



**Ana Laura Pita**

**Bioquímica de la materia orgánica y estado trófico de los sedimentos en ambientes estuarinos de la costa uruguaya**

**Tesina de grado de la Licenciatura en Ciencias Biológicas  
Orientación: Oceanografía Biológica  
Tutora: Dra. Natalia Venturini**

**Montevideo  
2012**

## **Agradecimientos**

A los chiquilines de la sección Marisa, André, Noe, Marito, María, Laurita y a los no tan chiquilines Come, Pablo, Alicia y Felo. Estos dos últimos muchas gracias por ser mi tribunal y por las correcciones

A Naty por toda la paciencia, enseñanza y guía y a Luciana la "Pitú" por prestarme a su mamá unas cuantas tardes.

A Martín y Lara por prestarme el laboratorio para analizar los lípidos y enseñarme muchas cosas.

Agradecer a Graciela Olazabal y Sylvia Rodriguez de biblioteca por múltiples búsquedas de papers

CSIC por el financiamiento de proyecto en el cual desarrolle mi tesina.

Dirección Nacional de Meteorología y el SHOMA por brindarme los datos de precipitación.

Gianni y Rodrigo grandes amigos por todas las horas...más bien años de estudio compartidas, vamos a festejar!!!

A mis hermanas Toti, Liber y José que siempre me acompañan, las adoro.

A mis amigas del alma en especial a Jime, María y Mariana. A la Vale por esas inyecciones de alegría. A Miriam y a los chiquilines pasantes de la IM. Muchas gracias por su amistad.

Y por último quiero agradecer a mamá por siempre apoyarme, creer en mi y acompañarme en todo y a papá por sumergirme en el interesante mundo de las ciencias del mar y motivarme. A los dos gracias por enseñarme a disfrutar y a valorar lo que importa de la vida, los quiero muchísimo.

## Índice

Índice de figuras .....	1
Índice de tablas.....	1
Resumen .....	2
Introducción .....	3
Hipótesis.....	7
Objetivos.....	7
Objetivo general.....	7
Objetivos específicos .....	7
Material y Métodos .....	8
Área de estudio.....	8
Estrategia y metodología de muestreo .....	10
Análisis de Laboratorio.....	10
Análisis de datos.....	13
Resultados.....	14
Parámetros físico-químicos del agua .....	14
Características granulométricas de los sedimentos .....	16
Contenido de materia orgánica en el sedimento .....	19
Clorofila a y feopigmentos.....	21
Composición bioquímica de la materia orgánica del sedimento .....	22
Clasificación del estado trófico.....	28
Discusión .....	30
Parámetros físico-químicos del agua.....	30
Características granulométricas de los sedimentos, materia orgánica total y pigmentos fotosintéticos.....	30
Composición bioquímica de la materia orgánica sedimentaria.....	32
Estado trófico bentónico.....	34
Variabilidad a las escalas consideradas.....	35
Conclusiones .....	36
Referencias bibliográficas.....	37

## Índice de figuras

<b>Figura 1.</b> Área de estudio y esquema del diseño de muestreo .....	8
<b>Figura 2.</b> Temperatura y Salinidad del agua en los 2 tipos de hábitat estuarinos y sus respectivos sectores para las campañas de abril y octubre .....	15
<b>Figura 3.</b> Características granulométricas del sedimento en los 2 tipos de hábitat estuarinos y sus respectivos sectores para las campañas de abril y octubre .....	16
<b>Figura 4.</b> Materia orgánica total (% MOT) y concentración de pigmentos fotosintéticos ( $\mu\text{gg}^{-1}$ ss) en los sedimentos en los 2 tipos de hábitat estuarinos y sus respectivos sectores para las campañas de abril y octubre .....	20
<b>Figura 5.</b> Biopolímeros orgánicos en el sedimento ( $\text{mg g}^{-1}$ ss) de los 2 tipos de hábitats estudiados y sus respectivos sectores para las campañas de abril y octubre .....	23
<b>Figura 6.</b> Contribución relativa de los biopolímeros a la fracción de carbono biopolimérico de las campañas de abril y octubre .....	27

## Índice de tablas

<b>Tabla 1.</b> Principales características de las lagunas (modificado de Conde & Sommaruga, 1999; Rodríguez-Gallego, 2010).....	9
<b>Tabla 2.</b> Principales características de los arroyos (información extraída de Nagy <i>et al.</i> ; 2004; Defeo <i>et al.</i> , 2009). .....	9
<b>Tabla 3.</b> Rangos las distintas variables utilizados en las clasificaciones tróficas. ....	12
<b>Tabla 4.</b> Factores e interacciones considerados para evaluar las variaciones espaciales en las distintas escalas de las variables estudiadas.....	13
<b>Tabla 5.</b> Resultados del ANOVA considerando temperatura y salinidad para las campañas de abril y octubre .....	15
<b>Tabla 6.</b> Resultados del ANOVA para las distintas fracciones granulométricas en las campañas de abril y octubre .....	18
<b>Tabla 7.</b> Resultados del ANOVA de pigmentos fotosintéticos y MOT en el sedimento de las campañas de abril y octubre.....	21
<b>Tabla 8.</b> Resultados del ANOVA para los biopolímeros (carbohidratos, lípidos y proteínas), fracción de carbono biopolimérico (CB) y contribución algal al CB en las campañas de abril y octubre .....	24
<b>Tabla 9.</b> Razón carbohidratos/lípidos (CHO: LPD) y proteínas/carbohidratos (PRT: CHO), fracción de carbono biopolimérico (CB), y contribución algal al CB (% C Clo a) en el sedimento de las campañas de abril y octubre.....	26
<b>Tabla 10.</b> Clasificación trófica de de los 2 tipos de hábitats estudiados y sus respectivos sectores para las campañas de abril y octubre según Dell'Anno <i>et al.</i> (2002) y Pusceddu <i>et al.</i> (2011).....	29

## **Resumen**

Se evaluó el estado trófico de los sedimentos en dos tipos de ambientes estuarinos (arroyos y lagunas) de la costa Uruguaya a diferentes escalas espaciales y en dos estaciones del año (otoño y primavera) utilizando la cantidad y calidad de la materia orgánica sedimentaria como indicadores. Se aplicaron análisis de varianza (ANOVA) jerárquico anidado para evaluar diferencias a nivel del tipo de hábitat, dentro de cada tipo de hábitat y entre sectores externo e interno para las distintas variables. Los resultados del presente estudio revelaron variación espacial a escala de sector en la composición granulométrica, así como en la distribución de materia orgánica total, y de los fitopigmentos en distintos ambientes estuarinos. Estas variaciones se asociaron a diferentes condiciones hidrodinámicas y morfológicas entre sectores. Esto se vio reflejado en la cantidad y en la composición de la materia orgánica. En abril la dominancia de los carbohidratos (CHO) sugiere la presencia de material detrítico más degradado en los sedimentos. En octubre la contribución relativa de cada biopolímero fue variable, dominando en algunos sectores las proteínas (PRT) y en otros los lípidos (LPD). Esto estaría indicando la presencia de materia orgánica más lábil y con mayor contenido energético en relación a abril. El estado trófico de los arroyos fue variable entre las campañas, y a escala de sector, siendo clasificados como meso-oligotróficos o eutróficos. Sin embargo, en las lagunas no se observó variación y fueron clasificadas como eutróficas en ambas campañas. Diferencias en el estado trófico bentónico entre los tipos de hábitat estarían asociadas a diferentes condiciones hidrodinámicas y características morfológicas.

## Introducción

Dentro de la zona costera, los hábitats estuarinos son sistemas complejos, con una marcada heterogeneidad ambiental dada por la confluencia de aguas continentales y marinas (Conde *et al.*, 2003). Son zonas de transición, por lo que presentan cambios muy dinámicos a nivel espacio-temporal tanto en sus características ambientales, particularmente en la salinidad, como en sus características biológicas (Meerhoff, 2009). Los estuarios son algunos de los ecosistemas más productivos del mundo, generalmente presentan una elevada biodiversidad y productividad biológica constituyendo áreas de reproducción y cría de diferentes especies (Knoppers, 1994; Perissinotto *et al.*, 2010). Los ambientes estuarinos representan un recurso ecológico y económico de gran importancia, sustentan el desarrollo de actividades diversas y están expuestos a perturbaciones tanto antrópicas como naturales (inundaciones y/o intrusiones marinas) (Kjerfve, 1994).

Actividades como producción agrícola, descargas de efluentes industriales y domésticos entre otras, modifican las condiciones fisicoquímicas y biológicas de estos sistemas acuáticos (Day *et al.*, 1989; Perissinotto *et al.*, 2010; Ferreira *et al.*, 2011). Estas son algunas de las acciones de origen antrópico que en general intensifican los procesos de eutrofización en los estuarios, mediante la introducción de nutrientes inorgánicos y el consecuente aumento de la productividad primaria (Cloern, 2001). Por lo tanto, el aumento de las concentraciones de nutrientes inorgánicos y de la biomasa algal en la columna de agua son usualmente utilizados como indicadores del estado trófico de ecosistemas estuarinos (Bricker *et al.*, 2003). Dado que una fracción de la materia orgánica producida en la columna de agua indefectiblemente se deposita en los sedimentos, el aporte de carbono orgánico hacia el fondo ha sido usado como un enfoque alternativo para evaluar el estado trófico del sistema bentónico (Nixon, 1995; Pusceddu *et al.*, 2009). En áreas impactadas por actividades humanas, generalmente ocurren aportes de carbono orgánico hacia el bentos diferentes de aquellos derivados exclusivamente de la producción primaria, por lo tanto, tales indicadores pueden resultar ineficientes en la detección de los efectos que la eutrofización tiene sobre el estado trófico del sistema bentónico (Dell'Anno *et al.*, 2002; Pusceddu *et al.*, 2009). Además, el estado trófico de la columna de agua puede diferir del estado trófico de los sedimentos, ya que éstos últimos reflejan de manera integrada las condiciones y los cambios que ocurren a lo largo del tiempo, en vez de apenas reflejar las condiciones en el momento del muestreo (Vezzulli & Fabiano, 2006; Pusceddu *et al.*, 2009).

La materia orgánica presente en los sedimentos puede ser de origen autóctono, producida en el propio sistema, o de origen alóctono, producida fuera del

sistema y transportada hacia él por agentes externos como el viento o la descarga fluvial. En los estuarios parte de la materia orgánica es originada *in situ* producto de la actividad biológica de los productores primarios como el fitoplancton, microalgas y bacterias quimioautótrofas. Una fracción, es consumida en la zona eufótica por los organismos herbívoros y transferida a través de la cadena trófica. Otra fracción, la que forma parte de los detritos orgánicos compuestos de restos vegetales, tejido animal muerto y productos de excreción, así como todas las partículas orgánicas que no son consumidas, decanta en la columna de agua y alcanza los sedimentos (Killops & Killops, 2005). Este material particulado antes e inmediatamente después de ser depositado en el fondo sufre una serie de procesos químicos, físicos y biológicos, denominados en su conjunto diágénesis reciente, que producen cambios en su cantidad y composición (Libes, 1992; Bianchi, 2007). Estos procesos ocurren con mayor velocidad en los primeros centímetros del sedimento y en la interfase agua-sedimento, promovidos por la bioturbación de la fauna bentónica (Aller, 1982; Waldbusser *et al.*, 2004).

La materia orgánica está compuesta por una fracción lábil y una fracción refractaria. La fracción lábil es fácilmente digerible y asimilable por los heterótrofos, está compuesta principalmente de carbohidratos, lípidos y proteínas y constituye un importante recurso alimenticio para el bentos. Sin embargo, la fracción refractaria consiste principalmente en macromoléculas complejas como ácidos húmicos y fúlvicos, es degradada más lentamente y no representa una fuente de alimento tan favorable (Cividanes *et al.*, 2002; Pusceddu *et al.*, 2005; Joseph *et al.*, 2008). La principal fuente de alimento de los organismos bentónicos (depositívoros y filtradores) es la materia orgánica particulada que se deposita en el sedimento. Por lo tanto, su cantidad y calidad determinan la disponibilidad del alimento y pueden ser considerados factores determinantes del crecimiento, metabolismo y distribución de las comunidades bentónicas (Danovaro & Fabiano, 1997; Incera *et al.*, 2003).

La composición bioquímica de la materia orgánica es el resultado de un equilibrio dinámico entre entrada (marina, terrestre o antropogénica), producción autóctona y utilización heterotrófica (Fabiano & Danovaro, 1994; Incera *et al.*, 2003). La contribución relativa de cada componente (carbohidratos, lípidos y proteínas) a la fracción biopolimérica de la materia orgánica varía espacial y temporalmente como consecuencia de variaciones naturales y antrópicas. Esto se refleja en cambios en la cantidad y composición de dicha materia orgánica tanto en la columna de agua como en los sedimentos (Dell'Anno *et al.*, 2002; Pusceddu *et al.*, 2003, 2009; Joseph *et al.*, 2008). Los carbohidratos (CHO) han sido asociados a detritos orgánicos en estado parcial de degradación y con menor valor nutricional en relación al resto de los

biopolímeros para los organismos bentónicos (Pusceddu *et al.*, 1999; Joseph *et al.*, 2008). Por su parte, las concentraciones de proteínas (PRT) en el sedimento reflejan la productividad de sistemas acuáticos (Danovaro *et al.*, 1999, 2000), estas representan la fuente más importante de nitrógeno y son utilizadas por los consumidores a una tasa consumo más rápido que los CHO (Joseph *et al.*, 2008). El contenido de lípidos (LPD) se ha utilizado como índice para describir la calidad energética del alimento disponible (Joseph *et al.*, 2008). A su vez, es un buen indicador de la abundancia y biomasa de la meiofauna presente en el substrato (Grémare *et al.*, 1997; 2002), de aportes detríticos derivados de la producción secundaria y en áreas impactadas se asocian a fuentes antropogénicas de petróleo y de descargas de efluentes domésticos (Danovaro *et al.*, 1999; Venturini *et al.*, 2011).

Los estudios para analizar el estado trófico de los sistemas acuáticos costeros tradicionalmente se centran en la concentración de nutrientes inorgánicos (N, P), en el análisis de la comunidad fitoplanctónica (producción primaria, tasa de crecimiento) y alteraciones de parámetros físicos y químicos (turbidez, concentración de O<sub>2</sub>) (Dell'Anno *et al.*, 2002). Pero estos *proxies*, no permiten detectar las consecuencias del aumento de la carga orgánica en el sistema bentónico, ya que no proveen información predictiva sobre el aporte de materia orgánica al bentos (Dell'Anno *et al.*, 2002; Pusceddu *et al.*, 2009). Nixon (1995) propuso utilizar el contenido de materia orgánica total o el carbono orgánico total del sedimento, como alternativa para establecer el estado trófico del compartimento bentónico. Sin embargo, debido a la naturaleza conservativa del carbono orgánico total, alteraciones en el estado trófico pueden ser mas evidentes en términos de cambios en la composición bioquímica de la materia orgánica que en términos de la concentración de carbono orgánico total (Tselepides *et al.*, 2000). Por lo tanto, como alternativa, se pueden utilizar la concentración y composición de la materia orgánica del sedimento como indicadores del estado trófico de los sedimentos en ambientes marinos y estuarinos. Más aún en sistemas estuarinos someros, donde un fuerte acoplamiento bento-pelágico provoca que modificaciones en las condiciones tróficas de la columna de agua repercutan y se reflejen rápidamente en el estado trófico del compartimento bentónico (Pusceddu *et al.*, 2007).

La estructura de las comunidades bentónicas de ambientes costeros varía en diferentes escalas de tiempo y espacio, esto ocurre debido a que los factores físicos, químicos y biológicos actúan sobre las comunidades a diferentes escalas (Giménez *et al.*, 2006). A su vez, el análisis bioquímico de los sedimentos como fuente potencial de alimento representa una herramienta útil para entender los procesos biogeoquímicos que influyen en la distribución y biodiversidad de la fauna bentónica en ambientes



marinos y estuarinos (Danovaro & Fabiano, 1997; Incera *et al.*, 2003). Dada la estrecha relación entre las comunidades bentónicas y el sedimento, conocer la variación de la cantidad y composición bioquímica de la materia orgánica sedimentaria a distintas escalas espaciales puede contribuir a entender los patrones de distribución y la estructura de dichas comunidades.

La costa uruguaya es predominantemente estuarina y posee una serie de hábitats estuarinos, categorizados en dos grupos: lagunas costeras y desembocaduras de ríos/arroyos (Giménez *et al.*, 2006). Las lagunas costeras de Uruguay se encuentran formando una cadena a lo largo de la costa oceánica, que se continúa con las lagunas costeras del sur de Brasil. La cuenca Atlántica uruguaya abarca un área de 9266 km<sup>2</sup> donde se encuentran cinco de las seis lagunas costeras más importantes del país (Conde & Rodríguez-Gallego, 2002). Estas lagunas fueron declaradas Áreas Naturales Protegidas por decretos y leyes nacionales (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 convenios internacionales (Reserva de Biosfera desde la Laguna de Rocha a la Laguna Merín-MaB UNESCO) (Meerhoff, 2009). A su vez, Uruguay posee una densa red fluvial muy ramificada, en la cual todas las corrientes fluviales tienen una única vertiente, el océano Atlántico. Estos estuarios presentan morfologías diferentes en respuesta a distintas dinámicas de conexión con el mar (Giménez *et al.*, 2005). Las lagunas pueden cerrarse en cualquier época del año aunque este fenómeno tiende a ocurrir más frecuentemente en periodos de sequía. Estas presentan una conexión intermitente, que determina un estado de aislación de mar y otro donde ocurren importantes intercambios de material con el medio marino. Los arroyos costeros están casi permanentemente abiertos al mar por lo que existe un intercambio casi permanente de material, excepto en periodos de sequía que ocurren principalmente en verano. Morfológicamente las lagunas están constituidas por un cuerpo principal elíptico o circular conectado con canales menores, mientras que los arroyos presentan una forma de canal con desembocadura (Giménez, 2006).

## **Hipótesis**

Como hipótesis se plantea que variaciones en la composición bioquímica de la MOP entre estos sistemas estuarinos estarán asociadas a diferencias en la morfodinámica, productividad e influencia antrópica de los mismos.

## **Objetivos**

### *Objetivo general*

Evaluar el estado trófico de los sedimentos en dos tipos de ambientes estuarinos utilizando la cantidad y composición bioquímica de la materia orgánica particulada (MOP) en sedimentos superficiales como indicadores.

### *Objetivos específicos*

- Determinar la cantidad y calidad de la MOP a través del análisis del contenido orgánico total, pigmentos fotosintéticos y biopolímeros orgánicos (proteínas, lípidos y carbohidratos) presentes en los sedimentos.
- Evaluar como la fracción lábil de la MOP definida como la fracción de carbono biopolimérica (CB) varía a distintas escalas espaciales y en dos momentos del año (otoño y primavera).
- Establecer y comparar el estado trófico de los sedimentos en los 2 tipos de hábitats estuarinos y los posibles factores determinantes de tales condiciones.

## Material y Métodos

### Área de estudio

El área de estudio comprende 6 hábitats estuarinos: tres lagunas y tres arroyos, ubicados en la costa este del país, los cuales comparten la característica de estar directamente conectados al océano (Figura 1). Tanto las lagunas como los arroyos costeros son ambientes complejos, con considerable importancia ecológica y económica, donde se desarrollan diversas actividades entre los que se encuentran la pesca artesanal, actividades de recreación y turismo entre otros. Las lagunas costeras muestreadas fueron: José Ignacio, Garzón y Rocha, las cuales están en conexión con el Océano Atlántico pero se encuentran separadas de este por una angosta barrera arenosa. El tamaño y la profundidad de estas lagunas decrecen de Este a Oeste debido a la disminución de las planicies de inundación (Conde *et al.*, 2003) (Tabla1). Además, el área de estudio incluye a los arroyos: Solís Grande y Maldonado localizados en del Departamento de Maldonado y al Arroyo Valizas localizado en el Departamento de Rocha, los cuales vierten al Océano Atlántico directamente. En general, tales arroyos se caracterizan por presentar poca pendiente y rapidez de llenado y vaciado de sus cauces (Conde *et al.*, 2002) (Tabla 2).

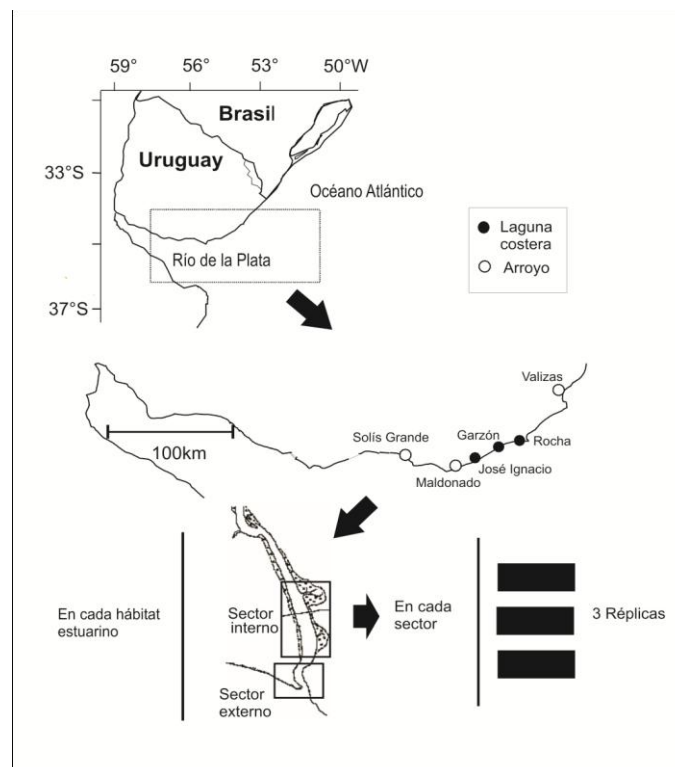


Figura 1. Área de estudio y esquema del diseño de muestreo.

**Tabla 1.** Principales características de las lagunas (modificado de Conde & Sommaruga, 1999; Rodríguez-Gallego, 2010).

<b>Características</b>	<b>José Ignacio</b>	<b>Garzón</b>	<b>Rocha</b>
Ubicación	54°42'W-34°49'S	54°34'W, 34°46'S	54°15'W, 34°37'S
Área de la laguna (Km <sup>2</sup> )	13	18	72
Área de la cuenca (Km <sup>2</sup> )	848	695	1312
Profundidad media (m)	0.5	0.9	0.5
Influencia oceánica	directa	directa	directa
Conexión al océano	baja periodicidad	infrecuente	alta periodicidad
Régimen hidrológico	natural *	natural **	natural**
Principales tributarios	2	2	4
Asentamientos humanos	Pueblo José Ignacio, complejos turísticos Santa Mónica y Eden Rock, influencia de la zona turística de la Barra y José Ignacio	Pueblo Garzón, influencia zona turística de La Barra y José Ignacio	Influencia de la ciudad de Rocha y la Paloma
Principales actividades	ganadería extensiva, turismo y forestación	ganadería extensiva, turismo, pesquerías y forestación	ganadería extensiva, turismo, pesquerías, agricultura y forestación
Actividad industrial	no	no	escasa

\* influido por el puente sobre la ruta 10, \*\*se realizan aperturas artificiales periódicas.

**Tabla 2.** Principales características de los arroyos (información extraída de Nagy *et al.*; 2004; Defeo *et al.*, 2009).

<b>Características</b>	<b>Solís Grande</b>	<b>Maldonado</b>	<b>Valizas</b>
Ubicación	34°47'S-55°23'W	34°54'S-53°51'W	34°20'S-53°47'W
Cuenca hidrográfica (Km <sup>2</sup> )	1409	1367	1561
Longitud (Km)	70	60	18
Asentamientos humanos	Balneario Solís Grande	Ciudad Maldonado, influencia turística La Barra y Punta del Este	Pueblo Valizas, influencia de zona turística Cabo Polonio y Valizas
Principales actividades	turismo	turismo, pesquerías	turismo, pesquería, ganadería extensiva (actividad agropecuaria)

### *Estrategia y metodología de muestreo*

Las muestras utilizadas en este estudio se obtuvieron en el marco del Proyecto CSIC I+D 2006: "Ecología de comunidades estuariales: la importancia de la morfología del hábitat en la estructura y biodiversidad". Para el presente trabajo fueron considerados solamente los muestreos realizados en otoño (abril) y primavera (octubre) del año 2008.

Las muestras fueron colectadas en 6 hábitats estuarinos: tres arroyos y tres lagunas costeras entre Montevideo y el límite con Brasil (Figura 1). Cada hábitat estuarino fue dividido en dos sectores, donde se tomaron en cada uno tres réplicas (Figura 1):

-el sector externo, constituido por el canal de desembocadura al mar a través de la playa y delimitado por la desembocadura al mar y la línea de dunas;

-el sector interno, comienza detrás de la línea de dunas y se extiende hasta 1km hacia al cabeza de la zona estuarina.

Los muestreos fueron realizados según un diseño jerárquico planteado para evaluar y comparar las variaciones a distintas escalas espaciales de las variables consideradas. Tales escalas fueron: tipo de hábitat (arroyos vs. lagunas), dentro de cada hábitat (los 3 arroyos entre sí y las 3 lagunas entre sí) y entre sectores (internos vs. externos).

Las estaciones de colecta fueron posicionadas utilizando un GPS. En cada estación se midieron *in situ* variables físico-químicas, como la salinidad y temperatura con un sensor multiparámetro y la profundidad.

Las muestras de sedimento fueron colectadas utilizando un "corer" de 10 cm de diámetro interno, acondicionadas en bandejas de aluminio previamente calcinadas (500°C, 2hs) y almacenadas en oscuridad a -20°C hasta su análisis en el laboratorio. De cada réplica se analizó la composición granulométrica y por triplicado concentración de pigmentos fotosintéticos, MOT y composición bioquímica de la materia orgánica. Para los análisis bioquímicos y de pigmentos fotosintéticos se utilizó el primer centímetro de sedimento.

### *Análisis de Laboratorio*

La determinación de las características granulométrica se realizó por tamizado según Suguio (1973). Se utilizó la escala granulométrica de Wentworth con los correspondientes valores de Phi ( $\Phi$ ) y los parámetros estadísticos fueron calculados según Folk & Ward (1957).

Los pigmentos fotosintéticos fueron analizados espectrofotométricamente de acuerdo al método de Lorenzen (1967) modificado por Sündback (1983) para

sedimentos. Los pigmentos fueron extraídos con acetona al 90% (24hs en la oscuridad a 4°C). Luego las muestras se centrifugaron (3000 rpm, 5 min.) y se utilizó el sobrenadante para estimar la concentración de clorofila a (Clo a) a 665-750 nm y los feopigmentos (Feopig) luego de la acidificación con HCL 1 N a las mismas longitudes de onda. Los resultados fueron expresados en microgramos de pigmentos (Clo a y Feopig) por gramo de sedimento seco ( $\mu\text{g g}^{-1}$  ss).

La cantidad de MOT se determinó siguiendo la metodología de Byers *et al.* (1978). A partir de 1g de sedimento húmedo se calculó el contenido de materia orgánica total como la diferencia de peso entre la muestra seca (48hs, 60°C) y la muestra calcinada (450-500°C, 4 hs) y se presentó en porcentaje (%).

Para la determinación de la composición bioquímica de la materia orgánica del sedimento, como primera etapa, se pusieron a punto los distintos métodos de extracción y análisis espectrofotométricos de los tres principales biopolímeros que la componen. La concentración de carbohidratos totales (CHO) fue estimada según la metodología descrita en Gerchacov & Hatcher (1972). El método se basa en la capacidad de los azúcares simples, oligosacáridos, polisacáridos y sus derivados de resultar en un producto de color amarillo - anaranjado ante la presencia de fenol y ácido sulfúrico concentrado, el cual puede leerse espectrofotométricamente a 485nm. Los lípidos totales (LPD) se extrajeron con una solución de cloroformo y metanol (2:1 v/v) siguiendo el método de Folch *et al.* (1957) para ser determinados según el método de calcinación descrito por Marsh & Weinstein (1966). Este consiste en la adición de 2 ml ácido sulfúrico concentrado (98%) a la muestra, colocándola en un bloque de calentamiento a 200°C cada intervalo de 15 seg. durante 15 min. La concentración de lípidos totales se determinó a 375nm. Para la determinación de proteínas totales (PRT) en el sedimento se utilizó el método de Lowry *et al.* (1951) modificado por Hartree (1972), basado en la habilidad de los aminoácidos tirosina, triptófano y algunos complejos proteína-ión  $\text{Cu}^{+2}$  de reducir el reactivo Folin Ciocalteau, dando un producto azul que se leyó colorimétricamente a 750nm. Se utilizó 1g de muestra para su extracción con 10ml de NaOH 1 N (4hs en un baño de agua a 50°C). Se centrifugó (5 min., 3000 rpm), y luego se almacenó el sobrenadante a -20°C. Las concentraciones de CHO, LPD y PRT fueron expresadas como equivalentes de Glucosa, tripalmitina y sero albúmina bovina (BSA), respectivamente.

Todas las muestras utilizadas para el análisis de los biopolímeros orgánicos fueron previamente liofilizadas. Las concentraciones de los biopolímeros se estandarizaron por gramo de sedimento seco. Para cada uno de estos métodos una fracción de sedimento fue incinerada en mufla (500°C, 4 hs), con el fin de eliminar la

materia orgánica y ser utilizada como blanco. Los blancos fueron tratados y analizados de la misma forma que las muestras.

La razón proteínas carbohidratos (PRT:CHO) y carbohidratos lípidos (CHO:LPD) fueron calculadas y utilizadas como indicadores del estado de degradación de la materia orgánica y de su valor energético, respectivamente (Galois *et al.*, 2000).

Las concentraciones de PRT, CHO y LPD se convirtieron a equivalentes de carbono utilizando los factores de conversión 0,49, 0,40 y 0,75 mg de C mg<sup>-1</sup> respectivamente (Fabiano & Danovaro 1994). La suma de los equivalentes de carbono representada por los tres biopolímeros se consideró como la fracción de carbono biopolimérico (CB), que es un estimador de la fracción lábil de la materia orgánica particulada (Fabiano *et al.*, 1995).

La contribución microalgal al CB (% C Clo a) se calculó como el porcentaje de carbono en relación al CB, convirtiendo previamente la concentración media de Clo a en equivalentes de carbono utilizando un factor de conversión medio de 40 (Pusceddu *et al.*, 1999). Es relevante hacer la consideración de que el uso de un factor de conversión constante puede conllevar a errores, ya que la razón C/ Clo a puede variar desde 10 a valores mayores a 100 y por lo tanto, inducir a sub o sobrestimaciones de la proporción de carbono representada por la Clo a (De Jonge, 1980). Sin embargo, este factor es útil y ampliamente utilizado en la literatura permitiendo comparar los datos de este trabajo con los de otras áreas costeras (Pusceddu *et al.*, 1999, 2009; 2011).

Para evaluar el estado trófico del compartimento bentónico se utilizaron varios indicadores. Por un lado, la clasificación de Dell'Anno *et al.* (2002) basada en las concentraciones de CHO, PRT y la razón PRT:CHO y por otro lado, se utilizó la clasificación propuesta por Pusceddu *et al.* (2011) basada en las concentraciones de CB y en la contribución algal al CB (Tabla 3).

**Tabla 3.** Rangos de las distintas variables utilizados en la clasificación trófica.

<b>Clasificación Dell Anno <i>et al.</i> (2002)</b>		<b>Rangos</b>	
	PRT(mg g <sup>-1</sup> )	CHO(mg g <sup>-1</sup> )	PRT:CHO
Hipereutrófico	> 4.0	> 7.0	> 1
Eutrófico	1.5–4.0	5.0–7.0	> 1
Meso-oligotrófico	< 1.5	< 5.0	< 1
<b>Clasificación Pusceddu <i>et al.</i> (2011)</b>		<b>Rangos</b>	
	FCB (mg C mg <sup>-1</sup> )	%C Clo a al FCB	
Eutrófico	>3	<12	
Meso-oligotrófico	1–3	12–25	
Oligotrófico	<1	>25	

### Análisis de datos

Se aplicaron análisis de varianza (ANOVA) jerárquico anidado de tres vías para evaluar las variaciones espaciales a nivel del tipo de hábitat, dentro de cada tipo de hábitat y entre sectores externo e interno para las distintas variables consideradas (Tabla 4). Previamente se verificó la normalidad de los datos utilizando el test de Shapiro Wilk y la homogeneidad de varianza utilizando el test Cochran's (Zar, 1999). El programa utilizado para los análisis estadísticos fue STATISTICA® 7 (StatSoft., 2004).

**Tabla 4.** Factores considerados para evaluar las variaciones espaciales en las distintas escalas de las variables estudiadas.

<b>Factor</b>	<b>Tipo</b>	<b>Nomenclatura</b>
Tipo de hábitat (Lagunas vs. Arroyos)	Fijo	Hábitat
Hábitats replicados (3 por tipo de hábitat)	Aleatorio, anidado en hábitat	Ecod(Hábitat) - (anidado)
Sector (Externo, Interno)	Fijo	Sector Hábitat*Sector -(interacción) Ecod*sector - (interacción)

Ecod: código de estuarios, a cada uno se le adjudicó un código para realizar el análisis.

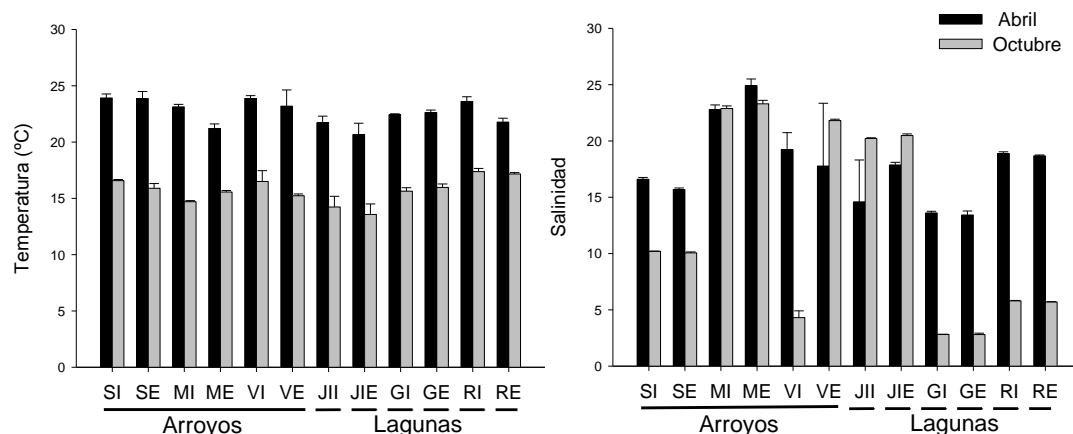


## Resultados

### *Parámetros físico-químicos del agua*

La temperatura del agua (valores medios por sector) varió entre los estuarios y entre sectores, registrándose en abril un valor mínimo 20,7 °C (sector externo de José Ignacio) y un máximo de 23,9 °C (ambos sectores de Solís y sector interno de Valizas). Para la campaña de octubre el menor valor registrado fue 13,6 °C (sector externo José Ignacio) y el mayor 17,4 °C (sector interno Rocha). Como tendencia general las temperaturas registradas en la campaña de abril fueron mayores que en la de octubre (Figura 2). En ambas campañas se obtuvieron diferencias significativas en la interacción Ecod\*Sector ( $p=0,015$  abril y  $0,011$  octubre) las cuales indican una importante variabilidad de la temperatura de los distintos estuarios, que depende del sitio, sin observarse un patrón a nivel de sector. En la campaña de octubre la interacción Ecod (Hábitat) fue significativa ( $p=0,030$ ), mostró que la Laguna de Rocha presentó mayor temperatura con respecto al resto de los estuarios y dentro de las lagunas se observó el siguiente orden de menor a mayor temperatura: José Ignacio, Garzón y Rocha (Tabla 5; Figura 2).

Los valores de salinidad (media de tres réplicas por sector) variaron en los distintos estuarios y sectores entre 13,4 (sector interno de José Ignacio) y 24,6 (sector externo de Maldonado) en la campaña de abril. En la campaña de octubre la salinidad varió entre 2,8 (ambos sectores de Garzón) y 23,3 (sector externo de Maldonado) en octubre. En abril los valores de salinidad fueron comparativamente más altos a los observados en la campaña de octubre, excepto en la Laguna José Ignacio que presentó mayor salinidad en octubre en ambos sectores y el Arroyo Valizas en el sector externo (Figura 2). La interacción Ecod\*Sector tanto en abril como en octubre difirió significativamente ( $p=0,012$  abril y  $p=0,000$  octubre) mostrando que la salinidad fue variable en los distintos ambientes estuarinos estudiados (Tabla 5; Figura 2).



**Figura 2.** Temperatura y Salinidad del agua en los 2 tipos de hábitat estuarinos y sus respectivos sectores para las campañas de abril y octubre del 2008 (media de 3 réplicas de cada sector). S = Solís; M = Maldonado; V = Valizas; JI = José Ignacio; G= Garzón; R = Rocha; \_I = sector interno; \_E = sector externo.

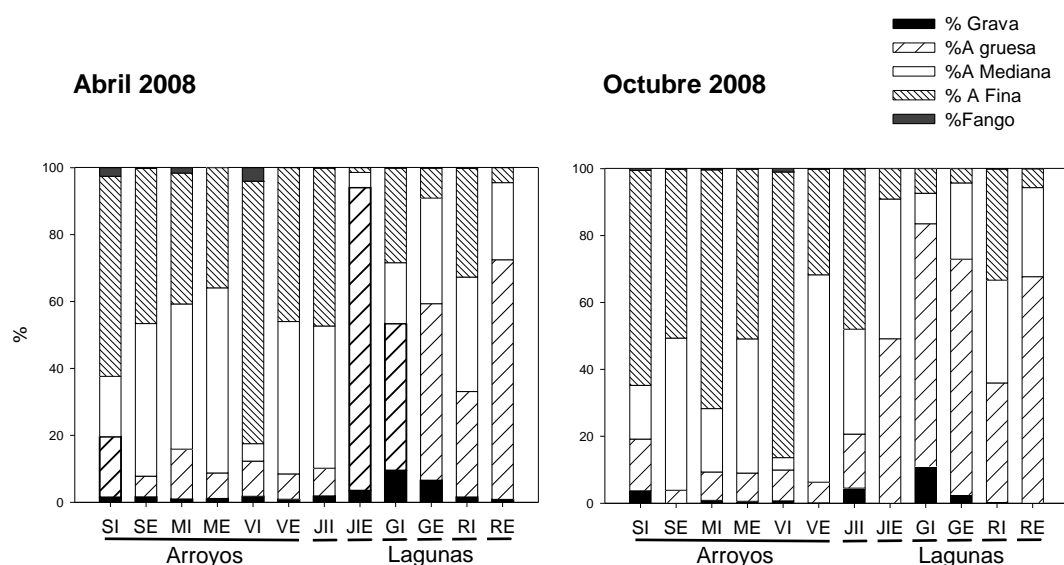
**Tabla 5.** Resultados del ANOVA considerando temperatura y salinidad para las campañas de abril y octubre de 2008.

	Abril				Octubre			
	Temperatura							
Modelo	GI	CM	F	p	GI	CM	F	P
Hábitat	1	10,10	2,24	0,209	1	0,07	0,01	0,937
Ecod(Hábitat)	4	4,52	3,08	0,151	4	9,49	<b>8,68</b>	<b>0,030</b>
Sector	1	7,10	4,84	0,093	1	0,65	0,60	0,483
Hábitat*Sector	1	0,00	0,00	0,986	1	0,08	0,07	0,806
Ecod*Sector	4	1,47	<b>3,85</b>	<b>0,015</b>	4	1,09	<b>4,11</b>	<b>0,011</b>
Error	24	0,38			24	0,27		
	Salinidad							
Modelo	GI	CM	F	p	GI	CM	F	P
Hábitat	1	82,56	1,14	0,345	1	301,75	0,75	0,436
Ecod(Hábitat)	4	72,14	4,42	0,089	4	403,62	5,36	0,066
Sector	1	0,18	0,01	0,921	1	80,38	1,07	0,360
Hábitat*Sector	1	23,26	1,43	0,298	1	77,75	1,03	0,367
Ecod*Sector	4	16,31	<b>4,07</b>	<b>0,012</b>	4	75,31	<b>1610,94</b>	<b>0,000</b>
Error	24	4,01			24	0,05		

GI = grados de libertad; CM = cuadrados medios; F = estadístico F, p = significativo < 0,05 en negrito.

### Características granulométricas de los sedimentos

La fracción de sedimento dominante en todos los estuarios tanto en otoño como en primavera fue la arena, seguido de la grava y del fango. Las contribuciones de arena (valores medios por sector) variaron entre 90,3 (sector interno de Garzón) y 99.1 % (sector externo de Valizas) en la campaña de abril, y entre 89 (sector interno de Garzón) y 100 % (sector externo de José Ignacio) en la de octubre (Figura 3).



**Figura 3.** Características granulométricas del sedimento en los 2 tipos de hábitat estuarinos y sus respectivos sectores para las campañas de abril y octubre de 2008 (medias de 3 réplicas de cada sector). S = Solís; M = Maldonado; V = Valizas; JI = José Ignacio; G= Garzón; R = Rocha; \_I = sector interno; \_E = sector externo.

En otoño la interacción Ecod\*Sector mostró diferencias significativas ( $p=0,005$ ) entre los estuarios y sectores, explicadas por una menor proporción de arena en el sector interno de la Laguna Garzón con respecto a todos los estuarios sin importar el sector (Tabla 6). Sin embargo, en primavera se encontraron diferencias significativas a nivel de Sector ( $p=0,037$ ) que evidenciaron que los sectores externos de todos los estuarios presentaron un mayor proporción de arena con respecto a los internos (Tabla 6).

Las distintas fracciones arenosas (arena gruesa, media y fina se presentan como % del total de arena) predominaron de forma variable en los distintos sitios y sectores en ambas campañas (Figura 3).

El contenido de arena gruesa presentó valores medios por sector entre 6,2 (sector externo Solís) y 90,6 % (sector externo de José Ignacio) en el muestreo de otoño y entre 3,8% (sector externo de Solís) y 72,5 % (sector interno de Garzón) en el

de primavera (Figura 3). En otoño se observaron diferencias significativas para el tipo de hábitat explicadas por una menor proporción de arena gruesa en los arroyos en relación las lagunas ( $p=0,000$ ). Asimismo, diferencias significativas en la interacción Ecod\*Sector ( $p=0,000$ ) en dicha campaña, mostraron una menor proporción de arena gruesa en los sectores externos con respecto a los internos de los arroyos, mientras que en las lagunas se observó el patrón opuesto. Además, se observó que las diferencias entre los sectores fueron más marcadas en las lagunas (Tabla 6; Figura 3). En primavera se obtuvieron al igual que en otoño diferencias significativas para el tipo de hábitat ( $p=0,018$ ), las lagunas presentaron mayor proporción de arena gruesa en comparación con los arroyos (Tabla 6). En la campaña de abril, la fracción de arena gruesa fue la predominante en ambos sectores de la Laguna Garzón y en el sector externo de José Ignacio y Rocha. En la campaña de octubre, la arena gruesa predominó en ambos sectores de las lagunas Garzón y Rocha y en el sector externo de la Laguna José Ignacio (Figura 3).

El contenido de arena media presentó valores medios por sector entre 4,5 (sector interno José Ignacio) y 55,3 % (sector externo Solís) en otoño y entre 3,7 (sector interno Valizas) y 62 % (sector externo Valizas) en primavera (Figura 3). En abril diferencias significativas en la interacción Ecod\*Sector ( $p=0,000$ ) se debieron a que el Arroyo Valizas y la Laguna José Ignacio presentaron mayor porcentaje de arena media en los sectores externos. Sin embargo, para el resto de los estuarios no se observó un patrón dependiente del sector (Tabla 6). En contraste, en la campaña de octubre se obtuvieron diferencias significativas entre los sectores ( $p=0,026$ ) que evidenciaron que todos los estuarios presentaron mayor contenido de arena media en el sector externo que en el interno (Tabla 6; Figura 3).

El contenido de arena fina (valor medio por sector) osciló entre 1,4 (sector externo José Ignacio) y 78,4 % (sector interno Valizas) en el muestreo de abril y 4,3 (sector externo Garzón) y 85,4 % (sector interno Valizas) en el muestreo de octubre. En la campaña de otoño se obtuvieron diferencias significativas tanto entre los dos tipos de hábitats como entre los sectores de los estuarios ( $p=0,015$  y  $0,018$ ). En primavera al igual que en la campaña anterior se observaron diferencias significativas entre arroyos y lagunas ( $p=0,004$ ) y sectores ( $p=0,033$ ), pero además la interacción Ecod\*Sector fue significativa ( $p=0,023$ ) (Tabla 6). En ambas campañas las diferencias relacionadas al tipo de hábitat indicaron que los arroyos presentaron un mayor contenido de arena fina comparativamente a las lagunas. Por su lado, las diferencias significativas entre sectores mostraron que el porcentaje de arena fina fue mayor en los sectores internos de los estuarios que en los sectores externos (Tabla 6; Figura 3).

**Tabla 6.** Resultados del ANOVA para las distintas fracciones granulométricas en las campañas de abril y octubre de 2008.

Abril					Octubre			
% Grava								
Modelo	Gl	CM	F	p	Gl	CM	F	p
Hábitat	1	91.9	1.86	0.244	1	40.1	1.15	0.343
Ecod(Hábitat)	4	49.3	1.48	0.357	4	34.8	2.27	0.224
Sector	1	71.2	2.13	0.218	1	78.9	5.14	0.086
Hábitat*Sector	1	15.0	0.45	0.540	1	19.7	1.29	0.320
Ecod*Sector	4	33.4	5.50	<b>0.003</b>	4	15.3	1.56	0.217
Error	24	6.1			24	9.8		
% Arena								
Modelo	Gl	CM	F	p	Gl	CM	F	p
Hábitat	1	32.0	0.64	0.469	1	9.57	0.29	0.618
Ecod(Hábitat)	4	50.2	1.45	0.363	4	32.87	2.09	0.246
Sector	1	158.8	4.60	0.099	1	148.54	9.47	<b>0.037</b>
Hábitat*Sector	1	0.0	0.00	0.993	1	2.49	0.16	0.711
Ecod*Sector	4	34.5	4.90	<b>0.005</b>	4	15.69	1.44	0.253
Error	24	7.1			24	10.93		
% Arena Gruesa								
Modelo	Gl	CM	F	p	Gl	CM	F	p
Hábitat	1	13558.2	812.73	<b>0.000</b>	1	16905.4	14.92	<b>0.018</b>
Ecod(Hábitat)	4	16.7	0.02	0.999	4	1133.2	3.46	0.128
Sector	1	3264.2	3.54	0.133	1	596.6	1.82	0.248
Hábitat*Sector	1	6212.0	6.74	0.060	1	1492.3	4.56	0.100
Ecod*Sector	4	921.3	18.14	<b>0.000</b>	4	327.1	1.44	0.250
Error	24	50.8			24	226.6		
% Arena Media								
Modelo	Gl	CM	F	p	Gl	CM	F	p
Hábitat	1	897.6	1.89	0.241	1	138.6	0.42	0.553
Ecod(Hábitat)	4	474.3	0.70	0.632	4	330.8	0.94	0.522
Sector	1	582.9	0.86	0.407	1	4182.4	11.93	<b>0.026</b>
Hábitat*Sector	1	3260.1	4.79	0.094	1	1993.3	5.69	0.076
Ecod*Sector	4	680.2	8.38	<b>0.000</b>	4	350.5	1.34	0.285
Error	24	81.1			24	262.2		
% Arena Fina								
Modelo	Gl	CM	F	p	Gl	CM	F	p
Hábitat	1	8489.5	16.65	<b>0.015</b>	1	14723.8	36.59	<b>0.004</b>
Ecod(Hábitat)	4	509.8	1.61	0.327	4	402.4	0.70	0.632
Sector	1	4716.2	14.93	<b>0.018</b>	1	5915.0	10.27	<b>0.033</b>
Hábitat*Sector	1	469.3	1.49	0.290	1	57.7	0.10	0.767
Ecod*Sector	4	316.0	3.81	<b>0.016</b>	4	575.8	3.44	<b>0.023</b>
Error	24	83.0			24	167.6		
% Fango								
Modelo	Gl	CM	F	p	Gl	CM	F	p
Hábitat	1	15.4	13.64	<b>0.021</b>	1	1.2	17.18	<b>0.014</b>
Ecod(Hábitat)	4	1.1	0.97	0.512	4	0.1	0.88	0.547
Sector	1	17.4	14.87	<b>0.018</b>	1	0.6	7.62	0.051
Hábitat*Sector	1	14.5	12.45	<b>0.024</b>	1	0.4	5.69	0.075
Ecod*Sector	4	1.2	1.71	0.180	4	0.1	2.69	0.055
Error	24	0.7			24	0.0		

Gl = grados de libertad; CM = cuadrados medios; F = estadístico F, p = significativo < 0,05 en negrito.

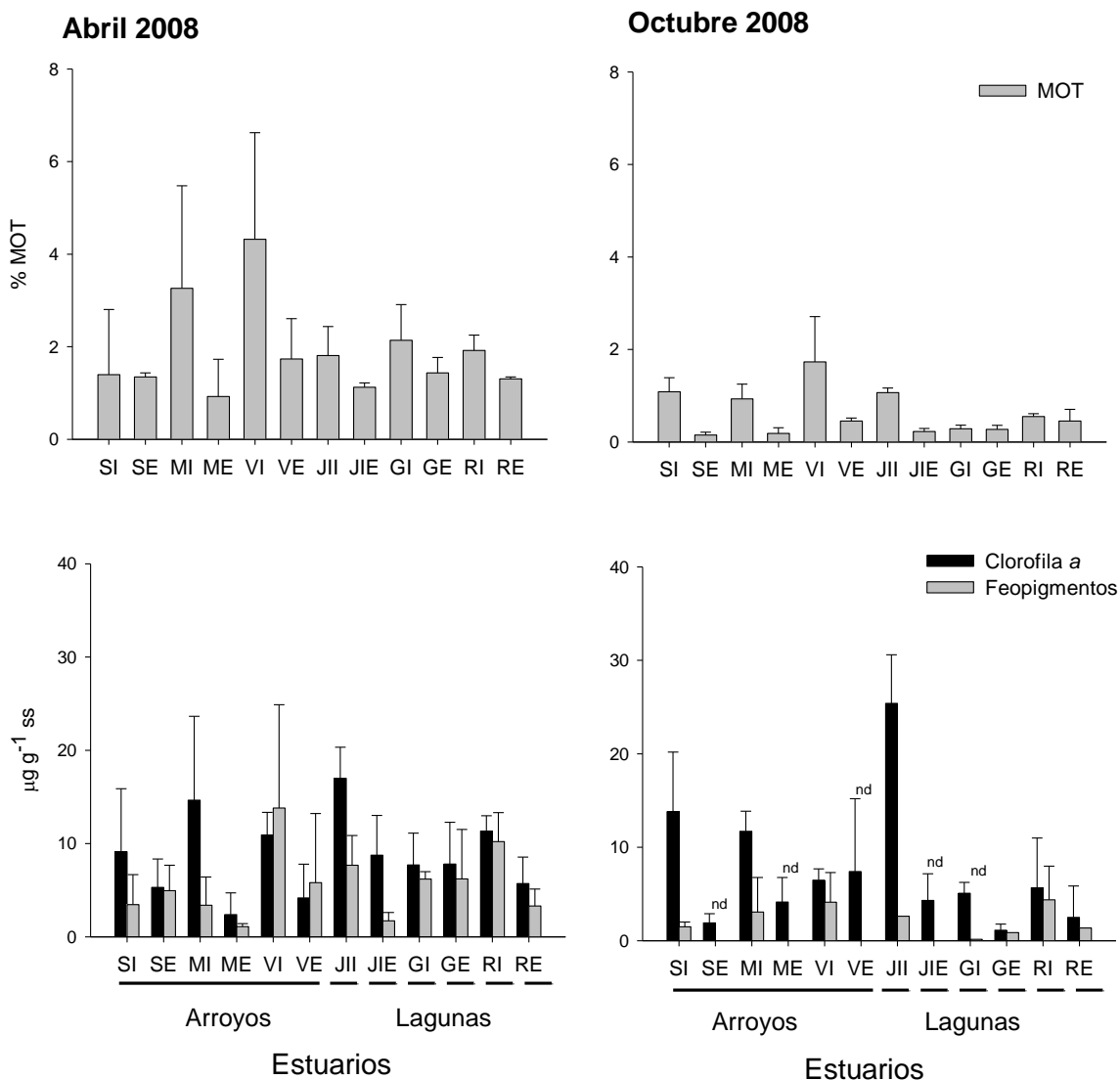
El porcentaje de grava (media de las tres réplicas por sector) varió entre 0,9 (sector externo Valizas y Rocha) y 9,5 % (sector interno Garzón) en la campaña de abril, mientras que en octubre el mínimo fue 0,1 % (sector externo de Solís y Valizas) y el máximo 11 % (sector interno de Garzón). Cabe resaltar que en octubre dicha fracción granulométrica no fue registrada en la Laguna José Ignacio. Se obtuvieron diferencias significativas en abril en la interacción Ecod\*Sector ( $p= 0,003$ ), explicadas por diferencias del sector interno de la Laguna Garzón con el resto de los estuarios, sin importar el sector. Para la campaña de octubre no se obtuvieron diferencias significativas en los factores y sus interacciones con respecto a la grava (Tabla 6). En general, en ambas campañas fueron muy bajas las proporciones de grava en las lagunas, mientras que los mayores contenidos de grava fueron observados en los sectores internos de los arroyos (Figura 3).

El fango fue la fracción granulométrica que presentó menor proporción en todos los estuarios. Los valores (valor medio por sector) en abril variaron entre 0,009 (sector externo José Ignacio) y 2,6 % (sector interno Valizas); en esta campaña no se observó dicha fracción en el sector interno del arroyo Maldonado. En la campaña de octubre los valores de fango oscilaron entre 0,01 (sector interno Garzón) y 1 % (sector interno Valizas) (Figura 3). Se observaron en otoño, por un lado, diferencias significativas en el tipo de hábitat ( $p=0,021$ ) mostrando un mayor contenido de fango en los arroyos en relación a las lagunas. Por otro lado, la interacción significativa a nivel de sector ( $p= 0,018$ ), evidenció mayor proporción de fango en los sectores internos que en los externos de todos los estuarios estudiados. A su vez, la interacción Hábitat\*Sector también fue significativa ( $p=0,024$ ) indicando que estas diferencias entre sectores interno y externo fueron mas marcadas dentro de los arroyos. En primavera al igual que en la campaña anterior, se obtuvieron diferencias significativas en el tipo de hábitat ( $p=0,014$ ) evidenciando mayor contenido de fango en los arroyos comparado con el de las lagunas (Tabla 6; Figura 3).

#### *Contenido de materia orgánica en el sedimento*

El contenido de MOT en el sedimento de los estuarios (media de tres réplicas por sector) varió entre 0,93 (sector externo de Maldonado) a 4,32 % (sector interno Valizas) en abril y entre 0,15 (sector externo de Solís) a 1,73 % (sector interno Valizas) en octubre (Figura 4). En ambas campañas se observaron diferencias significativas en el contenido de MOT entre sectores ( $p=0,045$  para abril y  $p=0,016$  para octubre). Dichas diferencias mostraron que las concentraciones de MOT fueron mayores en los sectores internos en relación a los sectores externos, tanto de las lagunas como de los arroyos, a excepción de la Laguna Garzón en octubre. (Tabla 7; Figura 4). Se observó

también que las diferencias entre sectores fueron más marcadas para los arroyos. Además, en la campaña de octubre los valores de MOT fueron comparativamente menores a los observados en la campaña de abril (Figura 4).



**Figura 4.** Materia orgánica total (% MOT) y concentración de pigmentos fotosintéticos ( $\mu\text{g g}^{-1}$  ss) en los sedimentos en los 2 tipos de hábitat estuarinos y sus respectivos sectores para las campañas de abril y octubre de 2008 (media de 3 réplicas de cada sector) (nd = no detectado). S = Solís; M = Maldonado; V = Valizas; JI = José Ignacio; G= Garzón; R = Rocha; \_I = sector interior; \_E = sector externo.

**Tabla 7.** Resultados del ANOVA de pigmentos fotosintéticos y MOT en el sedimento de las campañas de abril y octubre de 2008.

Modelo	Abril				Octubre			
	GI	CM	F	p	GI	CM	F	p
Hábitat	1	2.7	1.24	0.328	1	0.6	1.70	0.262
Ecod(Hábitat)	4	2.1	1.46	0.362	4	0.4	1.60	0.329
Sector	1	12.1	8.26	<b>0.045</b>	1	3.6	15.91	<b>0.016</b>
Hábitat*Sector	1	2.2	1.49	0.289	1	1.1	4.84	0.093
Ecod*Sector	4	1.5	1.19	0.341	4	0.2	2.26	0.092
Error	24	1.2			24	0.1		
<b>Colorofila a</b>								
Modelo	GI	CM	F	p	GI	CM	F	p
Hábitat	1	34.6	1.42	0.299	1	1.2	0.009	0.928
Ecod(Hábitat)	4	24.3	0.89	0.545	4	132.8	1.264	0.413
Sector	1	335.3	12.24	<b>0.025</b>	1	565.3	5.379	0.081
Hábitat*Sector	1	20.8	0.76	0.433	1	27.4	0.261	0.636
Ecod*Sector	4	27.4	1.42	0.258	4	105.1	6.702	<b>0.001</b>
Error	24	19.3			24	15.7		
<b>Feopigmentos</b>								
Modelo	GI	CM	F	p	GI	CM	F	p
Hábitat	1	11.5	0.27	0.63	1	1.7	0.30	0.614
Ecod(Hábitat)	4	42.2	1.41	0.37	4	5.8	1.21	0.428
Sector	1	163.7	5.47	0.08	1	43.8	9.13	<b>0.039</b>
Hábitat*Sector	1	0.0	0.00	0.99	1	4.3	0.89	0.400
Ecod*Sector	4	29.9	1.46	0.25	4	4.8	1.44	0.252
Error	24	20.5			24	3.3		

GI = grados de libertad; CM = cuadrados medios; F = estadístico F, p = significativo < 0,05 en negrito.

### Clorofila a y feopigmentos

La concentración de Clo a (media de tres réplicas por sector) en los distintos estuarios varió entre 2,4 (sector externo Maldonado) y 17  $\mu\text{g g}^{-1}\text{ss}$  (sector interno José Ignacio) en la campaña de abril y entre 4,4 (sector interno de Rocha) y 25,4  $\mu\text{g g}^{-1}\text{ss}$  (sector interno José Ignacio) en la campaña de octubre (Figura 4). En abril se detectaron diferencias significativas entre sectores ( $p=0,025$ ) indicando mayores concentraciones de Clo a en los sectores internos de todos los estuarios en relación a los externos (Tabla 7; Figura 4). En la campaña de octubre, la interacción Ecod\*Sector ( $p=0,01$ ) fue significativa, evidenciando que la concentración Clo a fue altamente variable entre los distintos ambientes estudiados y sus sectores (Tabla 7; Figura 4).

Los Feopig presentaron concentraciones (valores medios por sector) que variaron desde 1,1 (sector externo de Maldonado) hasta 13,8  $\mu\text{g g}^{-1}\text{ss}$  (sector interno de Valizas) en la campaña de otoño y desde 0,15 hasta 4,4  $\mu\text{g g}^{-1}\text{ss}$  (sector interno de Rocha) en primavera. Cabe resaltar que en la campaña de octubre las concentraciones de Feopig en los sectores externos de todos los arroyos y en el sector externo de la Laguna José Ignacio estuvieron por debajo del límite de detección del método (Figura 4). En la campaña de abril no se obtuvieron diferencias significativas



entre los factores y las interacciones planteadas. Sin embargo en octubre se observaron diferencias significativas entre sectores ( $p=0,039$ ). Estas diferencias muestran que los sectores internos de los distintos ambientes estuarinos presentaron mayores concentraciones de Feopig en relación a los sectores externos (Tabla 7; Figura 4).

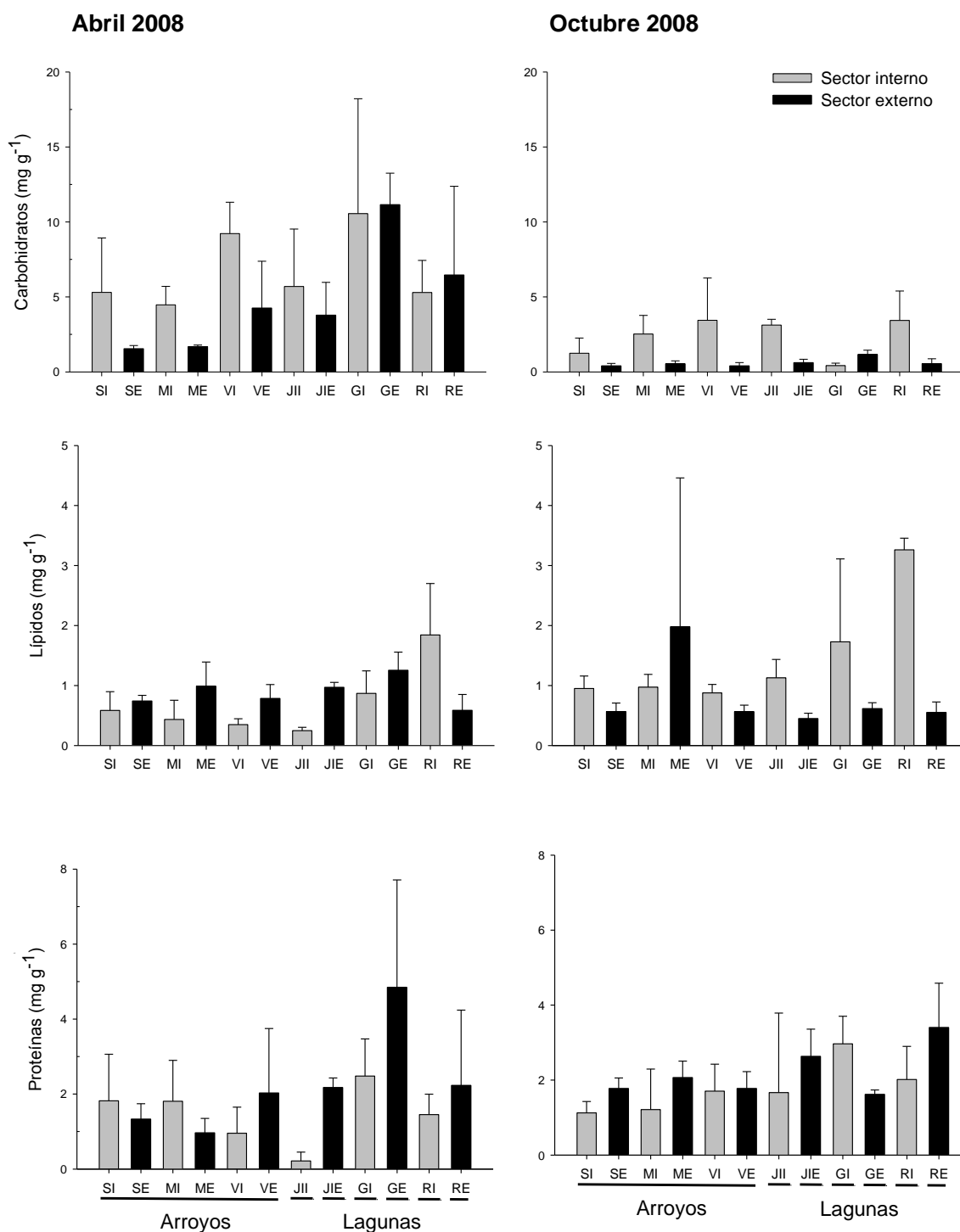
Cabe resaltar, para ambas campañas que en la mayoría de los estuarios y sectores estudiados la concentración de Clo *a* fue mayor que la de Feopig. A su vez, las mayores concentraciones de pigmentos fotosintéticos corresponden a los sectores internos de los estuarios tanto en abril como en octubre. Esto se cumple para todos los ambientes estudiados, a excepción en la campaña de abril, de la Laguna Garzón que presentó valores similares de pigmentos fotosintéticos en ambos sectores y del Arroyo Solís, donde los Feopig fueron mayores en el sector externo en relación al interno (Figura 4).

#### *Composición bioquímica de la materia orgánica del sedimento*

Las concentraciones de CHO en los distintos ambientes estuarinos (valores medios por sector) variaron entre 1,54 (sector externo de Solís) y 11,14  $\text{mg g}^{-1}$  ss (sector externo de Garzón) en la campaña de otoño y entre 0,40 (sector externo de Solís y Valizas) y 3,44  $\text{mg g}^{-1}$  ss (sector interno de Valizas) en la campaña de primavera (Figura 5). En otoño (abril) se obtuvieron diferencias significativas en la interacción Ecod\*(Hábitat) ( $p=0,011$ ), en el factor Sector ( $p=0,026$ ) y en la interacción Hábitat\*Sector ( $p=0,029$ ), indicando que las concentraciones de carbohidratos totales en el sedimento fueron variables en las distintas escalas consideradas. Las diferencias significativas entre sectores en abril, mostraron que los sectores externos de los estuarios presentaron menores concentraciones de CHO en relación a los internos, excepto las lagunas Garzón y Rocha (Tabla 8; Figura 5). En primavera (octubre) se detectaron diferencias significativas en la interacción Ecod\*Sector ( $p=0,032$ ), las cuales evidenciaron la variabilidad de la concentración de este biopolímero en los distintos estuarios y sectores (Tabla 8). En general, las concentraciones de CHO totales en los sedimentos en la campaña de octubre fueron menores a los observados en la campaña anterior (Figura 5).

Las concentraciones de LPD (media de 3 réplicas por sector) variaron entre 0,21 (sector interno de José Ignacio) y 1,25  $\text{mg g}^{-1}$  ss (sector externo de Garzón) en la campaña de otoño. En la campaña de primavera, las mismas variaron entre 0,45 (sector externo de José Ignacio) y 1,98  $\text{mg g}^{-1}$  ss (sector externo de Maldonado) (Figura 5). En abril la interacción Ecod\*Sector ( $p=0,001$ ) fue significativa mostrando que la concentración de LPD fue variable en los distintos ambientes estuarinos y sus

sectores (Tabla 8; Figura 5). En la campaña de octubre no se obtuvieron diferencias significativas para los factores e interacciones considerados (Tabla 8).



**Figura 5.** Biopolímeros orgánicos en el sedimento (mg g<sup>-1</sup> ss) de los 2 tipos de hábitats estudiados y sus respectivos sectores para las campañas de abril y octubre de 2008 (media de 3 réplicas de cada sector). S = Solís; M = Maldonado; V = Valizas; JI = José Ignacio; G= Garzón; R = Rocha; \_I = sector interior; \_E = sector externo.

**Tabla 8.** Resultados del ANOVA para los biopolímeros (carbohidratos, lípidos y proteínas), fracción de carbono biopolimérico (CB) y contribución algal al CB en las campañas de abril y octubre de 2008.

Abril					Octubre			
Carbohidratos								
Modelo	Gl	CM	F	p	Gl	CM	F	p
Hábitat	1	67,8	1,54	0,282	1	0,2	0,10	0,764
Ecod(Hábitat)	4	43,9	<b>15,12</b>	<b>0,011</b>	4	2,1	0,54	0,721
Sector	1	34,3	<b>11,80</b>	<b>0,026</b>	1	28,8	7,34	0,054
Hábitat*Sector	1	32,3	<b>11,11</b>	<b>0,029</b>	1	0,4	0,11	0,758
Ecod*Sector	4	2,9	0,23	0,919	4	3,9	<b>3,16</b>	<b>0,032</b>
Error	24	12,6			24	1,2		
Lípidos								
Modelo	Gl	CM	F	p	Gl	CM	F	p
Hábitat	1	0,9	2,85	0,167	1	1,3	0,88	0,403
Ecod(Hábitat)	4	0,3	0,36	0,826	4	1,5	1,20	0,433
Sector	1	0,2	0,28	0,625	1	5,4	4,37	0,105
Hábitat*Sector	1	0,4	0,48	0,525	1	6,9	5,58	0,077
Ecod*Sector	4	0,9	<b>7,05</b>	<b>0,001</b>	4	1,2	1,85	0,153
Error	24	0,1			24	0,7		
Proteínas								
Modelo	Gl	CM	F	p	Gl	CM	F	p
Hábitat	1	8,9	1,68	0,265	1	2,6	6,22	0,067
Ecod(Hábitat)	4	5,3	5,13	0,071	4	0,4	0,22	0,915
Sector	1	8,4	<b>8,15</b>	<b>0,046</b>	1	0,7	0,37	0,575
Hábitat*Sector	1	5,2	5,01	0,089	1	0,5	0,27	0,633
Ecod*Sector	4	1,0	0,58	0,678	4	1,9	1,62	0,201
Error	24	1,8			24	1,2		
CB								
Modelo	Gl	CM	F	p	Gl	CM	F	p
Hábitat	1	29,8	2,00	0,231	1	3,4	3,23	0,147
Ecod(Hábitat)	4	14,9	<b>24,21</b>	<b>0,005</b>	4	1,0	0,87	0,552
Sector	1	0,3	0,49	0,521	1	12,1	<b>10,08</b>	<b>0,034</b>
Hábitat*Sector	1	8,4	<b>13,62</b>	<b>0,021</b>	1	4,3	3,55	0,132
Ecod*Sector	4	0,6	0,17	0,952	4	1,2	1,21	0,333
Error	24	3,6			24	1,0		
% C Clorofila a al CB								
Modelo	Gl	CM	F	p	Gl	CM	F	p
Hábitat	1	128,7	0,36	0,581	1	143,3	0,42	0,552
Ecod(Hábitat)	4	356,9	1,16	0,444	4	341,0	0,71	0,625
Sector	1	824,1	2,68	0,177	1	1067,2	2,23	0,210
Hábitat*Sector	1	29,0	0,09	0,774	1	0,0	0,00	0,993
Ecod*Sector	4	307,5	1,51	0,230	4	479,0	<b>5,02</b>	<b>0,004</b>
Error	24	203,3			24	95,4		

Gl = grados de libertad; CM = cuadrados medios; F = estadístico F, p = significativo < 0,05 en negrito.

Las concentraciones de PRT en los estuarios (valores medios por sector) variaron entre 0,42 (sector interno de José Ignacio) y 2,28 mg g<sup>-1</sup> ss (sector interno de Garzón) en la campaña de otoño. En primavera, las PRT variaron entre 1,13 (sector interno de Solís) y 3,40 mg g<sup>-1</sup> ss (sector externo de Rocha) (Figura 5). Las diferencias entre los sectores en abril fueron significativas (p= 0,046) mostrando que los sectores externos de los estuarios presentaron mayores concentraciones de PRT que los internos (Tabla 8; Figura 5). En la campaña de octubre no se obtuvieron diferencias significativas (Tabla 8).

El carbono biopolimérico (CB) en abril presentó concentraciones (media de 3 réplicas por sector) que variaron entre 1,82 (sector externo de Solís) y 7,77 mg C g<sup>-1</sup> (sector externo Garzón) y en la campaña de octubre entre 1,45 (sector externo de Solís y Valizas) y 4,81 mg C g<sup>-1</sup> (sector interno de Rocha) (Tabla 9). En abril se detectaron diferencias significativas en las interacciones Ecod\*Hábitat (p= 0,005) y Hábitat\*Sector (p=0,021) las cuales indicaron una gran variabilidad del CB en los distintos estuarios y sectores (Tabla 8). En la campaña de octubre se obtuvieron diferencias significativas entre sectores (p=0,034), evidenciando que los sectores externos tanto de las lagunas como de los arroyos presentaron menores valores de CB en comparación con los sectores internos (Tabla 8 y 9). También, se observó que los valores del CB en abril fueron comparativamente mayores a los de la campaña de octubre en los distintos ambientes estuarinos, excepto en el sector externo del Arroyo Maldonado y en el sector interno de la Laguna José Ignacio (Tabla 8 y 9).

La contribución microalgal al CB obtenida (valores medios por sector) varió desde 5,05 (sector externo de Maldonado) a 26,43 % del total del CB (sector interno de José Ignacio) en abril y desde 2,63 (sector externo de Garzón) a 34,86 % (sector interno de José Ignacio) en octubre (Tabla 9). En otoño no se observaron diferencias significativas entre los factores y las interacciones planteados en este estudio. Por otro lado, en primavera la interacción Ecod\*Sector fue significativa (p= 0,004) indicando una variabilidad de el % de contribución microalgal al CB entre los distintos estuarios y sectores (Tabla 8).

La razón PRT: CHO (media de tres réplicas por sector) en la campaña de abril presentó valores menores a 1 (PRT: CHO < 1) en todos los tipos de hábitats y sectores. En la campaña de octubre, en los sectores externos de todos los estuarios excepto en la Laguna Garzón, la razón PRT: CHO presentó valores mayores a 1 (PRT: CHO > 1), mientras que en los sectores internos la razón fue menor a 1 (PRT: CHO < 1) (Tabla 9). En general, en la campaña de abril los valores de dicha razón fueron comparativamente menores a los observados en octubre.

**Tabla 9.** Razón carbohidratos/lípidos (CHO: LPD) y proteínas/carbohidratos (PRT: CHO), fracción de carbono biopolimérico (CB), y contribución algal al CB (% C Clo a) en el sedimento de las campañas de abril y octubre de 2008.

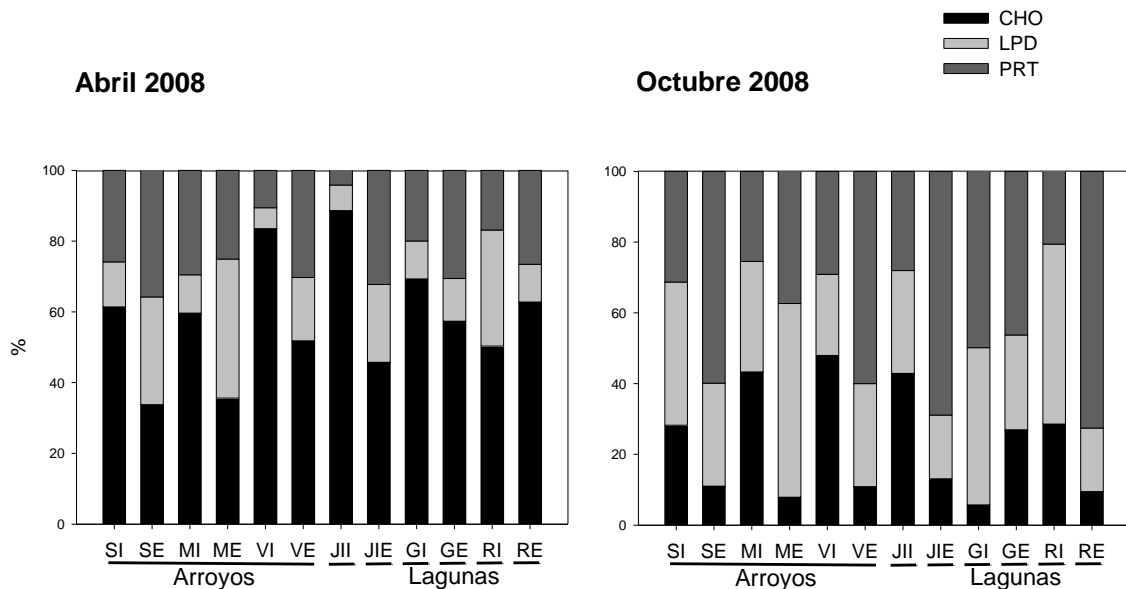
<b>Abril</b>				
	PRT:CHO	CHO:LPD	CB(mg C g <sup>-1</sup> )	C Clo a(%)
<b>SI</b>	0.34	9.05	3.45	10.57
<b>SE</b>	0.87	2.08	1.82	11.65
<b>MI</b>	0.40	10.32	3.00	19.54
<b>ME</b>	0.57	1.70	1.88	5.05
<b>VI</b>	0.10	26.54	4.42	9.90
<b>VE</b>	0.48	5.42	3.28	5.07
<b>JII</b>	0.04	22.94	2.57	26.43
<b>JIE</b>	0.58	3.90	3.30	10.62
<b>GI</b>	0.24	12.15	6.09	5.06
<b>GE</b>	0.44	8.90	7.77	4.02
<b>RI</b>	0.27	2.87	4.21	10.76
<b>RE</b>	0.35	11.03	4.12	5.55
<b>Octubre</b>				
	PRT:CHO	CHO:LPD	CB(mg C g <sup>-1</sup> )	C Clo a(%)
<b>SI</b>	0.91	1.31	1.76	31.35
<b>SE</b>	4.44	0.71	1.45	5.26
<b>MI</b>	0.48	2.60	2.33	20.08
<b>ME</b>	3.88	0.27	2.71	6.11
<b>VI</b>	0.50	3.92	2.87	9.02
<b>VE</b>	4.49	0.70	1.45	20.45
<b>JII</b>	0.53	2.77	2.91	34.86
<b>JIE</b>	4.30	1.37	1.87	9.24
<b>GI</b>	7.11	0.24	2.92	6.96
<b>GE</b>	1.40	1.88	1.72	2.63
<b>RI</b>	0.59	1.05	4.81	4.71
<b>RE</b>	6.23	0.99	2.30	4.35

S = Solís; M = Maldonado; V = Valizas; JI = José Ignacio; G= Garzón; R = Rocha; \_I = sector interior; \_E = sector externo.

La razón CHO: LPD (valores medios por sector) en abril presentó un valor mínimo de 1,70 (sector externo de Maldonado) y un máximo de 26,54 (sector de interno Valizas), mientras que en octubre el mínimo fue de 0,24 (sector interno de Garzón) y el máximo de 3,12 (sector interno de Valizas), respectivamente (Tabla 9). Se observó en ambas campañas que los mayores valores correspondieron, en general, a los sectores internos de los distintos ambientes estuarinos. Las excepciones fueron la Laguna de Rocha en abril y la Laguna Garzón en octubre, donde los máximos valores se observaron en los sectores externos. La razón CHO: LPD alcanzó mayores valores en la campaña de abril en todos los estuarios en comparación con los observados en la campaña de octubre (Tabla 9).

Con respecto a la contribución relativa de cada biopolímero al CB, se observó en abril que los CHO fueron los biopolímeros dominantes contribuyendo en la mayoría

de los sitios y sectores con valores mayores al 50 % (Figura 6). Por otro lado, los LPD presentaron contribuciones al CB que variaron entre 7,4 (sector interno José Ignacio) y 33,3 % (sector externo Maldonado), mientras que las PRT contribuyeron con porcentajes variables desde 4,1 a 35,8 % (Figura 6). Para la campaña de octubre, el predominio de los diferentes biopolímeros en los distintos estuarios y sectores fue variable pero se observó una mayor contribución de PRT en relación a la campaña de abril (Figura 6). Las PRT en octubre presentaron mayores % de contribución al CB en los sectores externos en relación a los internos en todos los estuarios, con valores entre 20,7 a 72,5. % correspondiendo el menor y el mayor valor al sector interno y externo de la Laguna de Rocha, respectivamente (Figura 6). La contribución de los CHO al CB presentó un valor máximo de 47,9 % en el sector interno del Arroyo Valizas y un valor mínimo de 5,7 % en el sector interno de la Laguna Garzón. Se observó en general, que la contribución de dicho biopolímero fue mayor en los sectores internos de los estuarios, excepto en el sector interno de las lagunas de Rocha y Garzón. Los LPD presentaron valores de contribución al CB entre 17,9 (sector externo de Rocha) y 54,7 % (sector externo de Maldonado).



**Figura 6.** Contribución relativa de los biopolímeros a la fracción de carbono bioplímérico de las campañas de abril y octubre de 2008 (valores medios de 3 réplicas de cada sector). S = Solís; M = Maldonado; V = Valizas; JI = José Ignacio; G= Garzón; R = Rocha; \_I = sector interior; \_E = sector externo.

### *Clasificación del estado trófico*

En la campaña de abril, el sector interno del Arroyo Solís y ambos sectores de Valizas fueron clasificados como eutróficos, mientras que el Arroyo Maldonado y el sector externo de Solís presentaron condiciones meso-oligtróficas. En octubre los arroyos se clasificaron como meso-oligotróficos, excepto el sector externo de Solís y Maldonado que presentaron condiciones eutróficas. Las lagunas en ambas campañas, presentaron condiciones eutróficas, excepto el sector interno de la Laguna José Ignacio que fue clasificado como meso-oligotrófico (Tabla 10).

**Tabla 10.** Clasificación trófica de de los 2 tipos de hábitats estudiados y sus respectivos sectores (los valores medios por sector) para las campañas de abril y octubre de 2008 según Dell'Anno *et al.* (2002) y Pusceddu *et al.* (2011). H =hipereutrófico; E =eutrófico; MO =meso-oligotrófico; M =mesotrófico; O =oligotrófico; PRT =proteínas totales; CHO =carbohidratos totales; PRT: CHO =razón proteínas: carbohidratos FCB =fracción biopolimérica de carbono; C Clo a =contribución algal al FCB.

<b>Abril</b>											
<b>Arroyos</b>	CHO (mg g <sup>-1</sup> )	Estado trófico	PRT (mg g <sup>-1</sup> )	Estado trófico	PRT:CHO	Estado trófico	CP (mg C g <sup>-1</sup> )	Estado trófico	C Clo a (%)	Estado trófico	Estado trófico promedio
<b>SI</b>	5.30	E	1.82	E	0.34	MO	3.45	E	10.57	E	<b>E</b>
<b>SE</b>	1.54	MO	1.33	MO	0.87	MO	1.82	M	11.65	E	<b>MO</b>
<b>MI</b>	4.47	MO	1.81	E	0.40	MO	3.00	M	19.54	M	<b>MO</b>
<b>ME</b>	1.68	MO	0.96	MO	0.57	MO	1.88	M	5.05	E	<b>MO</b>
<b>VI</b>	9.22	H	0.96	MO	0.10	MO	4.42	E	9.90	E	<b>E</b>
<b>VE</b>	4.25	MO	2.03	E	0.48	MO	3.28	E	5.07	E	<b>E</b>
<b>Lagunas</b>											
<b>JII</b>	5.70	E	0.22	MO	0.04	MO	2.57	M	26.43	O	<b>MO</b>
<b>JIE</b>	3.78	MO	2.17	E	0.58	MO	3.30	E	10.62	E	<b>E</b>
<b>GI</b>	10.55	H	2.48	E	0.24	MO	6.09	E	5.06	E	<b>E</b>
<b>GE</b>	11.14	H	4.85	H	0.44	MO	7.77	E	4.02	E	<b>E</b>
<b>RI</b>	5.30	E	1.45	MO	0.27	MO	4.21	E	10.76	E	<b>E</b>
<b>RE</b>	6.46	E	2.23	E	0.35	MO	4.12	E	5.55	E	<b>E</b>
<b>Octubre</b>											
<b>Arroyos</b>	CHO (mg g <sup>-1</sup> )	Estado trófico	PRT (mg g <sup>-1</sup> )	Estado trófico	PRT:CHO	Estado trófico	CB (mg C g <sup>-1</sup> )	Estado trófico	C Clo a (%)	Estado trófico	Estado trófico promedio
<b>SI</b>	1.24	MO	1.13	MO	0.91	MO	1.76	M	31.35	O	<b>MO</b>
<b>SE</b>	0.40	MO	1.78	E	4.44	E	1.45	M	5.26	E	<b>E</b>
<b>MI</b>	2.53	MO	1.21	MO	0.48	MO	2.33	M	20.08	M	<b>MO</b>
<b>ME</b>	0.53	MO	2.07	E	3.88	E	2.71	M	6.11	E	<b>E</b>
<b>VI</b>	3.44	MO	1.71	E	0.50	MO	2.87	M	9.02	E	<b>MO</b>
<b>VE</b>	0.40	MO	1.78	E	4.49	E	1.45	M	20.45	M	<b>MO</b>
<b>Lagunas</b>											
<b>JII</b>	3.13	MO	1.67	E	0.53	MO	2.91	M	34.86	O	<b>MO</b>
<b>JIE</b>	0.61	MO	2.63	E	4.30	E	1.87	M	9.24	E	<b>E</b>
<b>GI</b>	0.42	MO	2.97	E	7.11	E	2.92	M	6.96	E	<b>E</b>
<b>GE</b>	1.16	MO	1.62	E	1.40	E	1.72	M	2.63	E	<b>E</b>
<b>RI</b>	3.43	MO	2.02	E	0.59	MO	4.81	E	4.71	E	<b>E</b>
<b>RE</b>	0.55	MO	3.40	E	6.23	E	2.30	M	4.35	E	<b>E</b>

S = Solís; M = Maldonado; V = Valizas; JI = José Ignacio; G= Garzón; R = Rocha; \_I = sector interior; \_E = sector externo



## Discusión

### *Parámetros físico-químicos del agua*

Las diferencias encontradas tanto para la temperatura como para la salinidad entre los distintos estuarios y sectores indican una alta variabilidad de estos ambientes. El registro de mayores temperaturas y salinidades en la campaña de abril comparativamente a las de la campaña de octubre podría estar relacionado con variaciones estacionales de tales variables.

### *Características granulométricas de los sedimentos, materia orgánica total y pigmentos fotosintéticos*

El predominio de arena observado en todos los hábitats estuarinos está de acuerdo con lo encontrado en varios estudios previos (Sommaruga & Conde 1990; Giménez *et al.*, 2005; Meerhoff, 2009). Las diferencias en las características granulométricas encontradas entre los sectores de los estuarios sugieren un gradiente espacial con aumento del tamaño de grano hacia las barras, o desembocaduras. Este patrón de distribución de sedimentos más finos (arena fina y fango) en los sectores internos en relación a los externos, podría explicarse por diferencias en las condiciones hidrodinámicas. En lagunas costeras, los sedimentos más gruesos se encuentran en la boca donde las velocidades de corriente son máximas, y los sedimentos más finos se encuentran en las zonas más internas donde las velocidades de corriente son menores (Phleger, 1981). Diferencias entre tipos de hábitat en el tamaño de grano donde los arroyos presentaron mayor proporción de arena fina y fango, mientras que las lagunas mayor proporción de arena gruesa se corresponden con lo encontrado por Giménez *et al.* (2005). De acuerdo a estos autores estas diferencias pueden ser atribuidas a que morfológicamente las lagunas y los arroyos son ambientes distintos, con dinámicas distintas. Las lagunas poseen una conexión intermitente con el mar mientras que los arroyos tienen una conexión casi permanente, provocando que el intercambio de material y el transporte de sedimentos entre estos sistemas estuarinos y el mar sea diferente (Giménez *et al.*, 2005).

El contenido de materia orgánica total registrado en los estuarios es similar a los reportados para otros ambientes estuarinos (0,3-6,4%, Moreno & Niell, 2004; 0,38-4,8%, Joseph *et al.*, 2008). Los valores registrados de materia orgánica total en las lagunas son similares a los reportados en las mismas lagunas por Meerhoff (2009) (José Ignacio: 2%, Garzón: 4% y Rocha: 2%) y en la laguna de Rocha por Sommaruga & Conde (1990) (<5%). Mientras que en el arroyo Solís los valores son similares a reportados por Muniz & Venturini (2001) (0,75-3,45%). El mayor contenido orgánico registrado en los sectores internos de los estuarios estudiados podría relacionarse con

las características hidrodinámicas y granulométricas de los mismos. El predominio de sedimentos finos asociado a una menor energía hidrodinámica en los sectores internos potenciarían una mayor retención del material orgánico depositado en el fondo. De acuerdo con Incera *et al.* (2003) los sectores internos de estos sistemas representan ambientes de menor energía, menos expuestos a la acción de vientos y del océano, permitiendo así mayor contenido de materia orgánica en los sedimentos. Además, el mismo patrón fue reportado para estos ambientes en estudios previos (Sommaruga & Conde, 1990; Merhooff, 2009). Otro factor que podría afectar el contenido orgánico de los sedimentos en las lagunas estudiadas es el gran desarrollo de plantas sumergidas con un gradiente de diversidad de hidrófitas creciente desde la porción externa hacia la porción interna de las mismas (Conde *et al.*, 2003). La presencia de hidrófitas reduce las corrientes y aumenta la sedimentación (Conde *et al.*, 2003), por lo que su distribución podría cumplir un rol importante en la distribución de la materia orgánica. Por otro lado, la variación temporal en el contenido orgánico podría explicarse por diferencias en el régimen de precipitaciones, las cuales fueron mayores en la campaña de otoño en comparación con la de primavera (Dirección Nacional Meteorología; SOHMA). Un aumento de la descarga de agua dulce en abril junto con una mayor escorrentía podrían incrementar los aportes alóctonos de materia orgánica y explicar los mayores valores observados en esta campaña.

Las concentraciones de pigmentos fotosintéticos encontradas en los ambientes estuarinos son semejantes a los reportados en otras zonas costeras y estuarinas templadas ( $<2-15,19 \mu\text{g g}^{-1}$ , Moreno & Niell, 2004;  $0,5-20 \mu\text{g g}^{-1}$ , Pusceddu *et al.*, 1999; 2003). El hecho de que las concentraciones de Clo *a* hayan sido superiores a las de feopigmentos indica el predominio de materia orgánica relativamente fresca y una importante contribución del microfitobentos a la producción primaria de la mayoría de los hábitat estudiados (Vezulli & Fabiano, 2006). En ecosistemas costeros someros la producción primaria del microfitobentos puede igualar o incluso superar la del fitoplancton, contribuyendo significativamente a la producción total del ecosistema (Conde *et al.*, 1999, Welker *et al.*, 2002; Pusceddu *et al.*, 2003). Conde *et al.*, agregar Las microalgas bentónicas se distribuyen de forma agregada al igual que otros organismos bentónicos y presentan una distribución heterogénea determinada por la disponibilidad de luz en la superficie del sustrato, velocidad de corrientes, olas e influencia de la marea, así como por el grazing y la bioturbación entre otros factores (Moreno & Niell, 2004). Los sectores externos tanto de los arroyos como de las lagunas con condiciones hidrodinámicas de mayor energía, podrían sufrir mayor resuspensión de sedimentos lo cual podría afectar la distribución del microfitobentos y resultar en menores concentraciones de Clo *a*. En contraste, la menor hidrodinámica

en los sectores internos favorecería el desarrollo del microfitobentos y una mayor acumulación de biomasa microalgal en función de la mayor estabilidad del sustrato.

#### *Composición bioquímica de la materia orgánica sedimentaria*

En la campaña de abril, las concentraciones de CHO en los sedimentos fueron similares a las observadas en zonas costeras altamente productivas (1-11,6 mg g<sup>-1</sup>, Danovaro *et al.*, 1999; 2,2-13,3, mg g<sup>-1</sup> Pusceddu *et al.*, 2000; 0,1-12 mg g<sup>-1</sup>, Pusceddu *et al.*, 2003). Sin embargo, en octubre los valores de CHO obtenidos fueron menores y son análogos a los reportados para zonas costeras someras oligotróficas (0,3-3 mg g<sup>-1</sup>, Alberti *et al.*, 1999; 0,3-3,6 mg g<sup>-1</sup>, Danovaro *et al.*, 1994; 0,3-5,3 mg g<sup>-1</sup>, Danovaro & Fabiano, 1997). El predominio de los CHO en abril tanto en los arroyos como en las lagunas, sugiere la presencia de materia orgánica en estado parcial de degradación (Pusceddu *et al.*, 1999, 2003). Mayores concentraciones de CHO en los sectores internos en relación a los externos, tanto en otoño (abril) como en primavera (octubre), estarían asociadas a diferencias hidrodinámicas y sedimentológicas entre ellos como mencionado anteriormente para la MOT y los pigmentos fotosintéticos. Además, las mayores concentraciones de CHO en los sectores internos podrían asociarse al gran desarrollo de hidrófitas (Somarruga & Conde, 1990; Rodríguez-Gallego, 2010) como ha sido reportado en varios estudios (Danovaro *et al.*, 1994; Cividanes *et al.*, 2002; Pusceddu *et al.*, 2003). Los CHO son los principales compuestos orgánicos producidos por los organismos autótrofos por fotosíntesis, forman parte de los tejidos estructurales y de reserva de las plantas terrestres y acuáticas. En ecosistemas costeros someros la mayor parte de la producción primaria es llevada a cabo por el microfitobentos y macroalgas, más que por el fitoplancton (Conde *et al.*, 1999; Pusceddu *et al.*, 2003), agregar. A su vez, el microfitobentos produce grandes cantidades de CHO exocelulares (Welker *et al.*, 2002). Por lo tanto, considerando las altas concentraciones de Clo a en los sectores internos, que indican mayor biomasa del microfitobentos, es esperable que estos microorganismos tengan una contribución importante al contenido de CHO en los sedimentos.

Los valores de PRT registrados en la campaña de abril, en general, son similares a los reportados en sedimentos de sistemas acuáticos someros oligotróficos (0,05-1,6 mg g<sup>-1</sup>, Danovaro *et al.*, 1994; 0,5-1,3 mg g<sup>-1</sup>, Graf & Meyer-Reil, 1985; 0,2-1,9 mg g<sup>-1</sup> estuario, Joseph *et al.*, 2008; 0,7-2,1 mg g<sup>-1</sup>, Dell' Anno *et al.*, 2002). En octubre las mayores concentraciones de PRT en relación a la campaña anterior, son similares a las cuantificadas en sistemas estuarinos muy productivos (0,7-4,6 mg g<sup>-1</sup>, Joseph *et al.*, 2008; 0,2-8,5, Pusceddu *et al.*, 2003). Las concentraciones de PRT en el sedimento reflejan la productividad de los sistemas acuáticos (Danovaro *et al.*, 1999) y representan la fuente más importante de nitrógeno, siendo utilizadas por los

consumidores a una tasa superior que los CHO (Joseph *et al.*, 2008). La razón PRT:CHO se utiliza como un índice para determinar el origen del material orgánico presente en los sedimentos y la edad de la materia orgánica sedimentaria (Danovaro *et al.*, 1993). Valores de la razón PRT:CHO > 1 indican la presencia de material detrítico recién generado o fresco, mientras que valores PRT:CHO < 1 indican material detrítico viejo (Dell'Anno *et al.*, 2002). En abril los valores de esta razón fueron siempre menores a 1, debido a la alta contribución de CHO, indicando la presencia de detritos orgánicos en estado más avanzado de degradación. En contraste, en octubre los valores de esta razón fueron variables dependiendo del sector considerado, indicando diferencias en la calidad de la materia orgánica. Mayores concentraciones de PRT, principalmente en los sectores externos en esta campaña, resultaron en razones PRT:CHO > 1, las cuales sugieren la presencia de materia orgánica más reciente y con mayor valor nutricional para el bentos (Cividanes *et al.*, 2002). La materia orgánica producida recientemente se asocia tanto a picos de producción primaria bentónica (Fabiano *et al.*, 1995) como a la deposición de fitoplancton recién producido (Pusceddu *et al.*, 2003). Por lo tanto, la variación temporal podría relacionarse con diferencias en la productividad de los sistemas estuarinos estudiados.

El contenido de LPD y la razón CHO:LPD se han utilizado como buenos índices para describir el valor energético del material orgánico presente en el sedimento como fuente de alimento para el bentos (Grémane *et al.*, 2002; Joseph *et al.*, 2008). Las concentraciones de LPD registradas en los ambientes estuarinos estudiados, son similares a las reportadas en sistemas someros muy productivos (0,08-1 mg g<sup>-1</sup>, Danovaro *et al.*, 1994; 0,1-1,75 mg g<sup>-1</sup>, Pusceddu *et al.*, 2003; 0,3-2,8 mg g<sup>-1</sup>, Joseph *et al.*, 2008). Las altas razones de CHO:LPD en abril sugieren la presencia de material orgánico de menor valor energético para el bentos, con menor contenido de LPD, mientras que en octubre, razones CHO:LPD menores indican lo contrario. Según Baldi *et al.* (2010) altas concentraciones de LPD en los sedimentos pueden derivar de diatomeas y zooplancton. Dado que en octubre las mayores concentraciones de LPD estuvieron asociadas a mayores concentraciones de PRT, es posible que esto sea consecuencia de picos de producción primaria y secundaria (Fabiano *et al.*, 1995; Baldi *et al.*, 2010).

Los valores de CB obtenidos en este trabajo son similares a los observados en otras áreas estuarinas (1,2-4,7 mg g<sup>-1</sup>, Dell'Anno *et al.*, 2008; 0,4-3,06 mg g<sup>-1</sup> estuario y 1,2-8,06 manglar, Joseph *et al.*, 2008). El CB es frecuentemente utilizado como una estimación de la fracción lábil de C orgánico indicando mayores concentraciones una mayor cantidad y calidad del alimento disponible para los organismos bentónicos (Fabiano *et al.*, 1995; Pusceddu *et al.*, 2007). En la campaña de octubre valores de CB

mayores en los sectores internos de los ambientes estuarinos estudiados sugieren una mayor disponibilidad en términos de cantidad y calidad del alimento para el bentos. Por otro lado, en abril las concentraciones de CB muy variables entre los tipos de hábitats y sus sectores sugieren diferencias en la cantidad y calidad de la materia orgánica particulada como fuente de alimento. Otro factor a considerar es la contribución relativa de cada biopolímero al CB ya que concentraciones similares de CB pueden derivar de contribuciones distintas de cada componente o biopolímero (Pusceddu *et al.* 2007). Si bien en abril las concentraciones de CB fueron comparativamente mayores a las de octubre, la mayor contribución de CHO al CB indica que la materia orgánica presente en los sedimentos está parcialmente degradada, es más antigua y posee un menor valor nutricional. Sin embargo, en la campaña de octubre la mayor contribución de las PRT al CB, principalmente en los sectores externos de los estuarios, indica la presencia de materia orgánica más fresca y con mayor calidad.

#### *Estado trófico bentónico*

De acuerdo a los indicadores del estado trófico bentónico en ambas campañas todas las lagunas presentaron condiciones eutróficas, excepto el sector interno de la laguna José Ignacio que fue clasificado como meso-oligotrófico. En contraste, los arroyos presentaron en general, diferencias en la clasificación del estado trófico entre abril y octubre y algunos también a escala de sectores. Las diferencias en el estado trófico bentónico entre lagunas y arroyos podrían relacionarse con las diferencias morfológicas y la conexión diferenciada de estos tipos de hábitats estuarinos con el mar. Las lagunas son sistemas lénticos, elípticos o circulares que presentan una conexión intermitente con el océano que establece una fase de conexión y otra de aislación del mar, las cuales determinan que exista o no intercambio de material con el medio marino (Giménez *et al.*, 2005). Durante la fase de aislación podría haber una acumulación de materia orgánica en los sedimentos tanto autóctona como alóctona y asociado a esto una tendencia de estos sistemas a aumentar su estado trófico. Por otro lado, los arroyos son sistemas lóticos con forma de canal y conexión casi permanente con el océano por lo tanto, a diferencia de las lagunas existe un intercambio casi permanente de material (Giménez *et al.*, 2005). A su vez, trabajos recientes han verificado la existencia de floraciones de cianobacterias, proliferaciones de hidrófitas y el aumento de nutrientes en la columna de agua de las lagunas como consecuencia de un proceso de eutrofización antrópico (Aubriot *et al.*, 2005; Rodríguez-Gallego, 2010).

### *Variabilidad a las escalas consideradas*

Las diferencias observadas en el estado trófico del compartimiento bentónico entre los tipos de hábitats podrían responder a diferencias morfológicas e hidrodinámicas entre ellos que a su vez afecten las características granulométricas, y el intercambio de material de estos sistemas con el océano. Asimismo, las diferencias espaciales observadas a escala de sector con predominio de sedimentos más finos, mayor contenido orgánico, pigmentos fotosintéticos y CHO en los sectores internos respecto a los externos, podrían relacionarse a las diferencias morfológicas e hidrodinámicas entre ellos. Según Moreno & Niell (2004) las mayores variaciones en la distribución espacial de la Clo *a* se observan entre las porciones internas y la desembocadura, o sea a una escala comparable a la de sector del presente estudio, mientras que las variaciones a escalas del orden de cm son comparativamente menos importantes. Estos autores atribuyen tales variaciones a la intensidad diferenciada de los efectos del viento, olas y mareas. Por lo tanto, los resultados obtenidos podrían explicarse en función de que los sectores internos estarían más protegidos de la influencia del viento y de las olas representando ambientes hidrodinámicamente más estables. Resultados similares respecto a la variación a la escala de sector han sido reportados para la meiofauna (Kandratavicius, 2011) y la macrofauna (Giménez *et al.* 2006) en estos ambientes estuarinos. De acuerdo a Tartaranni & Ladizzi (2010) la mayor variación espacial en la distribución de las comunidades bentónicas se observa a escala de m y de km, correspondiendo esta última con la escala de tipo de hábitat del presente estudio. Dichos autores, sugieren que las diferencias a la escala de km podrían ser explicadas principalmente por procesos abióticos mientras que a la escala de m por interacciones biológicas y/o condiciones locales físico-químicas. Por lo tanto, características abióticas como la morfología e hidrodinámica parecen actuar tanto a la escala espacial de tipo de hábitat como de sector. Sin embargo, es probable que a la escala de sector también influyan procesos biológicos como el grazing y bioturbación entre otros.

Las diferencias en la calidad de la materia orgánica sedimentaria entre las campañas podrían explicarse por variaciones en la productividad de los sistemas en el tiempo las cuales no pudieron ser adecuadamente evaluadas debido a la escala temporal abordada en el presente estudio. Para poder observar las oscilaciones de la productividad de los distintos ambientes estuarinos se sugiere realizar un muestreo replicado en las distintas estaciones del año (Fabiano *et al.*, 1995; Dell'Anno *et al.*, 2008; Joseph *et al.*, 2008).

## **Conclusiones**

La variación espacial a escala de sector en la composición granulométrica, distribución de MOT y fitopigmentos evidencian diferentes condiciones hidrodinámicas y morfológicas entre ellos. Los sectores internos constituyen ambientes más protegidos que favorecen la acumulación de sedimentos más finos y materia orgánica, así como el desarrollo de una mayor biomasa de productores primarios.

En función de la mayor contribución de CHO es posible afirmar que en abril la materia orgánica sedimentaria es más antigua, está más degradada y tienen menor valor nutricional para los organismos bentónicos. Por otro lado, en octubre la mayor contribución de PRT y LPD muestran que la materia orgánica es más fresca, lábil, con mayor contenido energético y valor como fuente de alimento para el bentos.

Las diferencias morfológicas e hidrodinámicas entre los tipos de hábitats estuarinos son factores importantes en la determinación del estado trófico bentónico de estos sistemas, promoviendo condiciones eutróficas en las lagunas y en general meso-oligotróficas en los arroyos.

Este estudio verifica la utilidad de la cantidad y calidad de la materia orgánica como herramienta para establecer el estado trófico bentónico y la calidad ambiental de distintos tipos de hábitats estuarinos.

## Referencias bibliográficas

- Albertelli, G., Covazzi-Harriague, A., Danovaro, R., Fabiano, M., Frascchetti, S. & Pusceddu, A. 1999. Differential responses of bacteria, meiofauna and macrofauna in a shelf area (Ligurian Sea, NW Mediterranean): role of food availability. **Journal of Sea Research** ,42: 11-26.
- Aller, R. C. 1982. The effects of macrobenthos on chemical properties of marine sediments and overlying water. In: McCall, P.L., Tevesz, J.S. (Eds.), **Animal-Sediment Relations**. Plenum Publishing Company, New York, 53-102.
- Aubriot L., Conde D., Bonilla S., Hein & Britos A. 2005. Vulnerabilidad de una laguna costera en una Reserva de Biosfera: indicios recientes de eutrofización. Vila I. & Pizarro J. (Eds). **Eutrofización de Lagos y Embalses**. CYTED XVIIIB, Chile, 65-85.
- Baldi, F., Marchetti, D., Pini, F., Fani, R., Michaud, L., Lo Giudice, A., Berto, D. & Giani, M. 2010. Biochemical and microbial features of shallow marine sediments along the Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). **Continental Shelf Research** 30: 1614-1625.
- Bianchi, T. S. 2007. **Biogeochemistry of Estuaries**. Oxford University Press ., Oxford; 706p.
- Bonilla, S. 1998. Estructura y dinámica de la comunidad epifítica algal en un sistema somero mixohalino. **Tesis de Maestría** en Biología, Universidad de la República, Uruguay, 96 p.
- Bricker, S. B., Ferreira, J. G. & Simas, T. 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. **Ecological Modelling**, 169: 39-60.
- Brotas, V. & Plante-Cuny M. R. 1996. Identification et quantification des pigments chlorophylliens et caroténoïdes des sédiments marins: un protocole d'analyse par HPLC. **Oceanologica Acta**, 19: 623-634.
- Byers, S. C., Mills, E. L. & Sewart, P. L. 1978. A comparison of methods to determining organic carbon in marine sediments, with suggestion for a standard method. **Hydrobiology**, 58: 37-43.
- Cividanes, S., Incera, M. & Lopéz, J. 2002. Temporal variability in the biochemical composition of sedimentary organic matter in an intertidal flat of the Galician coast (NW Spain). **Oceanologica Acta**, 25: 1-12.



- Cloern, J. E. 2001. Our evolving conceptual model of coastal eutrophication problem (Review). **Marine Ecology progress series**, 210: 223-253.
- Conde, D., Arocena, R. & Rodríguez-Gallego, L. 2002. Recursos acuáticos superficiales de Uruguay: ambientes algunas problemáticas y desafíos para la gestión (I y II). **AMBIOS** III, 10: 5-9 y IV, 11: 32-33.
- Conde, D., Bonilla, S., Aubriot, L., De Leon, 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. 2002. Problemática ambiental y gestión de las lagunas costeras atlánticas de Uruguay. **Perfil Ambiental 2002**. Domínguez, A. y Prieto, R. (Eds.). NORDAN, Montevideo, 149-166.
- 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 de Uruguay. **PNUD/GEF/RLA/99/G31** (FREPLATA-Ciencias 8), Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Uruguay; 76p.
- Conde, D. & Sommaruga, R. 1999. A review of the state of Limnology in Uruguay In: Limnology in Developing Countries. Wetzel & Gopal (eds). **International Scientific Publications/SIL** (ISBN: 81-86047-19-0) New Delhi, 1-31.
- Danovaro, R. 1996. Detritus-bacteria-meiofauna interactions in seagrass bed (*Posidonia oceanica*) of the NW Mediterranean. **Marine Biology**, 127: 1-13.
- Danovaro, R., Fabiano, R. & Boyer, M. 1994. Seasonal changes of benthic bacteria on seagrass bed (*Posedonia oceanica*) of Ligurian sea in relation to origin, composition and fate of the sediment organic matter. **Marine Biology**, 119: 489-500.
- Danovaro, R., Fabiano, M. & Della Croce, N. 1993. Labile organic matter and microbial biomasses in deep-sea sediments (Eastern Mediterranean Sea). **Deep-Sea Research I**, 40(5) 953-965.
- Danovaro, R. & Fabiano, M. 1997. Seasonal Changes in Quality and Quantity of Food Available for Benthic Suspension-feeders in the Golfo Marconi (North-western Mediterranean). **Estuarine Coast Shelf Science**, 44: 723-736.
- Danovaro, R., Marraleb, 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. **Journal of Sea Research**, 42: 117-129.
- Day, J. W., Hall, C. A. S., Kemp, W. M. & Yañez-Arancibia, A. 1989. **Estuarine ecology**. Wiley & Sons Publications, New York, 558 p.
- Defeo, O., Horta, S., Carranza, A., Lercari, D., de Alava, A., Gómez, J., Martínez, G., Lozoya, J. P. & Celentano, E. 2009. Hacia una implementación de áreas marinas protegidas como herramienta para el manejo y conservación de la fauna marina costera. **PDT-S/C/OP/07/49**-Facultad de Ciencias, Universidad de la República, DINARA-MGAP, Uruguay, 138p.
- De Jonge, V. E. 1980. Fluctuations in the organic carbon to chlorophyll *a* ratios for estuarine benthic diatom populations. **Marine Ecology Progress Series**, 2: 345-353.
- Dell' Anno, A., Mei, M. L. & Danovaro, R. 2002. Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine system: a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. **Marine Pollution Bulletin**, 44: 611-622.
- Dirección Nacional de Meteorología**. Datos precipitaciones, estaciones: laguna del Sauce y laguna de Rocha, abril y octubre de 2008. [www.meteorologia.com.uy](http://www.meteorologia.com.uy)
- Fabiano, M. & 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.
- Fabiano, M., Danovaro, R. & Frascchetti, S. 1995. A three-year time series of elemental and biochemical of organic matter in subtidal sand sediments of the Ligurian Sea (Northwestern Mediterranean). **Continental Shelf Research**, 15: 1453-1469.
- Ferreira, J. G., Andersen, J. H., Borja, A., Bricker, S. B., Camp, J., da Silva, C. M., Garcés, E., Heiskanen, A. S., Humborg, C., Ignatiades, L., Lancelot, C., Menesguen, A., Tett, P., Hoepffner, N. & Claussen, U. 2011. Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 93: 117-131.
- Fishez, R. 1991. Composition and fate of organic matter in submarine cave sediments; implications for the biogeochemical cycle of organic carbon. **Oceanologica Acta**, 14(4): 369-377.

- Folch, J., Lees, M. & Sloane Stanley, G. H. 1957. A simple method for the isolation and purification of total lipids from animal tissues. **Journal Biology Chemistry**, 226: 497-509.
- Folk, R. L. & Ward, W. C. 1957. Brazos River bar: a study of the significance of grain size parameters. **Journal of Sedimentary Petrology**, 27: 3-26.
- Galois, R., Blanchard, G., Seguignes, M., Huet, V. & Joassard, L. 2000. Spatial distribution of sediment particulate organic matter on two estuarine mudflats: a comparison between Marennes-Oléron Bay (France) and the Humber estuary. **Continental Shelf Research**, 20: 1199-1217.
- Garrigue, C. 1998. Distribution and biomass of microphytes measured by benthic chlorophyll a in a tropical lagoon (New Caledonia, South Pacific). **Hydrobiologia**, 385:1-10.
- Gerchacov, S. M. & Hatcher, P. G. 1972. Improved technique for analysis of carbohydrates in the sediment. **Limnology and Oceanography**, 17: 938-943.
- 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 uruguayas**. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo, 668p
- Giménez, L., Borthagaray, A., Rodríguez, M., Brazeiro, A. & Dimitriadis, K. 2005. Scale-dependent patterns of macroinfaunal distribution in soft sediment intertidal habitats along a large-scale estuarine gradient. **Helgoland Marine Research**, 59: 224-236.
- Giménez, L., Dimitriadis, C., Carranza, A., Borthagaray, A. & Rodríguez, M. 2006. Unravelling the complex structure of a benthic community: a multiscale-multianalytical approach to an estuarine mudflat. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 68: 462-472.
- Gray, J. S. & Elliott, M. 2009. **Ecology of Marine Sediments**, From Science to Management. Oxford University Press, 225p
- Grémare, A., Medernach, L., deBovée, F., Amoroux, J.M., Vétion, G. & Albert, P. 2002. Relationships between sedimentary organics and benthic meiofauna on the continental shelf and the upper slope of the Gulf of Lions (NW Mediterranean). **Marine Ecology Progress Series**, 234:85-94.

- Grimshaw, H., Rosen, M., Swift, D., Rodberg K. & Noel, J. 1993. Marsh phosphorous concentrations phosphorous content and species composition of Everglades periphyton communities. **Archiv für Hydrobiologie**, 128:257-276.
- Hartree, E. F. 1972. Determination of proteins: a modification of the Lowry method that give a linear photometric response. **Analytical Biochemistry**, 48: 422-427.
- Incera, M., Cividanes, S. P., Lastra, M. & López, J. 2003. Temporal variability of sedimentary organic matter in sandy beaches on the northwest coast of the Iberian Peninsula. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 58: 55-61.
- Joseph, M. M., Kumar, C. S. R., Kumar, T. R. G., Renjith, K. R. & Chandramohanakumar, N. 2008. Biogeochemistry of surficial sediments in intertidal system of a tropical environment. **Chemistry and Ecology**, 24: 247-258.
- Kandratavicius, N. 2011. Ecología de la comunidad meiobentónica de estuarios uruguayos: una aproximación mediante múltiples escalas. **Tesis de maestría en Biología opción Ecología**, Universidad de la República, Uruguay, 82p.
- Killops, S. & Killops, V. 2005. **Introduction to Organic Geochemistry**. 2<sup>da</sup> edición. Blackwell Science Ltd, Oxford, 393p.
- Kjerfve, B. 1994. **Coastal lagoon processes**. Elsevier; Oceanography series, Amsterdam, 563p.
- Knoppers, B. 1994. Aquatic primary production in coastal lagoons. Pp. 243-286. Kjerfve, .B. (Ed). **Coastal lagoon processes**. Elsevier; Oceanography Series, Amsterdam, 563p.
- Libes, S. M. 1992. **An Introduction to Marine Biogeochemistry**. John Wiley & Son, New York; 734p.
- Lorenzen, C. J. 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: Spectrofotometric equations. **Limnology and Oceanography**, 12: 343-346.
- Lowry, O. H., Rosebrough, N. J., Farr, A. L. & Randall R. J. 1951. Protein measurement with the folin phenol reagent. **Journal Biology Chemistry**, 193: 265-275.
- Nagy, G. J, Sans, K., Lagomarsino, J. J. & André, E. 2004. Estado trófico y cargas de efluentes al Río de la Plata y Océano Atlántico (Reporte 4). **Convenio FREPLATA-DINAMA-Facultad de Ciencias**: Evaluación de las cargas de contaminantes aportadas por los afluentes del Río de la Plata y Océano

- Atlántico en la costa uruguaya. Sección Oceanología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Uruguay, 18p.
- Nixon, S. W. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. **Ophelia**, 41: 199-219.
- Manini, E., Danovaro, R. & Fabiano, M., 2001. Benthic–pelagic coupling in frontal system areas of the northern Adriatic Sea: analysis of the carbon budgets. **Chemistry and Ecology**, 18: 1-9.
- Marsh, J. B. & Weinstein, D. B. 1966. Simple charring methods for determination of lipids. **The Journal of Lipid Research**, 7: 574-576.
- Meerhoff, E. 2009. Variación espacio temporal de las comunidades espacio temporal de las comunidades macrobentónicas de cinco lagunas costeras del Uruguay. **Tesis de Maestría** en Biología opción Ecología, Universidad de la República, Uruguay, 143p.
- Moreno, S. & Niell, F. X. 2004. Scales of variability in the sediment chlorophyll content of the shallow Palmones River Estuary, Spain. **Estuarine Coastal and Shelf Science**. 60: 49-57.
- Muniz, P. & Venturini N. 2001. Spatial distribution of the macrozoobenthos in Solís Grande stream estuary (Canelones-Maldonado; Uruguay). **Brazilian Journal of Biology**, 61(3): 409-420.
- Perissinotto, R., Stretch, D. D., Whitfield, A. K., Adam J. B., Forbes, A. T. & Demetriades, N. T. 2010. Ecosystem Functioning of Temporarily Open/Closed Estuaries in South Africa. Pp. 1-69. En: Crane, J. E. & Solomon, A. E. (Eds.). **Estuaries: Types, Movement Patterns and Climatological Impacts**. Nova Science Publishers, New York, 329p.
- Phleger, F. B. 1981. A review of some general features of coastal lagoons. Coastal Lagoons Research, Present and Future, UNESCO Technical Papers. **Marine Science**, 33: 7-14.
- Pusceddu, A., Bianchelli, S., Gambi, C. & Danovaro, R. 2011. Assessment of benthic trophic status of marine coastal ecosystems: Significance of meiofaunal rare taxa. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 93: 420-430.
- 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 System: A Case Study in a Mediterranean Coastal Lagoon. **Estuaries**, 26 (3): 641-650

Pusceddu, A., Dell'Anno, A. & Fabiano, M. 2000. Organic matter composition in coastal sediments at Terra Nova Bay (Ross Sea) during summer 1995. **Polar Biology**, 23: 288-293.

Pusceddu, A., Dell'Anno, A., Fabiano, M. & Danovaro, R., 2009. Quantity and bioavailability of sediment organic matter as signatures of benthic trophic status. **Marine Ecology Progress Series**, 375: 41-52.

Pusceddu, A., Gambi, C., Manini, E. & Danovaro, R., 2007. Trophic state, ecosystem efficiency and biodiversity of transitional aquatic ecosystem: analysis of environmental quality based on different benthic indicators. **Chemistry and Ecology**, 23 (6): 505-515.

Pusceddu, A., Grémare, A., Escoubeyroub, K., Amouroux, J. M., Fiordelmondo, C. & Danovaro, R. 2005. Impact of natural (storm) and anthropogenic (trawling) sediment resuspension on particulate organic matter in coastal environments. **Continental Shelf Research**, 25: 2506-2520.

Pusceddu, A., Sarà, G., Fabiano, M. & Mazzola, A. 1999. Seasonal and spatial changes in the sediment organic matter of a semi-enclosed marine system (W-Mediterranean Sea). **Hydrobiologia**, 397: 59-70.

Rodríguez-Gallego, L. 2010. Eutrofización de las lagunas costeras de Uruguay: impacto y optimización de los usos del suelo. **Tesis de doctorado** en PEDECIBA, Universidad de la República, Uruguay, 172p.

**Servicio de Oceanografía, Hidrología y Meteorología de la Armada (SOHMA)**. Datos de precipitaciones, estación la Paloma, abril y octubre de 2008. [www.sohma.armada.mil.uy](http://www.sohma.armada.mil.uy)

Sommaruga, R. & Conde, D. 1990. Distribución de materia orgánica en los sedimentos recientes de la Laguna de Rocha (Rocha Uruguay). **Atlantica**, 12: 35-44.

Stat Soft, Inc. 2004. **STATISTICA** for the Windows Operating System. Release 7. StatSoft, Inc., Tulsa OK, USA.

Suguio, K. 1973. **Introdução à sedimentologia**. Edgard Blücher. Sao Paulo, 307p.

Sündback, K. 1983. Microphytobenthos on sand in shallow brackish water. Öresund Sweeden. Primary production, chlorophyll a content and species composition (Diatom) in relation to some ecological factors. **Tesis Doctoral**. Department of Systematic Botany, University of Lund, Sweeden. LUNDS/ (NBBS-1006): 209p.

- Tselepides, A., A. Dell' Anno, A., Polychronaki, T., Akoumianaki, I., Marrale, D., Pusceddu, A., Fabiano, M. & Danovaro, R. 2000. Organic matter composition of the continental shelf and bathyal sediments of the Cretan Sea (NE Mediterranean). **Progress in Oceanography**, 46:311–344.
- Venturini, N., Pita, A. L., Brugnoli, E., García-Rodríguez, F., Burone, L., Kandratavicius, N., Hutton, M. & Muniz, P. 2011. Benthic trophic status of sediments in a metropolitan area (Rio de la Plata estuary): Linkages with natural and human pressures. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, doi.org/10.1016/j.ecss.2011.08.016.
- Vezzulli, L. & Fabiano, M. 2006. Sediment biochemical and microbial variables for the evaluation of trophic status along the Italian and Albanian continental shelves. **Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom**, 86: 27-37.
- Wainrigh, S. C. & Hopkinson, C. S. Jr. 1997. Effects of sediment resuspension on organic matter processing in coastal environments: A simulation model. **Journal of Marine System**, 11:353–368.
- Waldbusser, G. G., Marinelli, R. L., Whitlatch, R. B. & Visscher, P. T. 2004. The effects of infaunal biodiversity on biogeochemistry of coastal marine sediments. **Limnology and Oceanography**, 49: 1482-1492.
- Welker, C., Sdrigotti, E., Covelli, S. & Faganelli, J. 2002. Microphytobenthos in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea): relationships with labile sedimentary organic matter and nutrients. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 55: 259-273.
- Zar, J. H. 1999. **Biostatistical Analysis**. Prentice-Hall, Inc. Upper Saddle River, New Jersey; 663p.