Arroyo Pando revelen un mayor impacto antrópico que los estuarios de los arroyos Solís Chico y Solís Grande.

Objetivos específicos

- i) Determinar el contenido total de lípidos, proteínas y carbohidratos para evaluar el estado trófico de los sedimentos.
- ii) Comparar la estructura de las comunidades macrobentónicas (diversidad, riqueza, equitatividad) y utilizar los índices AMBI, M-AMBI e ITI para evaluar el estado ecológico de los tres estuarios.
- iii) Evaluar la posible influencia de las condiciones bioquímicas del sedimento como factores determinantes de la estructura de las comunidades macrobentónicas y establecer si el estado trófico de los sedimentos condiciona el estado ecológico del compartimiento bentónico.

Materiales y métodos

Las muestras de sedimento para el análisis de biopolímeros y biota fueron colectadas en los arroyos Solís Grande, Solís Chico y Pando, contribuyentes del Río de la Plata en la costa Uruguaya, sobre la costa del Departamento de Canelones. Los muestreos fueron realizados en el marco del proyecto “Ecología Estuarial de la costa uruguaya. Ictio-Estuarios de los Arroyos Solís Grande, Solís Chico y Pando” coordinado por la Dra. Alicia Acuña Plavan en la primavera (octubre) del año 2011.

Área de Estudio

Los arroyos Pando, Solís Chico y Solís Grande forman parte de un grupo de arroyos considerados sistemas subestuariales que desembocan sobre la costa uruguaya del Río de la Plata (Fig. 1).

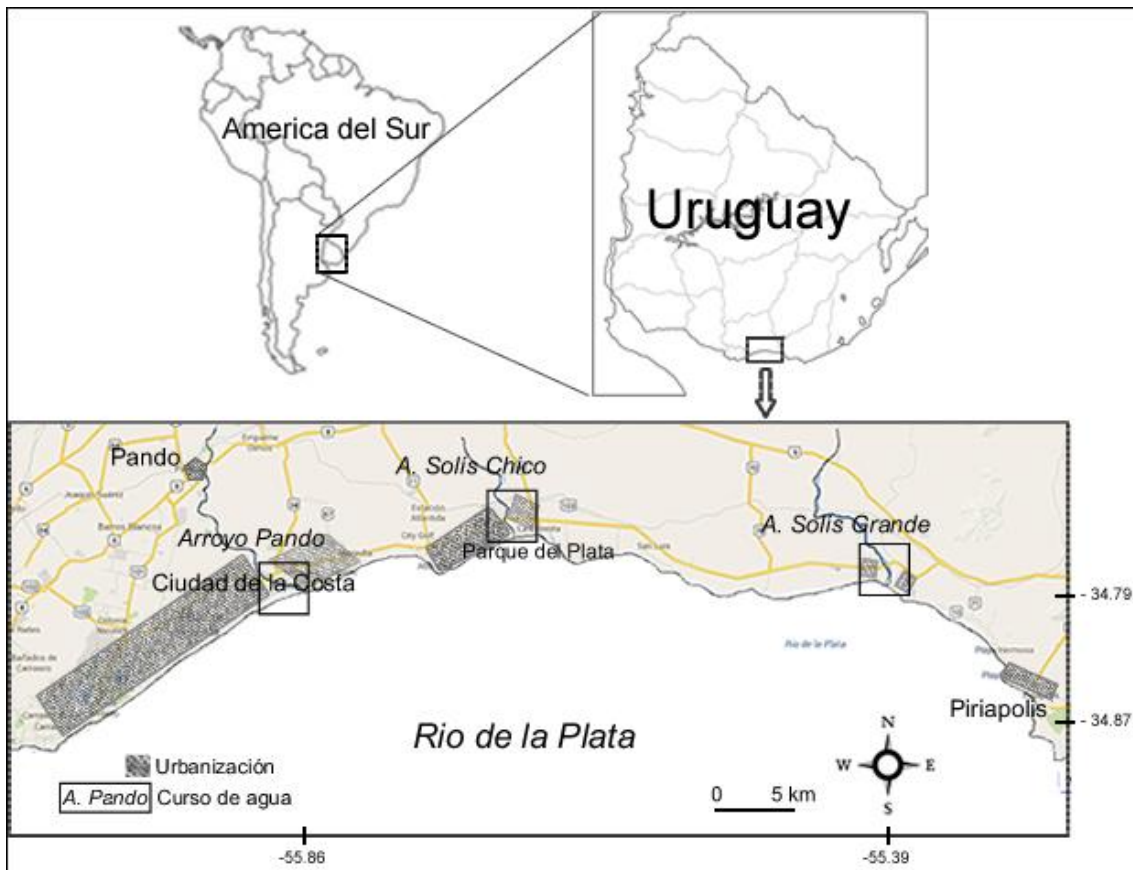


Fig. 1. Localización del área de estudio, se señalan los tramos de los 3 arroyos estudiados.

Arroyo Pando

A 30 km al este de la ciudad de Montevideo se encuentra la desembocadura del Arroyo Pando ($34^{\circ}58' S$, $56^{\circ}08' W$). En su trayectoria recibe los tributos de otros cursos de agua como los Arroyos Tropa Vieja, Frasquito y Sauce del Pando, drenando hacia el Río de la Plata una cuenca total de 824 km^2 . El tramo final del Arroyo Pando cuenta con una fuerte influencia del Río de la Plata, generando una zona con características estuarinas de salinidad variable entre 0 y 20 y temperaturas que van desde 12 a $26 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (Amorín & Cabal, 1996; Passadore et al., 2007; Acuña et al., 2010).

En la desembocadura predominan las actividades de uso recreativo por parte de las poblaciones locales, como pesca deportiva y navegación, así como también la existencia de asentamientos suburbanos. Mientras que en la cuenca predomina un uso de la tierra con carácter agrícola y ganadero y una fuerte presencia industrial cercana a la ciudad de Pando (Amorín & Cabal, 1996).

Solís Chico

El Solís Chico es un arroyo de 58,5 kilómetros de longitud de su cauce, y su cuenca tiene un área de 652 km² (IMFIA, 2008). Su desembocadura se encuentra a 50 kilómetros de la ciudad de Montevideo. En su cuenca predominan las actividades agrícolas y forestales, y su zona estuarina (próximo a su desembocadura) transcurre por la zona urbana y suburbana de los balnearios Parque del Plata y Las Vegas (IMFIA, 2008). Estudios sobre comunidades no han sido registradas y muy escasas características hidrológicas.

Solís Grande

La cuenca del Solís Grande es de aproximadamente 1409 km² y es la mayor de las tres. Su desembocadura (34°47' S, 55°33' W) se encuentra a aproximadamente 80 km al este de la ciudad de Montevideo, en el límite entre los departamentos de Canelones y Maldonado. Su tramo final, al igual que el de los 2 arroyos anteriores, se encuentra influenciado por el Río de la Plata lo que le proporciona una región estuarial con gradientes de salinidad y temperatura (Gómez-Erache et al., 2000).

Muestreo

En cada arroyo se establecieron tres estaciones, correspondientes a sectores o tramos de los arroyos. Una estación externa próxima a la boca del curso de agua, por delante de la línea de dunas; otra intermedia entre los 500 y 700 m aguas arriba; y una estación interna ubicada aproximadamente a los 1200-1500 m de la costa, con el propósito de cubrir la zona del estuario con mayor gradiente de salinidad (Fig. 2). Las estaciones fueron posicionadas utilizando un sistema de posicionamiento global, GPS GARMIN. La profundidad se obtuvo mediante el lance de ancla. La temperatura, salinidad y oxígeno disuelto fueron determinados en la superficie y el fondo de la columna de agua utilizando un multiparámetro YSI pro Plus. En cada punto se colectó 1 réplica de sedimento para análisis químicos y una para análisis granulométricos con draga van Veen de 0.05m², y otras 3 réplicas para análisis del macrobentos utilizando un corer de 18cm de diámetro y 20cm de profundidad.

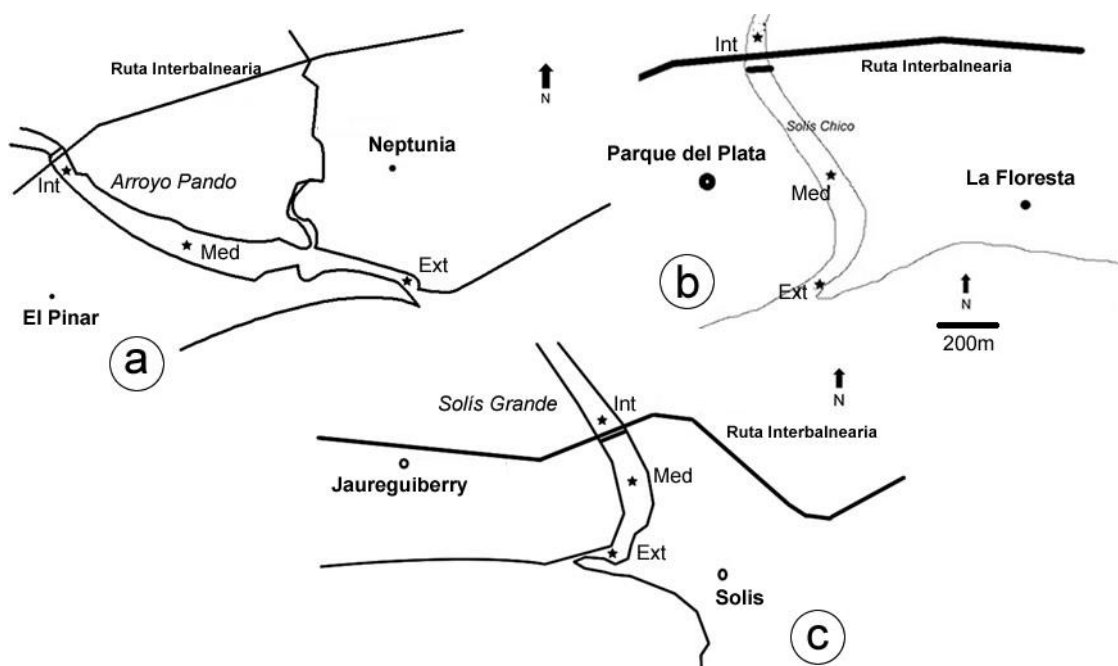


Fig. 2. Esquema de la desembocadura de los tres arroyos y las respectivas estaciones de muestreo; a) Arroyo Pando, b) Solís Chico, c) Solís Grande.

Para los análisis químicos (biopolímeros) se colectó los primeros 2 cm de sedimento de la draga y se los colocó en bandejas de aluminio esterilizadas (450°C, 4 horas) para su conservación. Las muestras fueron puestas en frío, y luego congeladas dentro de las primeras 24 horas a -20°C. Solamente se utilizaron aquellas muestras en las cuales se podía apreciar una buena conservación de la estructura de la muestra (superficie del sedimento). Para ello fue necesario hacer más de una extracción en alguna de las estaciones. Las muestras de macrofauna fueron lavadas y tamizadas a través de una malla de 0.5 mm y preservadas en alcohol al 70% hasta su posterior análisis en el laboratorio.

Análisis de laboratorio

Una vez en el laboratorio las muestras de sedimento para análisis de biopolímeros fueron secadas durante 72 horas a 40°C. La concentración de proteínas totales (PRT) fue estimada por el método de Hartree (1972) modificado por Rice (1982) para compensar la interferencia de fenoles. Los carbohidratos totales (CHO) fueron analizados según Gerchacov & Hatcher (1972) y los lípidos totales (LIP) siguiendo el protocolo descrito en Marsh & Weinstein (1966). Entre 1 y 2 g de sedimento seco fue utilizado en cada análisis, los cuales fueron realizados por triplicado. Además, entre 1 y

2 g de sedimento calcinado a 450 °C durante 4 horas fueron utilizados como blancos. Las concentraciones de PRT, CHO y LIP fueron expresadas en equivalentes de seroalbumina bovina, glucosa y tripalmitina, respectivamente. Las concentraciones de PRT, CHO y LIP fueron convertidas en equivalentes de carbono asumiendo los siguientes factores de conversión: 0,49; 0,40 y 0,75, respectivamente (Fabiano & Danovaro, 1994). La suma de los equivalentes de carbono de los tres biopolímeros constituye una estimación de la fracción biopolimérica del carbono (BPC) y fue utilizada como una estimación más real de la fracción lábil de la materia orgánica presente en los sedimentos (Fabiano et al., 1995).

La granulometría se realizó por tamizado según Suguio (1973). Se utilizó la escala granulométrica de Wentworth con los correspondientes valores de Phi (Φ) y los parámetros estadísticos fueron calculados según Folk & Ward (1957). Utilizando un rot-up con una columna de matices variando 1 Φ su tamaño de malla se estimó el peso de cada fracción al 0,01 g de precisión. El fango fue determinado como la diferencia entre el peso total de la muestra y el de las fracciones de arena y grava.

Los organismos retenidos en el tamiz con malla de 0.5 mm fueron identificados taxonómicamente a nivel de especie, cuando fue posible, y contados bajo lupa binocular. Los organismos de la macrofauna fueron clasificados en los principales grupos funcionales de alimentación (Fauchald & Jumars, 1979; Muniz & Pires, 1999; Pearson, 2001) y en los grupos ecológicos propuestos por Borja et al. (2000).

Análisis de datos

La clasificación del estado trófico de los sedimentos mediante los diferentes biopolímeros orgánicos (PRT, CHO, PRT:CHO y BPC) fue basada en la categorización establecida en Dell'Anno et al. (2002) (Tabla 1).

Tabla 1. Clasificación de estados tróficos propuesta por Dell'Anno et al. (2002) según la concentración de biopolímeros orgánicos y la razón PRT:CHO.

	Clasificación Dell'Anno (2002)			
	Hipereutrófico	Eutrófico	Mesoligotrófico	Oligotrófico
PRT (mg.g-1)	> 4	4 - 1,5	< 1,5	
CHO (mg.g-1)	> 7	7,0 - 5,0	< 5,0	
PRT:CHO	> 1	> 1	< 1	
BPC (mg.g-1)		> 3,0	3,0-1,0	< 1,0

Los descriptores comunitarios como número de individuos, riqueza de especies (S), diversidad ($H' \log_e$) (Shannon & Weaver, 1963) y equitatividad (J') (Pielou, 1969) fueron calculados considerando la totalidad de los individuos de macrofauna colectados en las 3 réplicas para cada estación. Para los cálculos se utilizó el programa Primer V 6.4.7. La clasificación de las especies y géneros en grupos funcionales de alimentación y en grupos ecológicos fue realizada previamente al cálculo de los índices *AZTI Marine Biotic Index* (AMBI) e *Infaunal Trophic Index* (ITI) según lo establecido en los trabajos de Borja et al. (2000) y Word (1979), respectivamente. Para el cálculo del AMBI se utilizó el software AMBI v5.0 (Borja et al., 2012) y la clasificación de las especies en los diferentes grupos (acorde a su sensibilidad al enriquecimiento orgánico) se realizó siguiendo la lista disponible en el sitio web del AZTI (<http://www.azti.es>, v. nov.2014).

Los grupos son los siguientes:

Grupo I: Especies muy sensibles al enriquecimiento orgánico y presentes en ambientes no contaminados.

Grupo II: Especies indiferentes al enriquecimiento orgánico, siempre presentes con baja densidad y sin variaciones significativas en el tiempo.

Grupo III: Especies tolerantes al exceso de materia orgánica, pueden estar presentes en condiciones normales, pero su población está estimulada por el enriquecimiento orgánico.

Grupo IV: Especies oportunistas de segundo orden, presentes en situaciones de ligeros a pronunciados desequilibrios.

Grupo V: Especies oportunistas de primer orden, presentes en condiciones de elevado enriquecimiento orgánico o contaminación.

El ITI desarrollado por Word (1979) se basa en que la comunidad bentónica varía en respuesta a la cantidad de materia orgánica disponible o al flujo de ésta. La respuesta se mide en la dominancia de los distintos grupos de invertebrados bentónicos basados en su estrategia de alimentación. Las estrategias de alimentación que considera el índice son:

Grupo I: Suspensívoros

Grupo II: Detritívoros

Grupo III: Sedimentívoros de superficie

Grupo IIII: Sedimentívoros de subsuperficie

Implícitamente en el índice, un incremento en la abundancia de aquellos grupos que se alimentan del material depositado evidencia un incremento del material orgánico sedimentado y por ende del estado trófico del ambiente.

El índice M-AMBI (Muxica et al., 2007) consiste en un análisis factorial entre el índice AMBI, el índice de diversidad de Shannon-Wiener y la riqueza de especies. El índice requiere que previamente se fijen valores de referencia para cada uno de los factores, que determinen rangos de estados ecológicos “alto” y “malo”. El índice proporcionará un estado ecológico en referencia a estas condiciones fijadas *a priori*. La condición de referencia “alta”, se calculó integrando la abundancia de los 3 estuarios, y eliminando las especies pertenecientes a los grupos IV y V (oportunistas de 2° y 1° orden, respectivamente). Esta metodología ha representado una buena alternativa a condiciones de referencia de estado ecológico alto, dado que la presencia de estos grupos indica la ocurrencia de un impacto (Muxica et al., 2007; Hutton et al., 2015). Para riqueza (S) se tomó el número de especies registrado, sumadas las réplicas, para cada estuario, y para el índice de diversidad (H') se calculó la H'max como Ln(S), que representa el máximo valor de diversidad que puede obtener un sitio con un determinado número de especies (Gray & Elliott, 2009). Luego se estableció la calidad ecológica de cada estación de acuerdo a lo establecido por Borja (2000 y 2003) y Borja & Tunberg (2010) (Tabla 2).

Tabla 2. Clasificación de estados ecológicos para ITI y AMBI según Word (1979) y Borja (2000 y 2003) respectivamente.

	Alto	Bueno	Moderado	Pobre	Malo
ITI	100 - 80	80 - 60	60 - 30	30 - 0	
AMBI	0 - 1,2	1,2 - 3,3	3,3 - 4,3	4,3 - 5,5	5,5 - 7
M-AMBI	> 0,77	0,53 - 0,77	0,38 - 0,53	0,2 - 0,38	< 0,2

Se aplicaron análisis de varianza ANOVA de una vía para evaluar las variaciones espaciales entre los sectores y entre los arroyos en relación a los biopolímeros y la macrofauna. Previamente se verificó la normalidad de los datos (Shapiro Wilk) y la homogeneidad de las varianzas (Cochran's) (Zar, 1999). Cuando fue necesario los datos fueron transformados Ln(x). Cuando hubo diferencias

significativas se utilizó el test de Tukey *a posteriori* para identificarlas. Para establecer el grado de relacionamiento entre las variables ambientales entre sí y con los descriptores de las comunidades del macrobentos se realizó un Análisis de Correlación Múltiple con el Coeficiente de Correlación de Spearman (Zar, 1999). Los análisis estadísticos fueron realizados con el programa BioEstat 4.0 (Ayres et al., 2005).

Resultados

Parámetros físico-químicos del agua de fondo

La temperatura del agua de fondo en las estaciones de los 3 estuarios varió entre 14°C y 15,5°C (Tabla 3). En el Arroyo Solís Chico el valor mínimo y máximo de salinidad fue de 12,47 y 27,39 en las estaciones interna y externa, respectivamente (Tabla 3). En el Arroyo Pando los valores extremos de salinidad fueron de 17,38 en el tramo medio y 27,92 en el tramo externo. En el Solís Grande la salinidad del agua de fondo varió en un rango entre 18,7 y 23,5 (Tabla 3). En todos los casos la salinidad fue mayor en las estaciones externas que en las estaciones medias e internas. En todas las estaciones de los 3 estuarios la concentración de oxígeno disuelto en el agua de fondo fue superior a 8,6 mg/l (Tabla 3). Las profundidades en las estaciones estuvieron comprendidas entre los 0,6 y 3,2 metros.

Tabla 3. Valores medios de las variables físico-químicas del agua de fondo para las estaciones interna (int), media (med) y externa (ext) de los 3 estuarios. AP=Arroyo Pando, SCH=Solís Chico y SG=Solís Grande

	Prof (m)	T° Fondo (°C)	Salinidad	OD (mg/l)
APint	1,5	14,3	27,14	8,7
APmed	1,4	15,5	17,38	9,11
APext	1,6	14	27,92	9,28
SCHint	0,6	15,5	12,47	9,8
SCHmed	1,4	14,5	24,51	10,5
SCHext	2	14,8	27,39	10,53
SGint	2,2	15	19,1	8,6
SGmed	1,8	14,9	18,7	9,03
SGext	3,2	14	23,5	9,85

Características granulométricas de los sedimentos

En los tres estuarios las arenas fueron la fracción predominante en todas las estaciones, representando entre el 79% en la estación interna del Arroyo Solís Chico

(SCHint) y el 100% en las estaciones interna y externa del Arroyo Pando (APint, APext) y en la estación externa del Arroyo Solís Chico (SCHext) (Fig. 3). Las arenas finas y medias fueron las categorías mayormente representadas en la granulometría de los estuarios con tamaño medio de grano entre 1,58 y 3,01 ϕ (Tabla 4). Las arenas finas representaron entre el 19,7% (APmed) y el 71,7% (SGext) y las arenas medias entre 3,4% (SGext) y el 77,6% (APmed). Las arenas gruesas y muy gruesas representaron entre el 0,4 y el 24,7% en las estaciones SGext y SGint, respectivamente. La fracción de arenas muy finas varió entre 0,2 y 30,4% en las estaciones medias de los arroyos Pando y Solís Grande, respectivamente. Las gravas fueron colectadas solo en 5 de las 9 estaciones y su valor máximo se registró en la estación interna del Arroyo Solís Grande (SGint) donde representaron 15,8% del total (Fig. 3). La fracción de fango no fue registrada en las estaciones APint, APext y SCHext, y su contribución más alta ocurrió en la estación SCHint con un 21% (Fig. 3).

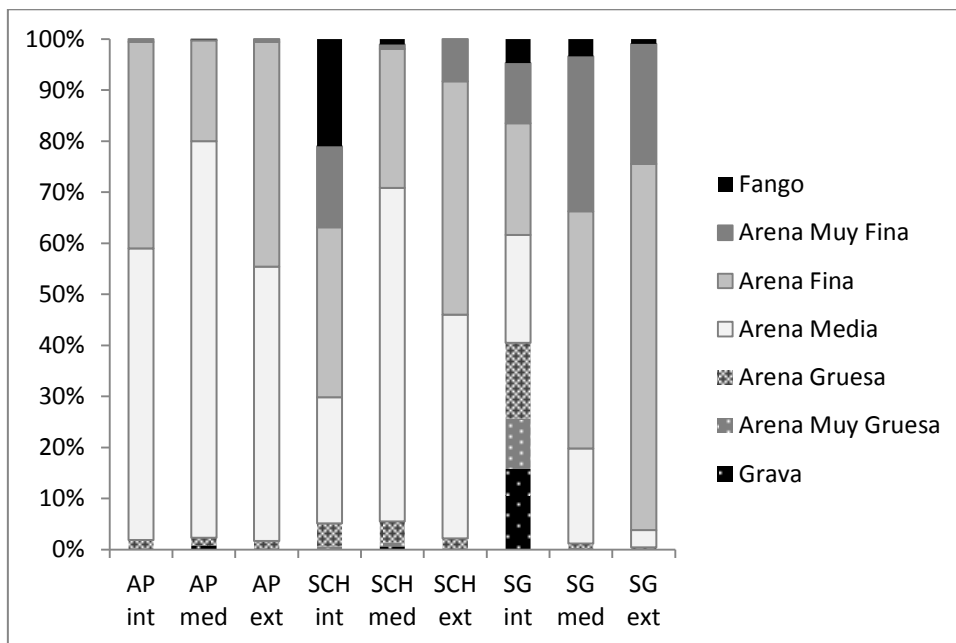


Fig. 3. Porcentaje de las distintas fracciones granulométricas en las estaciones de muestreo en los tres estuarios.

El sedimento se presentó entre pobremente seleccionado en SCHint y SGint y bien seleccionado en las estaciones APmed y SGext (Tabla 4). En el resto de las estaciones el sedimento fue moderadamente bien seleccionado con valores del desvío estándar (σ) variando entre 0,51 y 0,83 (Tabla 4).

Tabla 4. Parámetros descriptivos del sedimento según Folk & Ward (1957)

	Diámetro medio (ϕ)	Desvío estandar (s)	Tipo	Grado selección
APint	2,11	0,51	Arena Fina	Moderadamente Bien Seleccionada
APmed	1,99	0,46	Arena Media	Bien Seleccionada
APext	2,13	0,51	Arena Fina	Moderadamente Bien Seleccionada
SCHint	2,91	1,2	Arena Fina	Pobrementemente Seleccionada
SCHmed	2,05	0,59	Arena Fina	Moderadamente Bien Seleccionada
SCHext	2,36	0,64	Arena Fina	Moderadamente Bien Seleccionada
SGint	1,58	1,94	Arena Media	Pobrementemente Seleccionada
SGmed	2,83	0,83	Arena Fina	Moderadamente Seleccionada
SGext	3,01	0,49	Arena Muy Fina	Bien Seleccionada

Biopolímeros orgánicos

La concentración media de proteínas (PRT) en los sedimentos de los distintos estuarios varió entre 0,06 y 1,81 mg.gss⁻¹ (Fig. 4). La menor concentración correspondió al sector medio del Arroyo Pando (APmed) y la mayor al sector medio del Arroyo Solís Grande (SGmed) (Fig. 4). El sector medio del Arroyo Pando registró valores significativamente menores ($F=25,38$; $p<0.05$) en la concentración de proteínas que el resto de las estaciones. La concentración media de carbohidratos (CHO) varió en un rango entre no detectado (nd) en APext y 2,11 mg.gss⁻¹ en SCHint (Fig. 4). La concentración media de lípidos (LIP) en el sedimento varió de 0,06 hasta 3,30 mg.gss⁻¹ (Fig. 4). La menor y la mayor concentración se registró en los sectores internos de los arroyos Solís Grande (SGint) y Solís Chico (SCHint), respectivamente (Fig. 4). En el Arroyo Solís Grande el sector interno tiene significativamente menor cantidad de lípidos ($F= 27,47$; $p<0.05$) que los sectores medio y externo.

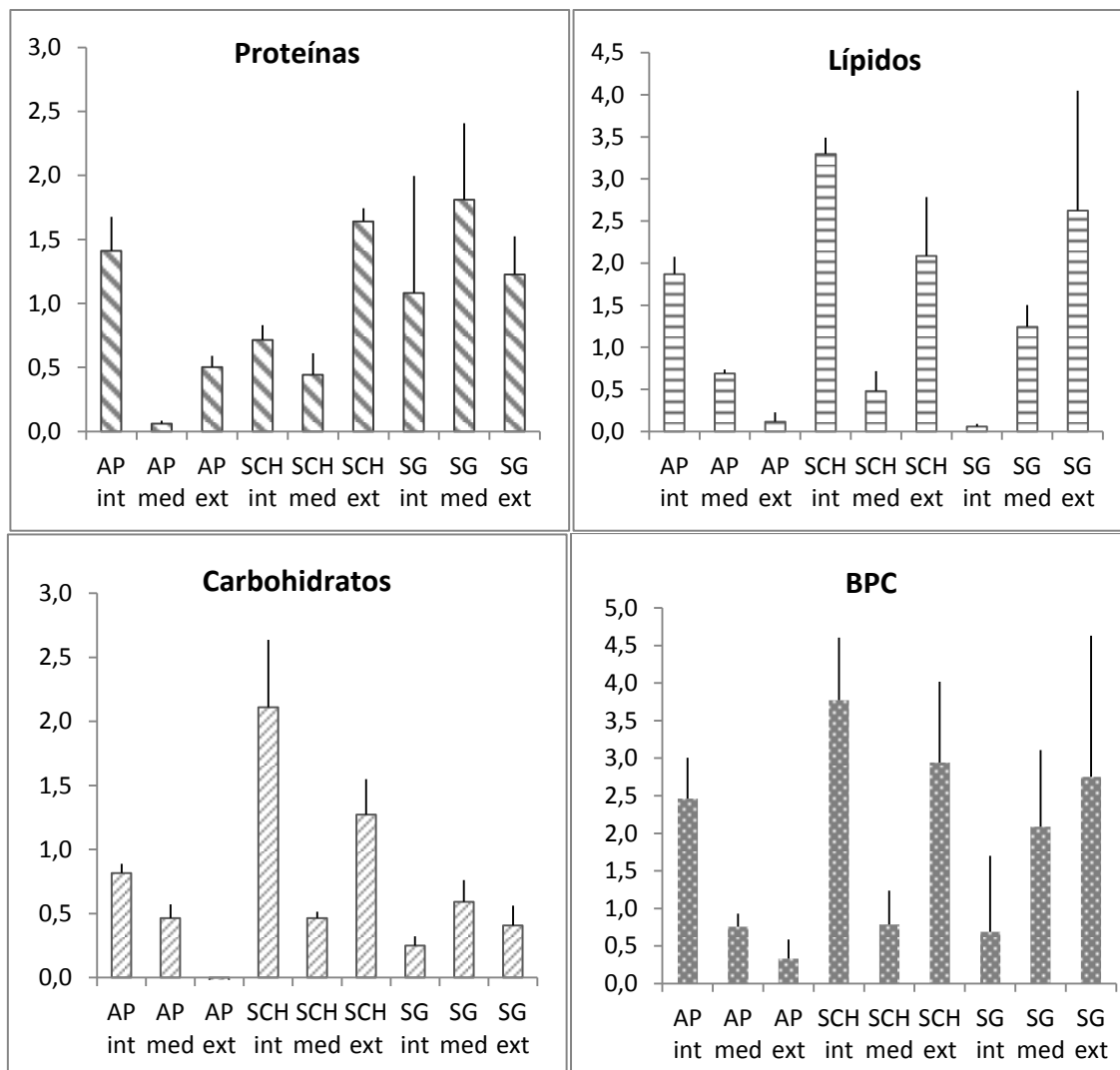


Fig. 4. Concentración de proteínas, lípidos, carbohidratos y carbono biopolimérico (BPC) expresadas en miligramos por gramo de sedimento seco (mg.gss^{-1}) para los 3 estuarios.

El carbono biopolimérico (BPC) (concentración media) varió entre 0,33 y 3,77 mg C gss^{-1} . La menor concentración correspondió al sector externo del Arroyo Pando (APext), mientras que la mayor se registró en el sector interno del Arroyo Solís Chico (SCHint) (Fig. 4). En la mayoría de las estaciones y los estuarios los lípidos (LIP) fueron la clase dominante de biopolímeros con mayor contribución relativa al carbono biopolimérico (BPC) entre 6,4 y 71,5 % (Fig. 5). La excepción a esto, fueron la estación APext y SGmed, donde los LIP presentaron la menor contribución, 26,1% y 6,4%, respectivamente (Fig. 5). La contribución proteica (PRT) fue mayor en el tramo externo del Arroyo Pando y en la estación interna del Arroyo Solís Grande con valores iguales a 73,9% y 77,2%, respectivamente (Fig. 5). La contribución relativa de carbohidratos (CHO) al BPC varió entre 0 y 27,6% en APext y APmed, respectivamente (Fig. 5).

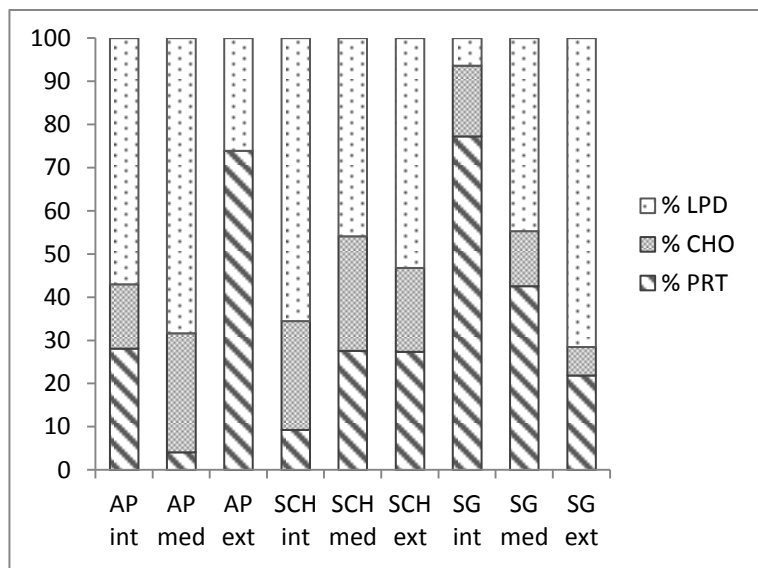


Fig 5. Contribución relativa en % de las tres clases de biopolímeros en las estaciones de los 3 estuarios. Lípidos = LPD; Carbohidratos = CHO; Proteínas = PRT.

Clasificación trófica de los sedimentos y razones entre los biopolímeros orgánicos

En la estación SGint la razón CHO:LIP fue de 4,3 (Tabla 5), en el resto de las estaciones la relación no superó el valor de 1. La cantidad de proteínas respecto a los carbohidratos (PRT:CHO) varió entre 0,1 y 4,3. El Solís Grande fue el estuario que presentó los mayores valores de esta razón (3,5 valor medio para las tres estaciones). En la estación APmed no se alcanzaron niveles detectables de CHO, aunque si una concentración de 0,5 mg.gss de PRT. El valor medio de la concentración de PRT para las tres estaciones del Arroyo Pando fue de 0,9 al igual que para el Arroyo Solís Chico. Para dar una clasificación trófica única a cada estación se optó por elegir aquella clasificación que más veces se repitió con los 4 indicadores utilizados (Tabla 5). En los casos donde hay igual número de caracterizaciones de dos o más estados, se utilizó el “principio de precaución” por el cual la clasificación final es la peor clasificación de las dos o más en cuestión.

Tabla 5. Valores medios de las variables e indicadores considerados y su clasificación mediante color en la escala de Dell'Anno 2002. Colores: rojo=eutrófico (EUT), verde claro=mesoligotrófico (MO), verde oscuro=oligotrófico (O).

	PRT (mg.g-1)	CHO (mg.g-1)	BPC (mg.g-1)	PRT:CHO	CHO:LIP	Clasificación Polímeros
Arroyo Pando						
int	1,41	0,82	2,46	1,73	0,4	MO
med	0,06	0,46	0,76	0,14	0,7	MO
ext	0,50	ND	0,33	-	ND	MO
Solís Chico						
int	0,72	2,11	3,77	0,34	0,6	MO
med	0,44	0,46	0,79	0,96	1,0	MO
ext	1,64	1,27	2,94	1,29	0,6	EUT
Solís Grande						
int	1,08	0,25	0,69	4,33	4,3	MO
med	1,81	0,59	2,09	3,06	0,5	EUT
ext	1,23	0,41	2,75	3,02	0,2	MO

Descriptorios de las comunidades del macrobentos

La macrofauna de los 3 estuarios estuvo representada principalmente por poliquetos, oligoquetos y crustáceos. Se colectaron un total de 2793 organismos, pertenecientes a 13 especies/morfo-especies distintas; entre ellas 4 de poliquetos y 2 de oligoquetos (Tabla 6). Entre los poliquetos la especie de mayor abundancia fue *Heteromastus filiformis* con densidades que variaron entre 5 individuos en la estación APext, y 234 individuos en SCHmed (Tabla 6). *Heteromastus filiformis* fue encontrado en todas las estaciones excepto en la porción externa del Arroyo Solís Chico, estación que resulto azoica. Entre los oligoquetos el que fue registrado en mayor número fue *Botrioneurum sp.* el cual fue colectado en los 3 estuarios con abundancias que oscilaron entre 3 (APext) y 73 individuos (APmed) (Tabla 6). Los crustáceos estuvieron mayormente representados por la clase Ostracoda con una cantidad de individuos colectados que variaron entre 26 individuos en la estación SCHint y 656 individuos en la estación APint (Tabla 6).

Tabla 6. Abundancia de individuos colectados por especie y por estación. AP=Arroyo Pando. SCH=Arroyo Solís Chico. SG=Arroyo Solís Grande.

	AP			SCH			SG		
	int	med	ext	int	med	ext	int	med	ext
POLIQUETOS									
<i>Heteromastus filiformis</i>	88	234	5	103	136		144	57	80
<i>Alitta succinea</i>	3	3					1		2
<i>Laeonereis acuta</i>	41	10			2		3		
<i>Nephtys fluviatilis</i>				21	13		5	2	
OLIGOQUETOS									
<i>Naïs sp.</i>	2	96						7	7
<i>Botrioneurum sp.</i>		73	3	16	14			15	28
<i>Heleobia cf. australis</i>	2	1		2			54	2	32
<i>Pseudosphaeroma sp.</i>	6								
Anfipodos	1		2						
Ostrácodos	656	128		26	268		105	143	143
<i>Erodona mactroides</i>							3		2
<i>Tagelus plebeius</i>							1		1
Bivalvo n.i.					1				

La riqueza de especies (S) fue máxima en la estaciones APint, SGint y SGext con un valor de 8, y mínima en la estación SCHext que resultó azoica (Tabla 7). El índice de diversidad de Shannon-Wiever ($H' \log_e$) fue superior a 1 en todas las estaciones excepto en APint donde tuvo un valor de 0,7. Su valor máximo fue de 1,42 siendo registrado en la estación APmed (Tabla 7).

Para las estaciones en las que se encontraron organismos de la macrofauna, el índice de Margaleff (d) varió desde 0,38 en la porción externa del Arroyo Pando a 0,91 en la estación interna del Arroyo Solís Grande (Tabla 7). La equitatividad de Pielou (J') varió con valores extremos de 0,33 y 0,93 para la estación interna y externa del Arroyo Pando (APint y APext), respectivamente (Tabla 7).

Tabla 7. Índices de diversidad. S=Riqueza de especies. N=abundancia. d=índice de Margaleff. J'=equitatividad de Pielou. H'=índice de Shannon-Wiever.

	S	N	d	J'	H'(log e)
APint	8	799	0,82	0,33	0,7
APmed	7	545	0,73	0,73	1,43
APext	3	10	0,38	0,94	1,03
SCHint	5	168	0,57	0,74	1,19
SCHmed	6	434	0,6	0,56	1,01
SCHext	0	0	****	****	0
SGint	8	316	0,91	0,68	1,4
SGmed	6	226	0,6	0,56	1,01
SGext	8	295	0,88	0,66	1,38

Índices basados en la macrofauna (AMBI, M-AMBI e ITI) y clasificación del estado ecológico

El ITI (Infaunal Trophic Index) varió en un rango de valores entre 69,4 y 74,6. La estación de menor valor fue APmed, y la de mayor valor SGext. El estado ecológico para todas las estaciones según el ITI es bueno, excepto para la estación SCHext, que fue clasificada con un estado ecológico malo según los resultados de los tres índices utilizados (Tabla 8). La estación externa del Arroyo Solís Chico (SCHext), por su condición de azoica representa valores de ITI, AMBI y M-AMBI en el extremo de sus escalas, caracterizada como el peor estado según los tres índices.

Para el cálculo de los índices AMBI y M-AMBI fue excluido el grupo de los ostrácodos por no tener la identificación taxonómica necesaria para la inclusión en alguno de los grupos ecológicos que requieren los índices. El isópodo *Pseudosphaeroma sp.* no fue incluido en ninguna de las categorías por no disponer del conocimiento ecológico necesario para su asignación en un grupo. En todos los casos el porcentaje de individuos no asignados a ninguna de las categorías ecológicas fue menor al 5%, lo recomendado por Borja & Muxica (2005). Los valores del AMBI en el Arroyo Pando variaron entre 4,49 y 6,17 en las estaciones interna y externa, respectivamente. La clasificación ecológica mediante el AMBI determinó que las estaciones interna y media (APint y APmed) poseen un estado ecológico pobre, mientras que la estación externa (APext) fue categorizada con estado ecológico malo. Para el mismo arroyo el M-AMBI varió entre 0,23 en la estación externa (APext) y 0,64 en las estaciones interna y media (APint y APmed). Según éste índice las porciones interna y media poseen un

estado ecológico bueno, mientras que la porción externa fue clasificada con un estado ecológico pobre (Tabla 8).

Tabla 8. Clasificación del estado ecológico de las estaciones según los índices biológicos ITI, AMBI y M-AMBI. Colores: rojo=malo, rosa=pobre, amarillo=moderado, verde=bueno.

	ITI	AMBI	M-AMBI	Clasificación
Arroyo Pando				
<i>int</i>	71,1	4,49	0,64	BUENO
<i>med</i>	69,4	4,81	0,64	BUENO
<i>ext</i>	71,1	6,17	0,23	MALO
Solís Chico				
<i>int</i>	71,8	4,04	0,56	BUENO
<i>med</i>	69,8	4,89	0,48	POBRE
<i>ext</i>	0	7	0	MALO
Solís Grande				
<i>int</i>	74,0	4,33	0,67	BUENO
<i>med</i>	70,0	5,78	0,47	MALO
<i>ext</i>	74,6	4,5	0,68	BUENO

Las estaciones interna y media del Arroyo Solís Chico (SCHint y SCHmed) presentaron valores de 71,8 y 69,8 para el ITI, mientras que para el AMBI presentaron valores de 4,04 y 4,89 (Tabla 7). El M-AMBI fue de 0,56 para la estación interna (SCHint) y 0,48 para la estación media (SCHmed). Mientras el estado ecológico determinado por el AMBI fue de moderado para la estación interna del Arroyo Solís Chico (SCHint) y pobre para la estación media (SCHmed), según el M-AMBI las mismas estaciones fueron clasificadas con un estado ecológico bueno (SCHint) y moderado (SCHmed) (Tabla 7). En el Arroyo Solís Grande el ITI varió entre 70 y 74,6 para las estaciones SGmed y SGext, respectivamente (Tabla 8). El AMBI presentó valores entre 4,33 y 5,78 en las estaciones interna (SGint) y media (SGmed). De acuerdo a éste índice la estación media (SGmed) posee estado ecológico malo, mientras que las otras dos estaciones del Arroyo Solís Grande (SGint y SGext) poseen un estado ecológico pobre (Tabla 8). Según el M-AMBI las estaciones interna y externa del Arroyo Solís Grande fueron clasificadas con estado ecológico bueno con valores de 0,67 y 0,68 en SGint y SGext, respectivamente. En contraste, la estación media (SGmed) tuvo un valor de 0,47 y fue clasificada con un estado ecológico moderado (Tabla 8).

Siguiendo el “principio de precaución” ya expresado anteriormente, obtuvimos una clasificación única a partir de los distintos índices biológicos; los sectores externos de los arroyos Pando y Solís Chico y el sector medio del arroyo Solís Grande fueron clasificados con un estado ecológico malo (Tabla 8). Los sectores interno y externo del Solís Grande poseen un estado ecológico bueno, al igual que las estaciones interna y media del Arroyo Pando y la estación interna del Solís Chico. Por último, el sector medio del Arroyo Solís Chico fue clasificado con un estado ecológico pobre (Tabla 8).

Análisis multivariados entre las variables ambientales, los descriptores del macrobentos y los índices biológicos

El análisis de correlación múltiple mostró que la concentración de lípidos (LIP) y del carbono biopolimérico (BPC) presentaron una correlación positiva significativa ($p < 0,05$) con el diámetro medio (Φ) de las partículas de sedimento (Tabla 9). Además, los LIP y los carbohidratos (CHO) estuvieron positivamente correlacionados entre ellos y con el BPC (Tabla 9). Por otro lado, el número de especies (S) presentó una correlación positiva significativa ($p < 0,05$) con el número de individuos (N) y con la diversidad (H'). La equitatividad (J') y la diversidad (H') también estuvieron positivamente correlacionadas (Tabla 9). No se obtuvieron correlaciones significativas entre las variables ambientales y los descriptores de las comunidades del macrobentos. Además, el número de especies (S) presentó una correlación significativa ($p < 0,05$) negativa con el AMBI y positiva con el M-AMBI (Tabla 9). La diversidad (H') estuvo correlacionada positivamente con el M-AMBI y el AMBI estuvo correlacionado negativamente con el M-AMBI (Tabla 9). El M-AMBI presentó una correlación negativa significativa ($p < 0,05$) con la salinidad, sin embargo, no hubo correlación significativa entre las otras variables ambientales y los demás índices biológicos utilizados (Tabla 9).

Tabla 9. Matriz de correlaciones entre variables abióticas e índices biológicos. En negrita se resaltan los valores significativos ($p < 0.05$)

	Sal	phi	PRT	CHO	LIP	BPC	PRT:CHO	S	N	J'	H'	ITI	AMBI	M-AMBI
S	1													
phi	-0,25	1												
PRT	0,22	0,36	1											
CHO	-0,45	0,48	0,17	1										
LIP	-0,25	0,79	0,36	0,80	1									
BPC	-0,23	0,75	0,53	0,83	0,97	1								
PRT:CHO	-0,06	-0,02	0,62	-0,28	-0,07	0,03	1							
S	-0,33	-0,10	-0,12	-0,31	-0,09	-0,16	0,46	1						
N	-0,01	-0,31	-0,14	-0,14	-0,07	-0,11	0,09	0,74	1					
J'	-0,40	-0,02	-0,63	-0,35	-0,32	-0,45	-0,14	0,38	-0,07	1				
H'	-0,58	-0,03	-0,52	-0,33	-0,22	-0,35	0,18	0,74	0,25	0,85	1			
ITI	-0,13	0,42	-0,36	-0,05	0,15	0,01	-0,44	0,35	0,34	0,50	0,40	1		
AMBI	0,44	0,03	0,24	-0,12	-0,21	-0,12	-0,20	-0,83	-0,65	-0,37	-0,64	-0,34	1	
M-AMBI	-0,60	0,01	-0,40	0,00	0,07	-0,04	0,17	0,89	0,64	0,51	0,81	0,46	-0,91	1

Discusión

Características del agua de fondo

Los valores de salinidad encontrados para los 3 estuarios denotan una influencia importante de la dinámica Río de la Plata-Océano Atlántico, principalmente en su porción externa. Esta influencia es común en primavera y verano cuando predominan los vientos *on shore* de dirección Este-Noreste y hay una menor descarga del Río de la Plata lo que resulta en salinidades mayores (Simionato et al., 2008; Acha et al., 2008). Teniendo en cuenta que las estaciones se encuentran distribuidas en la última milla de los cauces, es de esperar un amplio rango de salinidad debido al ingreso de agua salobre del Río de la Plata, lo que determina la alta variabilidad de este factor estructurador de las comunidades. La mayores salinidades observadas en las estaciones internas respecto a algunas de las estaciones medias o externas, puede deberse a que las primeras resultaron más profundas, lo que posibilita una mejor estratificación de la columna agua. Las temperaturas fueron homogéneas y también acordes a otros estudios hechos en la región para ambientes someros y para la época del año (Pita, 2012; Gimenez et al., 2014). La concentración de oxígeno disuelto superó en todas las estaciones los 2 mg.l^{-1} , que es aceptado como un umbral crítico de condiciones de buena oxigenación (Gutierrez et al., 2000; Gray et al., 2002).

Sedimentos: composición granulométrica y bioquímica de la materia orgánica

Las fracciones granulométricas predominantes en los 3 estuarios fueron las arenas finas y medias al igual que lo reportado para otros sistemas lóticos de la región

(Muniz & Venturini, 2001; Giménez et al., 2005, 2014; Passadore et al., 2007; Pita, 2012). La granulometría está en gran parte determinada por la hidrodinámica del ambiente. En los ambientes de baja hidrodinámica el sedimento es más fino y tiende a acumular mayor cantidad de materia orgánica (Suguo, 1973; Incera, et al., 2003). La correlación positiva significativa entre el carbono biopolimérico (BPC) y el diámetro medio de las partículas de sedimento (Φ) corroboraron esta tendencia. A mayor Φ menor tamaño de grano, lo cual estuvo asociado a mayores contenidos orgánicos en el sedimento de la estación interna del arroyo Solís Chico (SCHint) y de las estaciones media y externa del Solís Grande (SGmed y SGext). De forma contraria, los ambientes con una alta hidrodinámica tienden a acumular poca materia orgánica a la vez que aumenta el tamaño medio de grano de sedimento, el cual es más poroso y más fácilmente lavado (Incera et al., 2003). Esto fue verificado en las estaciones APmed y SGint donde menores valores de Φ , o sea mayor tamaño de los granos de sedimento estuvieron asociados a concentraciones menores de BPC. La relativa homogeneidad granulométrica entre los estuarios puede estar relacionada a la morfología de este tipo de hábitat estuarino, en los cuales la conexión casi permanente con el mar y la acción de las corrientes de marea juegan un rol determinante en su estructuración y en el transporte de material y sedimentos entre los estuarios y el mar (Giménez et al., 2014).

Las concentraciones de carbono biopolimérico (BPC) de los 3 estuarios se asemeja a los valores encontrados para estuarios y regiones costeras de otras partes del mundo y de la región (Fabiano & Danovaro, 1994; Joseph et al., 2008; Pita, 2012). Según este indicador únicamente la estación interna del Arroyo Solís Chico, que superó los 3 mg C gss⁻¹ puede ser clasificada como eutrófica ya que valores superiores a éste han sido reportados en ambiente con alto grado de eutrofización (Pusceddu et al., 2011). Sin embargo, las concentraciones de BPC encontradas en el presente estudio están muy por debajo de aquellas registradas en ambientes altamente eutrofizados y con un alto grado de impacto antropogénico como la Bahía de Montevideo (Hutton, et al., 2015; Venturini, et al., 2012). Los lípidos (LIP) fueron la clase de biopolímeros que mayor contribución tuvo al BPC. Esta característica no es habitual, lo común en ambientes eutrofizados es que las contribuciones de proteínas (PRT) y carbohidratos (CHO) sean mayores que la de LIP (DellAnno, et al., 2002). Altas concentraciones de LIP en sedimentos han sido asociadas al aporte de efluentes urbanos y petróleo (Hutton et al., 2015; Venturini et al., 2012) y al aporte significativo de materia orgánica de origen continental (Netto & Lana, 1997; Mannino & Harvey, 1999). El origen de los LIP puede

ser muy diverso y sin un análisis particular de los compuestos lipídicos individuales que componen el conjunto es muy difícil identificar su naturaleza (Mannino & Harvey, 1999) En el Arroyo Pando, las características de la cuenca como su mayor densidad poblacional y un fuerte polo industrial ubicado en las zonas aledañas a la ciudad de Pando (Amorín & Cabal, 1996), podrían ser responsables por la introducción de LIP derivados de actividades antrópicas. Sin embargo, las cuencas de los arroyos Solís Chico y Solís Grande poseen menor densidad poblacional y no atraviesan zonas industrializadas y en ellas predominan las actividades agrícolas y forestales (IMFIA, 2008, Gutiérrez et al., 2015). Estos dos arroyos poseen en sus márgenes bancos de *Spartina alterniflora* y *Juncus acutus* grandes y bien desarrollados (Muniz & Venturini, 2001), los cuales constituyen fuentes potenciales de LIP para el sistema, por lo tanto, es probable que los mismos tengan origen terrestre. Además, la correlación positiva significativa entre los LIP y los CHO sugiere una misma distribución y origen para estos biopolímeros. La vegetación de marismas como *Spartina alterniflora* es rica en carbohidratos estructurales tales como hemicelulosa y celulosa (Valiela et al., 1985), por lo tanto, la vegetación de los márgenes de los arroyos sería la fuente principal de ambas clases de compuestos orgánicos.

En general, los 3 estuarios presentaron concentraciones de PRT dentro del rango observado para estuarios meso-oligotróficos (Danovaro et al., 1994; Joseph et al., 2008). Según la concentración de PRT las estaciones con características más eutróficas serían la estación SCHext y la estación SGmed, las cuales presentaron valores $> 1,5 \text{ mg.gss}^{-1}$ (Dell'Anno et al., 2002). De todas formas, las concentraciones registradas en estas estaciones son significativamente menores a las reportadas para ambientes altamente eutróficos o hipertróficos ($> 7 \text{ mg.gss}^{-1}$) (Venturini et al., 2012). Las PRT se degradan más rápidamente por acción bacteriana que los CHO, disminuyendo el valor nutricional de la materia orgánica para su consumo por los organismos heterotróficos. Por lo tanto, la razón PRT:CHO es un indicador de la labilidad o frescura del material orgánico presente en los sedimentos (Dell'Anno et al., 2002). En la estación interna del Arroyo Pando (APint), en la externa del arroyo Solís Chico (SCHext) y en los tres sectores del Arroyo Solís Grande la razón PRT:CHO > 1 sugiere la presencia de materia orgánica fresca o recientemente producida. En contraste, en las demás estaciones las concentraciones de CHO fueron superiores que las de PRT, o sea la razón PRT:CHO < 1 , lo que indica que el material orgánico se encuentra en un estado más avanzado de degradación y tiene menor valor nutricional para los organismos heterotróficos

(Dell'Anno et al., 2002). Razones PRT:CHO < 1 son típicas de ambientes que acumulan grandes cantidades de detritos orgánicos en los sedimentos (Pusceddu et al., 2003).

Comunidad macrobentónica

La comunidad macrobentónica encontrada en los 3 estuarios estuvo compuesta por pocas especies, lo que es consistente con la tendencia general de la fauna estuarina en el mundo (McLusky & Elliott, 2004). La composición de especies fue similar en los 3 estuarios y con otros estuarios someros de la región (Muniz & Venturini, 2001; Gimenez, et al., 2005, 2014; Rosa & Bemvenuti, 2006). Las especies más abundantes de poliquetos en los arroyos Pando y Solís Grande, *Heteromastus filiformis* y *Laeonereis acuta* son especies tolerantes al enriquecimiento orgánico moderado, así como habitantes naturales de los estuarios (Giménez et al., 2005, 2014; Passadore et al., 2007). De la comunidad macrobentónica del Arroyo Pando, se destaca la ausencia de la especie *Erodona mactroides*, la cual en un estudio previo realizado por Passadore et al. (2007) presentó una frecuencia de ocurrencia del 100%. La abundancia de esta especie sería modulada por la descarga de agua dulce y el tipo de régimen hidrológico de las cuencas costeras (lóticos/lénticos), viéndose el reclutamiento desfavorecido por el conjunto de consecuencias que trae una anomalía del tipo *El Niño* ENSO (El Niño-Oscilación Sur), a la vez que la supervivencia de adultos se ve desfavorecida por eventos fuertes del tipo *La Niña* (Colling et al., 2010). Los primeros meses del año 2010 fueron caracterizados por una fuerte anomalía del tipo El Niño (NOAA, 2015), lo que puede haber afectado el reclutamiento de juveniles de *E. mactroides* que se da entre fines del verano y principios del otoño, a la vez que en el 2011 hubo una fuerte anomalía del tipo de *La Niña*, lo que pudo desfavorecer la supervivencia de adultos durante ese año. Estas condiciones podrían explicar la casi ausencia total de la especie en los 3 arroyos durante el muestreo. La cantidad de especies encontradas por Passadore et al. (2007) para el arroyo Pando fue baja y con una clara dominancia del poliqueto *Heteromastus similis*, algo que se repite en este estudio. Otras especies encontradas en ambos estudios en el Arroyo Pando fueron, *Laeonereis acuta* (anteriormente clasificada como *Laeonereis culvieri* (Pamplin et al., 2007)), *Heleobia australis* y *Nephtys fluviatilis* (Passadore et al., 2007). Los ostrácodos también fueron relevados por Passadore et al. (2007) en el Arroyo Pando, y junto con este trabajo son la única referencia de su presencia en alguno de estos 3 estuarios. El gasterópodo *Heleobia cf. australis* también es una especie común de la región (Muniz & Venturini, 2001; Giménez et al., 2005;

2014) y en ambientes altamente eutrofizados y/o impactados por actividades humanas puede ser la especie dominante (Venturini et al., 2004; Hutton et al., 2015). La correlación positiva significativa entre el número de especies (S), el número de individuos (N) y la diversidad (H') indica que el aumento en el número de individuos estuvo acompañado del aumento en el número de especies y una distribución más equitativa de las mismas entre los individuos (correlación positiva entre H' y J'). El mayor número de especies y la mayor diversidad registradas en el Arroyo Solís Grande fueron similares a las reportadas anteriormente para este estuario (Muniz & Venturini, 2001). Las especies *E. mactroides*, los poliquetos *L. acuta*, y *A. succinea*, y el gasterópodo *H. cf. australis* son especies que ya fueron encontradas en relevamientos previos del Solís Grande (Muniz & Venturini, 2001; Giménez et al., 2014) y que vuelven a repetirse en este trabajo. La menor diversidad y abundancia de especies en la estación externa del Arroyo Pando (APext) y el carácter azoico de la estación externa del Solís Chico (SCHext) podrían estar relacionadas con un mayor erosión proporcionada por la hidrodinámica de la desembocadura de arroyos de apertura casi permanente como fue sugerido por Giménez et al., (2005). El elevado contenido orgánico en la porción externa del Solís Chico podrían también explicar esos resultados. Los ambientes costeros rasos y los estuarios son considerados ambientes altamente dinámicos, sujetos a grandes fluctuaciones de las variables ambientales que constituyen factores de stress para los organismos. Cuando estos ambientes están además sometidos a perturbaciones adicionales como un elevado aporte orgánico o eventos de erosión y re-suspensión de los sedimentos, los cambios pueden ser aún más intensos en la fauna macrobentónica (Mucha et al., 2002).

Estado trófico y ecológico de los sedimentos: concordancias y discrepancias entre los indicadores utilizados

El carácter azoico de la estación SCHext determinó su clasificación con un estado ecológico malo desde el punto de vista biológico. Exceptuando esta consideración, según el ITI el estado ecológico del resto de las estaciones de los 3 estuarios fue clasificado como bueno. Esta poca variabilidad en el índice podría reflejar una falta de sensibilidad a ambientes particularmente productivos como los estuarios o a la alta variabilidad ambiental, como por ejemplo de salinidad. Estos ambientes altamente variables, que pueden ser interpretados como continuamente perturbados son generalmente colonizados por pequeños depositívoros de subsuperficie y especies

colonizadoras de primer orden y en donde las especies comprendidas en los grupos I y II (suspensívoros y detritívoros) son particularmente esquivas (Gaston et al., 1998). Otros estudios ya relevaron la poca sensibilidad del ITI a las comunidades estuarinas (Gamito & Furtado, 2009; Muniz, et al., 2012; Hutton et al., 2015), por lo que el uso de este índice para la evaluación del estado ecológico en estuarios ha sido desalentado.

En una situación contradictoria se ubica la categorización proporcionada por el índice AMBI donde la mayoría de las estaciones (APint, APmed, SCHmed, SGint y SGext) fueron clasificadas con un estado ecológico pobre, 3 de ellas malo (APext, SCHext, SGmed) y sólo una fue clasificada con un estado ecológico moderado (SCHint). En este índice gran parte de las especies y la mayoría de las abundancias encontradas se ubicaron dentro del *Grupo IV*, llamadas especies oportunistas de segundo orden (*Heteromastus filiformis*, *Bothrioneurum sp.*, *Heleobia cf. australis*, *Laeonereis acuta*). Todas estas especies son típicamente estuarinas y descritas en la bibliografía como pertenecientes a la fauna bentónica de la costas del Río de la Plata y sus sub-estuarios (Giberto, 2004; Giménez et al., 2005, 2010 y 2014; Giménez, 2006; Scarabino et al., 2006; Passadore et al., 2007), por lo que no se inferiría un estado ecológico degradado a causa de su presencia. La concepción de este índice lo hace útil para un gran número de ambientes acuáticos (Muniz et al., 2005; Muxica et al., 2005; Salas et al., 2006; Sivaraj et al., 2014), proporcionando una escala de referencia frente a comunidades de ambientes netamente oligotróficos. Pero en estuarios, donde la elevada producción primaria es mantenida naturalmente por las condiciones físicas y el alto aporte de nutrientes al ambiente, es cuando menos imprudente atribuir una condición ecológica degradada por causa de la presencia de especies tolerantes al enriquecimiento orgánico natural (Muxica et al., 2007). Esto forma parte de lo que se dio a llamar el *Estuarine Quality Paradox* (paradigma de calidad en los estuarios) (Elliott & Quintino, 2007) y que plantea la dificultad en estuarios de discernir entre el estrés producido por la variación natural del producido por los impactos antropogénicos. De allí surge la necesidad, para la determinación de un posible impacto antrópico en este tipo de ambientes, de que la evaluación sea realizada desde distintas perspectivas bióticas y abióticas.

El M-AMBI es un índice relativo a condiciones naturales de referencia (cuando estas son conocidas) o prefijadas por el investigador. Exceptuando la particular condición de la estación SCHext que fue azoica, las estaciones APint, APmed, SCHint, SGint, SGext fueron clasificadas con un estado ecológico bueno, 2 de ellas (SCHmed,

SGext) con estado ecológico moderado y una con estado ecológico pobre (APext). El uso de este índice resulta particularmente útil para extraer información en el marco de un contexto conocido, relativizando la categorización ecológica dentro del propio set de datos. También, el M-AMBI resulta más robusto por considerar además del índice AMBI y su agrupamiento por grupos, otros índices como la riqueza de especies (S) y el índice de diversidad (H') (Muxica et al., 2007). Para ambientes particularmente productivos como los estuarios, donde el enriquecimiento orgánico natural es una característica de los mismos, esta relativización es imprescindible (Borja et al., 2007). Si bien parece intuitiva la correlación que el M-AMBI presentó con la riqueza de especies (S) y la diversidad (H'), ésta puede no ser trivial y estar influenciada por el tamaño de la muestra. Los ambientes estuarinos se caracterizan por ser poco diversos, con la ocurrencia de pocas especies en gran abundancia. Al aumentar el tamaño de muestra tiende a aumentar la diversidad (Mavric et al., 2012), y ésta modifica los valores de M-AMBI encontrados. Por lo tanto, un muestreo que no registre correctamente la diversidad del ambiente, verá necesariamente subestimada su calidad ecológica en la utilización de este índice (Mavric et al., 2012).

En la mayoría de las estaciones (7 de 9) la clasificación brindada desde el punto de vista bioquímico fue congruente con la brindada desde el punto de vista biológico (Figura 6). Tanto los índices bioquímicos como los índices biológicos atribuyeron al sector externo del Arroyo Solís Chico (SCHext) y a la estación media del Arroyo Solís Grande (SGmed) una condición eutrófica, a la vez que un estado ecológico malo. Por otra parte, las estaciones interna y media del Arroyo Pando (APint y APmed), la estación interna del Solís Chico (SCHint) y las estaciones interna y externa del Arroyo Solís Grande (SGint y SGext) fueron caracterizadas como meso-oligotróficas por los indicadores bioquímicos y con un estado ecológico bueno por los índices biológicos. Para este conjunto de estaciones las clasificaciones tanto químicas como biológicas han concluido en una misma dirección. Sin embargo, no ha sido así en la estación media del Solís Chico (SCHmed), donde la condición de meso-oligotrófica brindada desde el punto de vista bioquímico no coincide con la condición pobre otorgada por los índices biológicos. Para la estación APext tampoco hubo concordancia dado que la clasificación meso-oligotrófica brindada por los índices bioquímicos, discrepa con el estado deteriorado estado ecológico obtenido con los índices biológicos. En ambos casos, la clasificación otorgada por los índices biológicos refiere a condiciones de una alteración o impacto mayor que la brindada por los indicadores bioquímicos. Estas discrepancias

podrían reflejar la propia variación natural del ambiente y su repercusión en los distintos componentes del bentos, que aquí se hace evidente en la distribución y abundancia de la macrofauna. Un mayor esfuerzo de muestreo o considerar otras fuentes de perturbación para la macrofauna podría reparar dicha discrepancia o determinar fehacientemente el mal estado ecológico de los sectores afectados.

Por último, se debe destacar que ninguno de los índices aplicados, ni la caracterización general de la desembocadura del Arroyo Pando, presentaron valores o evidencias concluyentes para asumir que el Arroyo Pando tiene una calidad ambiental deteriorada respecto los arroyos Solís Chico y Solís Grande.

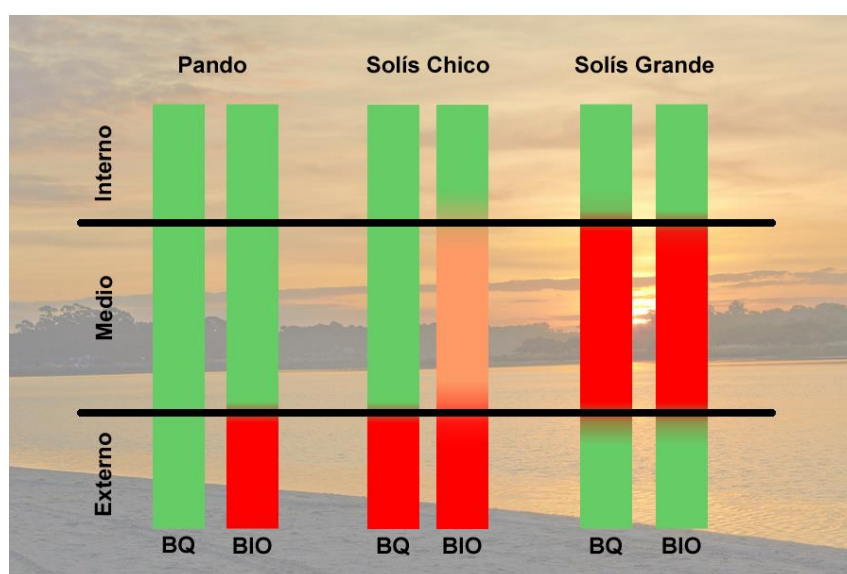


Figura 6. Cuadro comparativo de las clasificaciones tróficas y ecológicas para los sectores de los 3 estuarios. BQ=clasificación bioquímica (verde=meso-oligotrófico, rojo=eutrófico). BIO=clasificación biológica (verde=bueno, rosa=pobre, rojo=malo).

Conclusiones

Las desembocaduras de los arroyos Pando, Solís Chico y Solís Grande presentan un estado trófico mayoritariamente meso-oligotrófico en su compartimiento bentónico, a la vez que un estado ecológico mayoritariamente bueno.

Sólo en la estación media del Arroyo Solís Chico (SCHmed) y en la estación externa del Arroyo Pando (APext) hay discordancia entre la clasificación obtenida por los índices bioquímicos y los biológicos, lo que demuestra en general una buena congruencia entre ambas herramientas.

A pesar del Arroyo Pando estar situado en un área con mayor industrialización y urbanización no hay evidencias concluyentes según los indicadores utilizados de

que posea un estado trófico y/o ecológico de mayor degradación cuando es comparado a los arroyos Solís Chico y Solís Grande.

El M-AMBI por la posibilidad de establecer condiciones de referencia dentro del propio set de datos es un buen indicador para evaluar el estado ecológico de los estuarios.

Considerando que un índice o indicador aislado no puede determinar de forma inequívoca el estado o calidad ecológica de un ambiente, la utilización simultánea de múltiples herramientas que consideren aspectos tanto físico-químicos como biológicos es lo más recomendable.

Referencias bibliográficas

- Acha, M.E., H. Mianzan, R. Guerrero, J. Carreto, D. Giberto, N. Montoya & M. Carignan. 2008. An overview of physical and ecological processes in the Río de la Plata Estuary. *Cont. Shelf Res.*, 28: 1579-1588.
- Acuña Plavan, A., Passadore, C., Giménez, L., 2010. Fish assemblage in a temperate estuary on the uruguayan coast: seasonal variation and environmental influence. *Braz. J. Oceanogr.* 58 (4), 299–314.
- Amorín, C., Cabal, C., 1996. *Informe de calidad del agua del Arroyo Pando*. APRAPANDO. Universidad de la República. Facultad de Ingeniería. Montevideo, Uruguay. 48p.
- Andersen, J. H., Schlüter, L., Ærtebjerg G., 2006. Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implications for monitoring strategies. *Journal of Plankton Research* 28, 621-628.
- Ayres, M.; Ayres JR., M.; Ayres, D. L. & Santos, A. S. 2005. *BioEstat 4.0. Aplicações estatísticas nas áreas das Ciências Biológicas e Médicas*. Belém, Sociedade Civil Mamirauá, MCT, Imprensa Oficial do Estado do Pará. 324p.
- Borics, G.; Várbíró, G.; Padisák, J. 2013. Disturbance and stress: different meanings in ecological dynamics? *Hydrobiologia*. 711(1).
- Borja, A., Franco, J., Pérez, V., 2000. A Marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40, 1100–1114.
- Borja, A., Muxika, I., Franco, F., 2003. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin* 46, 835–845.

- Borja, A., & Muxika, I., 2005. Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Marine Pollution Bulletin*, 50(7), 787–9. doi:10.1016/j.marpolbul.2005.04.040
- Borja, a., Dauer, D. M., Díaz, R., Llansó, R. J., Muxika, I., Rodríguez, J. G., & Schaffner, L., 2008. Assessing estuarine benthic quality conditions in Chesapeake Bay: A comparison of three indices. *Ecological Indicators*, 8(4), 395–403. doi:10.1016/j.ecolind.2007.05.003
- Borja, A., Dauer, D. M., 2008. Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: Comparing methodologies and indices. *Ecological Indicators* 8, 331–337.
- Borja, Á., & Tunberg, BG., 2010. Assessing benthic health in stressed subtropical estuaries, eastern Florida, USA using AMBI and M-AMBI. *Ecol. Indicat.* 11(2): 295–303
- Borja, Á., Mader, J., Muxika I., 2012. Instructions for the use of the AMBI index software (Version 5.0). *Revista de Investigación Marina, AZTI-Tecnalia*, 19(3): 71-82
- Bricker, S., Ferreira, J., Simas, T., 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling* 169, 39–60.
- Colling, L.A.; Bemvenuti, C.E. & Pinotti, R.M. 2010. Temporal variability of the bivalve *Erodona mactroides* Bosc, 1802 during and after the El Niño phenomenon (2002/2003) in a subtropical lagoon, southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22:410-423. doi: 10.4322/actalb.2011.006
- Contribución al Desarrollo del Plan Estratégico Departamental de Calidad de Agua 1ª fase: Formulación.* (2008) (p. 18). Retrieved from http://portal.mercociudades.net/sites/portal.mercociudades.net/files/archivos/documentos/Modulos/Ambiente/Agua/plan_de_aguas_canelones_2009.pdf
- Danovaro R., Fabiano N., 1997. Seasonal Changes in Quality and Quantity of Food Available for Benthic Suspension-feeders in the Golfo Marconi (North-western Mediterranean). *Est., Coast. and Shelf Sc.* (1997) 44, 723–736.
- Danovaro, R., Marrale, D., Della Croce, N., Parodi, P., & Fabiano, M., 1999. Biochemical composition of sedimentary organic matter and bacterial distribution in the Aegean Sea: trophic state and pelagic–benthic coupling. *J. of Sea Res.*, 42(2), 117–129.
- Danulat, E., Muniz, P., García-Alonso, J. & Yannicelli, B., 2002. First assessment of the highly contaminated harbour of Montevideo, Uruguay. *Mar. Poll. Bull.* 44: 551–576
- Dauvin J.C., 2007a. Paradox of estuarine quality: Benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Mar. Poll. Bull.* 55 (2007) 271–281

- Dauvin J.C., 2007b. The ecological quality status of the Bay of Seine and the Seine estuary: Use of biotic indices. *Mar. Poll. Bull.* 55 (2007) 241–257.
- Dell'Anno, A., Mei, M. L., Pusceddu, a, & Danovaro, R., 2002. Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. *Mar. Poll. Bull.*, 44(7), 611–22.
- Dell'Anno, A., Pusceddu, A., Langone, L., & Danovaro, R., 2008. Biochemical composition and early diagenesis of organic matter in coastal sediments of the NW Adriatic Sea influenced by riverine inputs. *Chem. and Ecol.*, 24(1), 75–85.
- Echevarría, L., Gómez, A., Lale, M., López, R., Nieto, P., Pereyra, G., 2011. Plan de Manejo Integrado del tramo de costa Ayo. Solís Chico – Ayo. Solis Grande. Cap. 4 En: Manejo Costero Integrado en Uruguay: ocho ensayos interdisciplinarios. Centro Interdisciplinario para el Manejo Costero Integrado del Cono Sur, UDELAR/CIDA, Montevideo, 123 pp.
- Elliott, M., McLusky, D.S., 2002. The need for definitions in understanding estuaries. *Estuarine, Coast. and Shelf Sc.* 55, 815–827.
- Elliott, M., & Quintino, V., 2007. The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Mar. Poll. Bull.*, 54(6), 640–645.
- Engle, V. D. and Summers, J. K., 1999. Latitudinal gradients in benthic community composition in Western Atlantic estuaries. *Journal of Biogeography*, 26: 1007–1023.
- Fabiano, N., Danovaro, R., 1994. Composition of organic matter in sediments facing a river estuary (Tyrrhenian Sea): relationships with bacteria and microphytobenthic biomass. *Hydrobiologia* 277: 71-84, 1994.
- Fabiano, M., Danovaro, R., Fraschetti, S., 1995. A three-year time series of elemental and biochemical composition of organic matter in subtidal sandy sediments of the Ligurian Sea (northwestern Mediterranean). *Cont Shelf Res* 15:1453–1469
- Fauchald, K., Jumars, P.A., 1979. The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 17, 193–284.
- Folk, R.L., & Ward, W.C., 1957. Brazos River Bar: A study in the significance of grain size parameters: *J. of Sed. Petrol.*, v. 27, no. 1, p. 3-26.
- Gamito, S., Furtado, R., 2009. Feeding diversity in macroinvertebrate communities: A contribution to estimate the ecological status in shallow waters. *Ecol. Indic.* 9 (2009) 1009–1019.
- Gamito, S., Patricio, J.M., Neto, J., Teixeira, H., Marques, J.C., 2011. Feeding diversity index as complementary information in the assessment of ecological quality status. *Ecol. Indic.* 19, August 2012, Pages 73–78.

- Gaston GR., Rakocinsky CF., Brown SS., & Cleveland CM., 1998. Trophic function in estuaries: response of macrobenthos to natural and contaminant gradients. *Marine Freshwater Research* 49: 833–846
- GEO Canelones. 2009. Informe Ambiental. PNUMA, IMC, MVOTMA, CLAES, Número de volúmenes: 1, Edición: 1ª. 181pp.
- Gerchacov, SM., Hatcher, PG., 1972. Improved technique for analysis of carbohydrates in sediment. *Limnol. Oceanogr.* 17: 938-943
- Giangrande, A., Licciano, M., & Musco, L., 2005. Polychaetes as environmental indicators revisited. *Mar. Poll. Bull.*, 50(11), 1153–62.
- Giberto, D. a., Bremec, C. S., Acha, E. M., & Mianzan, H., 2004. Large-scale spatial patterns of benthic assemblages in the SW Atlantic: the Río de la Plata estuary and adjacent shelf waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61(1), 1–13.
- Giménez, L., Borthagaray, A. I., Rodríguez, M., Brazeiro, A. & Dimitriadis, C., 2005. Scale-dependent patterns of macrofaunal distribution in soft-bottom sediment intertidal habitats along a large-scale estuarine gradient. *Helgoland Marine Research*, 59: 224–236.
- Giménez, L. 2006. Comunidades bentónicas de la costa uruguayas: 179-188 p. En: Menafra, R., Rodríguez-Gallego, L., Sacarabino, F. & Conde, D. (Eds.). Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. *Vida Silvestre Uruguay*, Montevideo, 668p
- Giménez, L., Venturini, N., Kandratavicius, N., Hutton, M., Lanfranconi, A., Rodríguez, M., Muniz, P., 2014. Macrofaunal patterns and animal-sediment relationships in Uruguayan estuaries and coastal lagoons (Atlantic coast of South America). *J. of Sea Res.*, 87, 46–55.
- Giménez, L., Borthagaray, A.I., Rodríguez, M., Brazeiro, A., Carranza, A., 2010. Rocky intertidal macrobenthic communities across a large-scale estuarine gradient. *Sci. Mar.* 74, 87–100.
- Gómez-Erache, M., Norbis, M., Bastreri, D., 2000. Wind effect as forcing factor controlling distribution and diversity of copepods in a shallow temperate estuary (Solís Grande, Uruguay). *Sci. Mar.* 64, 87–95.
- Goyenola, G., Acevedo, S., Machado, I., Mazzeo, N., 2009. Diagnóstico del Estado Ambiental de los Sistemas Acuáticos Superficiales del Departamento de Canelones. *Plan Estratégico Departamental de Calidad de Agua (PEDCA)*. FCIEN-UR, IMC, ACID, 1(1), 33.
- Gray, J.S., Wu, R.S., Or, Y.Y., 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 238, 249–279.
- Gray, J.S., Elliott, M., 2009. Ecology of marine sediments: science to management.

OUP, Oxford, p. 260.

- Gurdek, R., Muñoz, N., Puppi, V., Bianchinotti, V., Plavan, A.A., 2011. Variación nictimeral de la ictiofauna en la región estuarial del arroyo Solís Grande, Uruguay. *Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay*. 2^a época 20, 11–21.
- Gutiérrez, D., Gallardo, V.A., Mayor, S., Neira, C., Vásquez, C., Sellanes, J., Rivas, M., Soto, A., Carrasco, F., Baltazar, M., 2000. Effects of dissolved oxygen and fresh organic matter on the bioturbation potential of macrofauna in sublittoral sediments off Central Chile during the 1997/1998 El Niño. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 202, 81–99.
- Gutiérrez, J.M., Villar, S., Acuña, A.P. 2015. Micronucleus test in fishes as indicators of environmental quality in subestuaries of the Río de la Plata (Uruguay). *Mar. Pollut. Bull.*, 91 (2), 518-523.
- Hartree, E.F., 1972. Determination of proteins: a modification of the Lowry method that give a linear photometric response. *Anal. Bioch.* 48: 422–427
- Hutton, M., Venturini, N., García-Rodríguez, F., Brugnoli, E., Muniz, P. 2015. Assessing the ecological quality status of a temperate urban estuary by means of benthic biotic indices. *Mar. Pollut. Bull.*, 91: 441-456.
- Hyland, J., Balthis, L., Karakassis, I., Magni, P., Petrov, a, Shine, J., Warwick, R., 2005. Organic carbon content of sediments as an indicator of stress in the marine benthos. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 295, 91–103.
- IMFIA, 2008. Estudio de la zona costera de la floresta. Instituto de Mecánica de los Fluidos e Ingeniería Ambiental (IMFIA). Facultad de Ingeniería. Universidad de la República. (p. 71).
- Incera M, Cividanes SP, López J, Costas R 2003a. Role of hydrodynamic conditions on quantity and biochemical composition of sediment organic matter in sandy intertidal sediments (NW Atlantic coast, Iberian Peninsula). *Hydrobiologia* 497: 39-51.
- Isla, E., Masqué, P., Palanques, A., Sánchez-Cabeza, J.A., Bruach, J.M., Guillén, J., Puig, P., 2002. Sediment accumulation rates and carbon burial in the bottom sediment in a high productivity area: Gerlache Strait (Antarctica). *Deep-Sea Res. II* 49, 3275–3287.
- Isla, E., Rossi, S., Palanques, a., Gili, J.-M., Gerdes, D., & Arntz, W., 2006. Biochemical composition of marine sediment from the eastern Weddell Sea (Antarctica): High nutritive value in a high benthic-biomass environment. *J. of Mar. Syst.*, 60(3-4), 255–267.
- Joseph, M. M., Kumar, C. S. R., Kumar, T. R. G., Renjith, K. R., & Chandramohanakumar, N., 2008. Biogeochemistry of surficial sediments in the intertidal systems of a tropical environment. *Chemistry and Ecology*, 24(4), 247–258. doi:10.1080/02757540802119871

- Mannino, A., & Harvey, H. R., 1999. Lipid composition in particulate and dissolved organic matter in the Delaware Estuary: Sources and diagenetic patterns. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 63(15), 2219–2235. doi:10.1016/S0016-7037(99)00128-3
- Marsh, J. B. & Weinstein, D. B., 1966. Simple charring methods for determination of lipids. *The J. of Lip. Res.*, 7: 574-576.
- Mavric, B., Urbanic, G., Lipej, L., Simboura, N., 2012. Influence of sample size on ecological status assessment using marine benthic invertebrate-based indices. *Marine Ecology*, 1-8.
- Maurer, D., Nguyen, H., Robertson, G., Gerlinger, T., 1999. The Infaunal Trophic Index (ITI): its suitability for marine environmental monitoring. *Ecol. App.* 9 (2), 699–713.
- Meire, P. M., 1994. The structure of the benthic system. *Hydrobiologia*, 282/283, 153-156.
- McLusky, D.S. & Elliott, M., 2004. *The estuarine ecosystem: ecology, threats and management*. Third Edition. Oxford University Press. 214 pp.
- Mucha AP, Vasconcelos MTSD, Bordalo AA., 2002. Macrobenthic community in the Douro estuary: relations with trace metals and natural sediment characteristics. *Environ Pollut* 121:169–180.
- Muniz, P., Pires, A.M.S., 1999. Trophic structure of polychaetes in the São Sebastião Channel (southeastern Brazil). *Mar. Biol.* 134, 517–528.
- Muniz, P. & Venturini, N., 2001. Spatial distribution of the macrozoobenthos in the solís grande stream estuary (Canelones-Maldonado, Uruguay). *Braz J Biol.* 2001 Aug;61(3):409-20.
- Muniz, P., Venturini, N., Pires-Vanin, A. M. S., Tommasi, L. R., & Borja, A., 2005. 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. *Mar. Poll. Bull.*, 50(6), 624–37.
- Muniz, P., Venturini, N., Hutton, M., Kandratavicius, N., Pita, A., Brugnoli, E., Burone, L., García-Rodríguez, F., 2011. Ecosystem health of Mondtevideo coastal zone: a multi approach using some different benthic indicators to improve a ten-year ago assessment. *J. Sea Res.* 65: 38–50.
- Muniz, P., Hutton, M., Kandratavicius, N., Lanfranconi, A., Brugnoli, E., Venturini, N., & Giménez, L., 2012. Performance of biotic indices in naturally stressed estuarine environments on the Southwestern Atlantic coast (Uruguay): A multiple scale approach. *Ecol. Indic.*, 19, 89–97.
- Muxika, I., Borja, A., & Bald, J., 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological

status, according to the European Water Framework Directive. *Mar. Poll. Bull.*, 55(1-6), 16–29.

National Oceanic and Atmospheric Administration - NOAA. 2015. Available from: <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml>. Acceso el: 5 mayo 2015.

Netto, S.A., Lana, P.C., 1997, Influence of *Spartina alterniflora* on superficial sediment characteristics of tidal flats in Paranaguá Bay (South-eastern Brazil). *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 44: 641-648.

Nixon, S. W., 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41: 199-219.

Pamplin, P.A.Z., Almeida, T.C.M. & Silva-Filho, J.P. Novo registro de *Laeonereis acuta* (Treadwell, 1923) (Nereididae: Polychaeta) na costa nordestina do Brasil. *Biota Neotrop.* Sep/Dez 2007 vol. 7, no. 3 ISSN 1676-0603.

Passadore, C., Giménez, L., & Acuña, A., 2007. Composition and intra-annual variation of the macroinfauna in the estuarine zone of the Pando Stream (Uruguay). *Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia*, 67(2), 197–202.

Pearson, T.N., Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 16, 229–311.

Pearson, T. H., 2001. Functional group ecology in soft sediment marine benthos: The role of bioturbation. *Ocean. and Mar. Biol., An Annual Review*, 39, 233-267.

Pielou, E.C., 1969. *An Introduction to Mathematical Ecology*. Wiley-Interscience John Wiley & Sons, 285 p.

Pinto, R., Patrício, J., Baeta, A., Fath, B. D., Neto, J. M., & Marques, J. C., 2009. Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. *Ecol. Indic.*, 9(1), 1–25.

Pita, AL., 2012. *Bioquímica de la materia orgánica y estado trófico de los sedimentos en ambientes estuarinos de la costa uruguaya*. Tesis de grado en Cs. Biológicas, Universidad de la República, Uruguay, 44p.

Pusceddu, A., Dell' Anno, A., Danovaro, R., Manini, E., Gianluca, S. & Fabiano, M. 2003. Enzymatically Hydrolyzable Protein and Carbohydrate Sedimentary Pools as Indicators of the Trophic State of Detritus Sink Systems: A Case Study in a Mediterranean Coastal Lagoon. *Estuaries*, 26 (3): 641-650

Pusceddu, A., Gambi, C., Manini, E., & Danovaro, R., 2007. “Trophic state, ecosystem efficiency and biodiversity of transitional aquatic ecosystems: analysis of environmental quality based on different benthic indicators,” *Chem. and Ecol.*, vol. 23, no. 6, pp. 505–515, Dec. 2007.

- Pusceddu, A., Dell'Anno, A., Fabiano, M., & Danovaro, R., 2009. Quantity and bioavailability of sediment organic matter as signatures of benthic trophic status. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 375: 41–52.
- Pusceddu, A., Bianchelli, S., Gambi, C., & Danovaro, R., 2011. Assessment of benthic trophic status of marine coastal ecosystems: Significance of meiofaunal rare taxa. *Est., Coast. and Shelf Sc.*, vol. 93, no. 4, pp. 420–430, Jul. 2011.
- Quijón, P. a., Kelly, M. C., & Snelgrove, P. V. R., 2008. The role of sinking phytodetritus in structuring shallow-water benthic communities. *J. of Exp. Mar. Biol. and Ecol.*, 366(1-2), 134–145.
- Rosa, L., & C.E. Bemvenuti. 2006. Temporal variability of the estuarine macrofauna of the Patos Lagoon, Brazil. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 41(1):1-9
- Salas, F., Neto, J. ., Borja, a, & Marques, J., 2004. Evaluation of the applicability of a marine biotic index to characterize the status of estuarine ecosystems: the case of Mondego estuary (Portugal). *Ecol. Indic.*, 4(3), 215–225.
- Scarabino, F., Zaffaroni, J. C., Clavijo, C., Carranza, A. M., & Nin, A., 2006. Bivalvos marinos y estuarinos de la costa uruguaya: faunística, distribución, taxonomía y conservación. In *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya* (pp. 157–169).
- Shannon, C.E. & Weaver, W., 1963. *The mathematical theory of Communication*. Univ. of Illinois Press. 117 pp.
- Simionato, C.; Berasategui, A.; Meccia, V.; Acha, M. y Mianzán, H., 2008. Short time-scale wind forced variability in the Río de la Plata Estuary and its role on ichthyoplankton retention. *Estuarine, coastal and Shelf Science*, 76(2), 211-226.
- Sivaraj, S., Murugesan, P., Muthuvelu, KE., Vivekanandan, S., Vijayalakshmi, S., 2014. AMBI and M-AMBI indices as a robust tool for assessing the effluent stressed ecosystem in Nandgaon Coastal waters, Maharashtra, India, *Estuarine, Coastal and Shelf Science* (2014), <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2014.05.024>
- Suguio, K., 1973. *Introdução à sedimentología*. Edgard Blücher. Sao Paulo, 307p.
- Valiela I., Teal J., Allen S., Van Etten R., Goehringer D., Volkmann S. (1985) Decomposition in salt marsh ecosystems: the phases and major factors affecting disappearance of above-ground organic matter. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 89, 29–54.
- Venturini, N., Muniz, P., Rodríguez, 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. *Mar. Biol.* 144: 119-126.
- Venturini, N., Pires-Vanin, A. M. S., Salhi, M., Bessonart, M., & Muniz, P., 2011. “Polychaete response to fresh food supply at organically enriched coastal sites:

Repercussion on bioturbation potential and trophic structure,” *J. of Mar. Syst.*, vol. 88, no. 4, pp. 526–541, Dec. 2011.

Venturini, N., Pita, A. L., Brugnoli, E., García-Rodríguez, F., Burone, L., Kandravicius N., Hutton, M., & Muniz, P., 2012. Benthic trophic status of sediments in a metropolitan area (Rio de la Plata estuary): Linkages with natural and human pressures. *Est. Coast. Shelf Sc.*, 112:139–152.

Wieking, G., & Kröncke, I., 2005. Is benthic trophic structure affected by food quality? The Dogger Bank example. *Mar. Biol.*, 146(2), 387–400.

Word, J.Q., 1979. The Infaunal Trophic Index. In, *Annual Report 1978. Coastal Water Research Project, El Segundo, California, USA*, pp. 19–39

Zaldívar, J., Cardoso, A. C., Viaroli, P., Wit, R. D., Ibañez, C., Reizopoulou, S., Razinkovas, A., Basset, A., Holmer, M., & Murray, N., 2008. “Eutrophication in transitional waters : an overview,” *TWM, Transit. Waters Monogr.*, vol. 1, pp. 1–78, 2008.

Zar, J.H., 1999. *Biostatistical Analysis*, fourth ed., Prentice-Hall, Inc., Upper Saddle River, New Jersey, 663 pp.