



UNIVERSIDAD  
DE LA REPUBLICA  
URUGUAY



FACULTAD DE  
**CIENCIAS**  
UDELAR | [fcien.edu.uy](http://fcien.edu.uy)



PEDECIBA  
MEC-UDELAR

**Universidad de la República - Facultad de Ciencias  
Sección Oceanografía y Ecología Marina**

**PEDECIBA - Área Geociencias**

**Tesis para optar al Título de Magister en Geociencias**

**IMPACTO DE LA CONTAMINACIÓN POR HIDROCARBUROS SOBRE LAS  
COMUNIDADES BENTÓNICAS DE LA ZONA COSTERA DE MONTEVIDEO**

**Autora: Lic. MARÍA EUGENIA PEDELACQ VILAR**

**Director de Tesis: Dr. Pablo MUNIZ**

**Montevideo – Uruguay**

**2021**



## **PÁGINA DE APROBACIÓN**

Orientador: Dr. Pablo Muniz

Tribunal:

Fecha:

Calificación:

Autora: Lic. Biol. María Eugenia Pedelacq Vilar

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradezco fundamentalmente a la Sección Oceanografía y Ecología Marina del Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales (IECA) de la Facultad de Ciencias de la Universidad de la República (UdelaR).

Al Programa de Desarrollo de las Ciencias Básicas (PEDECIBA), área Geociencias.

A la Agencia Nacional de Investigación e Innovación (ANII) por otorgarme la beca de Maestría, sin la cual hubiera sido imposible desarrollar el trabajo.

A todo el Grupo Bioindicadores Bentónicos del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras de la Universidad Nacional de Mar del Plata (IIMyC, UNMDP), en Argentina. En especial, a Griselda Garaffo y a Elizabeth Llanos.

A mis compañeras y compañeros de la sección OEM, en especial a Pablo por abrirme las puertas del laboratorio y a todos por haberme recibido, acompañado y enseñado tanto en estos años.

A todas y todos aquellos que me acompañan en este proceso, en especial a Nacho y a Indio.

A los y las que están lejos también pero no dejan de estar presentes, mis amigas, amigos y mi familia en Buenos Aires.

## Tabla de contenido

Página de aprobación .....	iii
Agradecimientos .....	iv
Resumen .....	vii
Palabras claves .....	vii
<b>1. INTRODUCCIÓN GENERAL .....</b>	<b>9</b>
1.1. Caracterización de estuarios .....	9
1.2. Contaminación orgánica: los Hidrocarburos .....	10
1.3. Comunidades bentónicas como bioindicadoras.....	12
1.4. Área de estudio y Antecedentes.....	13
1.5. Estrategias de trabajo.....	16
1.6. Objetivos.....	16
<b>2. MATERIALES Y MÉTODOS GENERALES .....</b>	<b>18</b>
2.1. Colecta de muestras y datos.....	18
2.2. Análisis de variables abióticas e hidrocarburos .....	20
2.3. Análisis de Macrofauna .....	22
<b>3. CAPÍTULO 1: “Estructura de la comunidad de macrofauna bentónica de la costa de Montevideo y su relación con el grado de contaminación por hidrocarburos”</b>	<b>23</b>
3.1 Introducción .....	23
3.2 Materiales y Métodos .....	26
3.2.1. Análisis de datos .....	26
3.2.2. Índices bióticos.....	26
3.2.3. Modelos Lineales Generalizados (GLM) .....	29
3.3. Resultados.....	30
3.3.1. Ambientales .....	30
3.3.2. Hidrocarburos .....	34
3.3.3. Macrofauna bentónica.....	44
3.4 Discusión.....	61
<b>4. CAPÍTULO 2: “Diversidad funcional del ensamble macrobentónico de la costa de Montevideo y su relación con niveles de calidad ambiental” .....</b>	<b>72</b>
4.1. Introducción .....	72
4.2. Materiales y Métodos .....	76
4.2.1. Rasgos biológicos .....	76

4.2.2. Índices de diversidad funcional.....	76
4.3 Resultados.....	80
4.3.1. BTA .....	80
4.3.2. Índices de Diversidad Funcional .....	84
4.4. Discusión.....	91
4.4.1. Análisis de rasgos funcionales (BTA).....	91
4.4.2. Índices de diversidad funcional.....	95
5. CONCLUSIONES GENERALES Y PERSPECTIVA.....	101
Referencias .....	106
Anexo A.....	126
Anexo B.....	27
Lista de abreviaciones .....	27

## RESUMEN

La costa de Montevideo comprendida en el estuario del Río de la Plata (RdIP), se encuentra fuertemente afectada por las actividades antrópicas. Los hidrocarburos alifáticos (AHs) y los policíclicos aromáticos (PAHs) son utilizados como marcadores de dichas actividades y las comunidades de macrofauna bentónica, como indicadores del estado ecológico de los ecosistemas. El presente trabajo tuvo por objetivo investigar la relación entre los diferentes grados de contaminación por hidrocarburos y la estructura ecológica y funcional de la comunidad macrobentónica de la región costera submareal de Montevideo. Se midieron parámetros ambientales de la columna de agua y tomaron muestras de sedimento con una draga van Veen de 0,05 m<sup>2</sup> durante julio de 2009, enero 2010 y marzo 2011. En el Capítulo 1 se relacionaron los niveles de contaminación con las variables abióticas y la estructura y composición de los ensamblajes macrobentónicos. Se calcularon índices para determinar el origen de los hidrocarburos, índices bióticos y estado ecológico. Se identificó en la zona Oeste la presencia de hidrocarburos biogénicos, comunidades con menor riqueza, diversidad y calidad ecológica en 2010. La zona interna de la bahía contaminada por petróleo e hipertrófica, comunidades de menor riqueza y diversidad y alta dominancia en relación a la zona externa, la cual presentó hidrocarburos de origen natural y pirolíticos y estado eutrófico. En la zona Este, hidrocarburos pirolíticos, comunidades heterogéneas, con una tendencia a mejorar el estado ecológico en 2011. La dominancia de *H. australis* fue determinante en el ordenamiento de las comunidades. En el Capítulo 2 se analizaron los efectos de las variables abióticas e hidrocarburos en el funcionamiento del ensamblaje macrobentónico, a través del análisis de rasgos funcionales (BTA) e índices de diversidad funcional (DF). Se observó cierto recambio de especies en la transición 2010 a 2011, encontrando especies oportunistas de primer y segundo orden en el 2010 y especies sensibles, tolerantes o indiferentes a las perturbaciones en 2011. El 2011 tuvo una mayor redundancia funcional. Los índices de DF indicaron que, en promedio, 2011 tuvo mejores condiciones que 2010 y tuvieron una relación negativa con el índice de calidad ambiental AMBI. Este análisis de enfoques combinados, tiene un alto potencial de aplicación en el monitoreo de la calidad ambiental.

**Palabras claves:** Indicadores bentónicos, Hidrocarburos, Estuario, Diversidad funcional, Rasgos funcionales, Macroinvertebrados.

# 1. INTRODUCCIÓN GENERAL

## 1.1. Caracterización de estuarios

Entre los ecosistemas costeros, los estuarios son de gran importancia tanto desde el punto de vista biológico por su productividad, como por las actividades antrópicas que en ellos se desarrollan. Estos sistemas, salvo excepciones, están fuertemente afectados por la urbanización, construcción de puertos, el desarrollo industrial, descargas de aguas residuales y derrames de petróleo (McLusky & Elliott, 2004). Además de la variabilidad producida por la influencia antrópica, los estuarios están expuestos a cambios profundos en las variables fisicoquímicas debido a la incesante mezcla de agua dulce y salada (George et al., 2012). Los estuarios constituyen el límite transicional entre el sistema continental y el oceánico, funcionando como un ecotono de gran heterogeneidad ambiental (Elliott & Whitfield, 2011; Caeiro et al., 2012). En estos ambientes confluyen una diversidad de procesos físicos, químicos, geológicos y atmosféricos (McLusky & Elliott, 2004; Gray & Elliott, 2009), que provocan variaciones tanto en la salinidad como en la carga de materia orgánica, la estabilidad de los sedimentos y las concentraciones de oxígeno que se reflejan tanto en escalas espaciales como temporales (Tweedley, 2015).

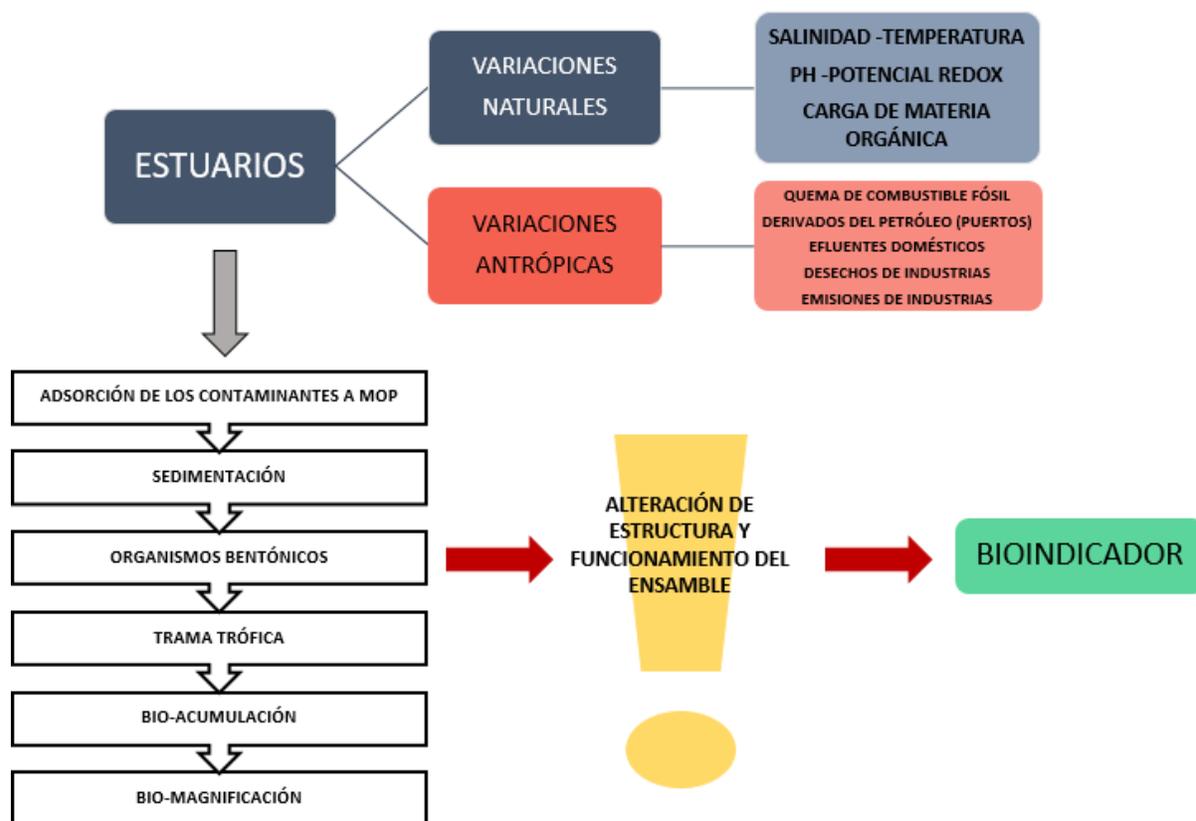
Las especies que habitan los estuarios, además de las típicas de ambientes mixohalinos, son aquellas marinas capaces de penetrar y vivir en este tipo de ambiente inestable (Miller & Dunn, 1980; Boschi, 1988) como por ejemplo *Cynoscion guatucupa* (Cuvier, 1830) y *Engraulis anchoita* (Hubbs & Marini, 1935). Estos ambientes son adecuados para que ciertas especies de peces e invertebrados con alto valor comercial, desarrollen al menos una etapa de su ciclo de vida allí (Miller & Dunn, 1980), de ahí parte de su gran importancia ecológica y económica. Los problemas más graves que enfrentan hoy en día estos ecosistemas costeros son la eutrofización antrópica, los patógenos transmitidos por el agua, los ciclos de erosión y deposición de sedimentos (McLusky & Elliott, 2004) y la presencia de compuestos xenobióticos (Wu, 1999). Se han reportado diversos efectos ecológicos a nivel de las comunidades y/o los ecosistemas, como fuertes correlaciones negativas entre parámetros de la comunidad (abundancia, número de especies y diversidad) y concentraciones de hidrocarburos de petróleo en los sedimentos (Venturini

& Tomassi, 2004; Barros et al., 2008, 2012; Lu, 2005). También, la presencia de hidrocarburos y de ciertos metales, genera respuestas poblacionales y comunitarias semejantes al efecto del enriquecimiento orgánico, como es la alta abundancia de unas pocas especies del tipo r estrategias (oportunistas) en sitios cercanos a la fuente de contaminación (Egres et al., 2019; Kingston, 1992). Es decir que tanto el tipo de perturbación, como las características de cada estuario y sus interacciones, producen un amplio espectro de respuestas y en diversos niveles de organización biológica (Acha et al., 2008; Alves et al., 2013; Camargo et al., 2017; Cheng et al., 2013).

## **1.2. Contaminación orgánica: los Hidrocarburos**

Entre los muchos contaminantes que ingresan a los ecosistemas estuarinos, se destacan los orgánicos, que son comúnmente utilizados como marcadores de eventos antrópicos y/o de origen natural, por el hecho de presentar especificidad con la fuente de origen, estructura estable y resistencia a los procesos de degradación pre y post depósito. Algunos de los marcadores relacionados con las actividades antrópicas son hidrocarburos derivados del petróleo (Muniz et al., 2013; Venturini et al., 2008). Los sedimentos son reconocidos como excelentes sumideros para dichos contaminantes (Mille et al., 2007) y constituyen una matriz apropiada para el análisis químico (Hellou et al., 2002). Una gran parte de los hidrocarburos se adhiere a las partículas suspendidas y se acumula en los sedimentos subyacentes, constituyendo depósitos a largo plazo y fuentes secundarias de contaminación (Latimer & Quinn, 1996; Colombo et al., 2005). Existen dos tipos de hidrocarburos de especial interés, los alifáticos (AHs) y los policíclicos aromáticos (PAHs). Los AHs pueden ser tanto biogénicos, sintetizados por organismos marinos, plantas, bacterias, fitoplancton y zooplancton, como de fuentes antrópicas tales como productos derivados del petróleo (Wang. et al., 2009, 2012). Los PAHs pueden ser petrogénicos, pirogénicos y/o biogénicos (Yunker & Macdonald, 2003) pero principalmente las fuentes están relacionadas con actividades de origen antrópico, como la combustión incompleta de combustibles fósiles, carbón y biomasa vegetal, además del petróleo crudo y sus derivados (Liu et al., 2009). Debido a su carácter hidrofóbico, estos compuestos tienden a adsorberse en la materia orgánica particulada (MOP) y a depositarse en el sedimento, donde se acumulan pudiendo alcanzar altas

concentraciones (Readman et al., 2002). La importancia de estos compuestos radica en que una vez en el sedimento, ingresan al ecosistema acuático, tienden a acumularse y a persistir por años presentando alta toxicidad para los organismos por su potencial cancerígeno y mutagénico (UNEP, 1991). Asimismo, la acumulación y/o efecto de estos contaminantes puede alterar la estructura y función de las comunidades marinas (Figura 1), especialmente las bentónicas (Heip et al., 1992; Ocon et al., 2008), afectando potencialmente rasgos específicos de algunas especies importantes en el ensamble, o bien la estructura de la comunidad (Egres et al., 2019). Estudios previos indican que la descomposición de la materia orgánica, la dinámica del oxígeno y el reciclado de nutrientes, también se han visto afectados por la presencia de hidrocarburos (Camargo et al., 2017; Law & Biscaya, 1994; Venturini et al., 2008; Cibic et al., 2012). Por lo tanto, como fue resaltado por Venturini et al. (2008), resulta necesario estudiarlos y cuantificarlos, con el fin de evaluar los efectos de los contaminantes en un determinado ecosistema.



**Figura 1.** Esquema general de fuentes de contaminación/perturbación en estuarios y destino de contaminantes y su uso como indicadores ambientales.

### 1.3. Comunidades bentónicas como bioindicadoras

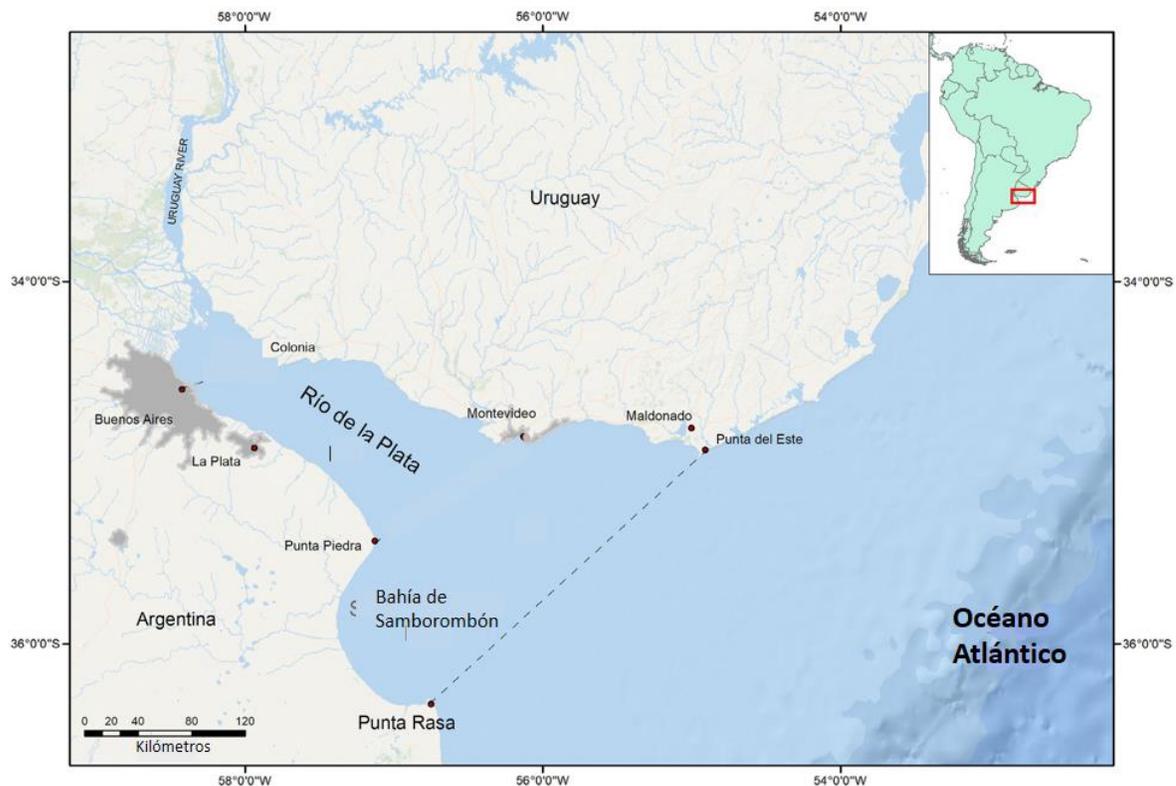
Alrededor del mundo se ha estudiado la relación de los contaminantes orgánicos y el macrobentos debido su sensibilidad a las perturbaciones ambientales. Como es el caso de Agard et al. (1993) que demostraron que las comunidades macrobénticas cercanas a una refinería de petróleo en Trinidad y Tobago, presentaron mayores niveles de estrés respecto de aquellas comunidades cercanas a una filtración natural de petróleo. También en Argentina, en el puerto de Mar del Plata asociaron los altos niveles de contaminación orgánica (esteroles e hidrocarburos) con la baja diversidad bentónica y la baja calidad ambiental (Albano et al., 2013). En Brasil, Camargo et al. (2017) realizaron un estudio en dos bahías diferentes y concluyeron que los niveles de PAHs fue el principal factor en estructurar las comunidades del fondo.

La macrofauna bentónica es ampliamente utilizada en estudios de impacto y monitoreo ambiental debido a su presencia ubicua, su baja movilidad y su gran importancia para el funcionamiento y estructuración del ecosistema (Dauvin et al., 2010; Patrício et al., 2012; Egres et al., 2019). Además, por responder rápidamente a cambios espacio-temporales y detectar señales de degradación, son considerados efectivos indicadores de la calidad de los ambientes marinos (Warwick, 1993). Estudios previos indican que, de manera general, los múltiples factores que determinan la estructura de la comunidad bentónica al estar inter-relacionados también pueden tener efectos sinérgicos (Venturini et al., 2008). Diversos estudios que intentan explicar las relaciones entre los diferentes tipos de contaminantes y las comunidades macrobentónicas indican que, un diseño de muestreo adecuado en combinación con amplios sets de datos ambientales y matrices biológicas sometidos a análisis multivariados, son robustos para detectar patrones de ordenamiento relacionados con los hidrocarburos derivados del petróleo (Belan, 2003; Camargo et al., 2017; Muniz et al., 2005; Olsgard & Gray, 1995, Piló et al., 2015; Rakocinski et al., 2000; Veiga et al., 2016; Venturini et al., 2004; Yu et al., 2013). Así como también para identificar posibles mecanismos causales de cambios en el funcionamiento de la comunidad (Egres et al., 2019; Gusmao et al., 2016; Piló et al., 2016; Van der Linden et al., 2015)

#### **1.4. Área de estudio y Antecedentes**

El estuario del Río de la Plata, ubicado en la costa atlántica de América del Sur, entre Argentina y Uruguay (35–36°S), drena la segunda cuenca más grande del continente (la cuenca del Plata). Siendo los ríos Paraná y Uruguay los principales afluentes (Nagy et al., 1997) (Figura 2). Cubre una gran extensión geográfica de 280 km, con un ancho de 25 km en la cabecera y 230 km en la desembocadura ubicada entre Punta Rasa (Argentina) y Punta del Este (Uruguay), lo cual comprende un área mixohalina de 38.000 km<sup>2</sup> (Giberto et al., 2004). Los ríos mencionados aportan una gran cantidad de sedimentos finos al estuario (90% corresponde a limo y 10% a arcilla) (Giberto et al., 2004). A su vez es un ambiente altamente variable caracterizado por un frente de turbidez bien desarrollado y por una fuerte estratificación vertical de la salinidad (Framiñan & Brown, 1996). Los eventos de viento fuertes e impredecibles pueden generar pulsos alternativos de condiciones estratificadas y parcialmente mixtas en periodos cortos de tiempo (Nagy et al., 1997).

El estuario del RdIP es uno de los ambientes estuarinos más importantes del continente, ya que es un área altamente productiva y particularmente relevante para el balance global de carbono, ya que actúa como punto de sumidero de CO<sub>2</sub>, especialmente durante la primavera y el verano (Bianchi et al., 2005). Debido a su productividad, sustenta valiosas pesquerías costeras y artesanales en ambos países (Acha et al., 2008).



**Figura 2.** Mapa de Uruguay y el Río de la Plata. Adaptado de Muniz et al. (2019).

La costa de Montevideo comprendida en el estuario del RdIP, es una zona de gran importancia recreacional, especialmente durante el verano, donde miles de personas hacen uso de sus playas (Venturini et al., 2012). La Bahía de Montevideo se encuentra en la zona media del Río de la Plata (RdIP), abarca un área aproximada de 12 km<sup>2</sup> y tiene una profundidad promedio de 5 m (Muniz et al., 2004a). Esta es una zona costera de gran importancia económica por ser vía de navegación, por su carácter comercial, por el uso recreativo de sus aguas y por la extracción de recursos pesqueros de forma artesanal e industrial (Muniz et al., 2006). Por lo tanto, es una zona donde convergen diversos procesos y actividades. En esta porción de RdIP, muy influenciada también por la descarga del Río Santa Lucía, los sedimentos consisten principalmente en fracciones de limo y arcilla (Ayup, 1986). Los vientos predominantes provienen del NE y del W-SW, y son muy importantes ya que impulsan la circulación del agua a poca profundidad (Moresco & Dol, 1996).

En la Bahía de Montevideo se encuentran la refinería de petróleo ANCAP y el Puerto de Montevideo. Por otro lado, recibe los flujos de agua de los arroyos Miguelete y Pantanoso.

Estas corrientes de agua transportan desechos de industrias diferentes, así como de un gran número de aguas residuales de centros urbanos (Muniz et al., 2002). Además, en la zona de estudio se encuentra la desembocadura del emisor de aguas residuales más importante de Uruguay, localizada en Punta Carretas (Figura 3) (Muniz et al., 2002). Estudios realizados en la costa de Montevideo, indican que existen zonas con diferente grado de contaminación (Muniz & Venturini, 2019). Existen zonas con contaminación crónica debido a la presencia de petróleo crudo y a la combustión del mismo en la Bahía de Montevideo, causada por la cercanía con la refinería de petróleo, el puerto y el vertedero del dragado del puerto. En relación a las comunidades bentónicas, se ha reportado que los ensambles en la bahía tienen una alta dominancia del gasterópodo intermareal *Heleobia australis* (d'Orbigny, 1835) (Muniz & Venturini, 2019). Las zonas adyacentes a la bahía, presentan una contaminación de baja a moderada (Muniz et al., 2002; 2004a, b; 2015; Venturini et al., 2015). De los antecedentes se desprende que la parte interior de la Bahía de Montevideo tiene mayor heterogeneidad en la composición de los sedimentos, mayor carga orgánica y menor contenido de oxígeno en los sedimentos de fondo que las zonas adyacentes incluyendo la zona de Punta Carretas y Punta Yeguas. Esta zona es de particular interés ya que, en Punta Yeguas, el gobierno de Montevideo instaló el segundo emisor de aguas residuales que colecta el saneamiento de toda la zona oeste y parte del centro de la ciudad, liberando el desagüe en las aguas de los arroyos Pantanoso y Miguelete (Figura 3) (Muniz et al., 2019). Es de resaltar que hasta el momento esta parte del saneamiento no ha entrado en funcionamiento, lo que se encuentra en el área son las estructuras físicas parte del sistema de saneamiento, pero no ha comenzado el vertido aún.

A pesar de estos diversos antecedentes mencionados, en Uruguay aún no existen estudios que analicen los efectos de los diferentes hidrocarburos presentes en los ambientes acuáticos y su conjunto sobre la comunidad macrobentónica en la zona costera del Departamento de Montevideo.

Para este trabajo de tesis se consideraron muestras colectadas en el marco de un programa de monitoreo pre-existente financiado por el Banco Interamericano de Desarrollo (BID) y la Intendencia de Montevideo (IM); y ejecutado por el Lab. de Oceanografía y Ecología Marina de la Facultad de Ciencias-Udelar. El objetivo general

es evaluar y monitorear la calidad ambiental y el grado de perturbación del ecosistema costero de Montevideo, mediante diversos enfoques.

En este sentido, el presente trabajo se propone responder las siguientes preguntas:

- ¿El grado de impacto que causan los hidrocarburos se ve reflejado en las variaciones temporales y espaciales de las comunidades macrobentónicas de la costa de Montevideo?
- ¿La combinación de índices clásicos y funcionales permite obtener una aproximación más robusta del estado ecológico de las comunidades macrobentónicas sometidas a contaminación por hidrocarburos?

### **1.5. Estrategias de trabajo**

La Tesis se organiza, además de la Introducción General anteriormente descrita y descripción del Área de estudio, en dos capítulos. Cada capítulo está en formato de artículo científico (subdividido en Introducción, Materiales y Métodos, Resultados y Discusión. El Capítulo 1 se basa en el análisis “clásico” de la comunidad macrobentónica y el capítulo 2 en el análisis funcional de la misma.

Finalmente se presenta un apartado de Conclusiones generales y perspectivas que integra ambos capítulos del trabajo. Esta síntesis pretende reflejar el estado actual de la contaminación por hidrocarburos y su relación con las comunidades bentónicas, considerando los dos enfoques utilizados.

### **1.6. Objetivos**

El presente trabajo tiene por objetivo general investigar la relación entre los diferentes grados de contaminación por hidrocarburos existentes y la estructura ecológica y funcional de la comunidad macrobentónica de la región costera submareal de Montevideo, como indicador de calidad ambiental. Para ello se consideran también características del sedimento y los posibles gradientes en variables ambientales existentes en la zona de estudio.

Los objetivos específicos son:

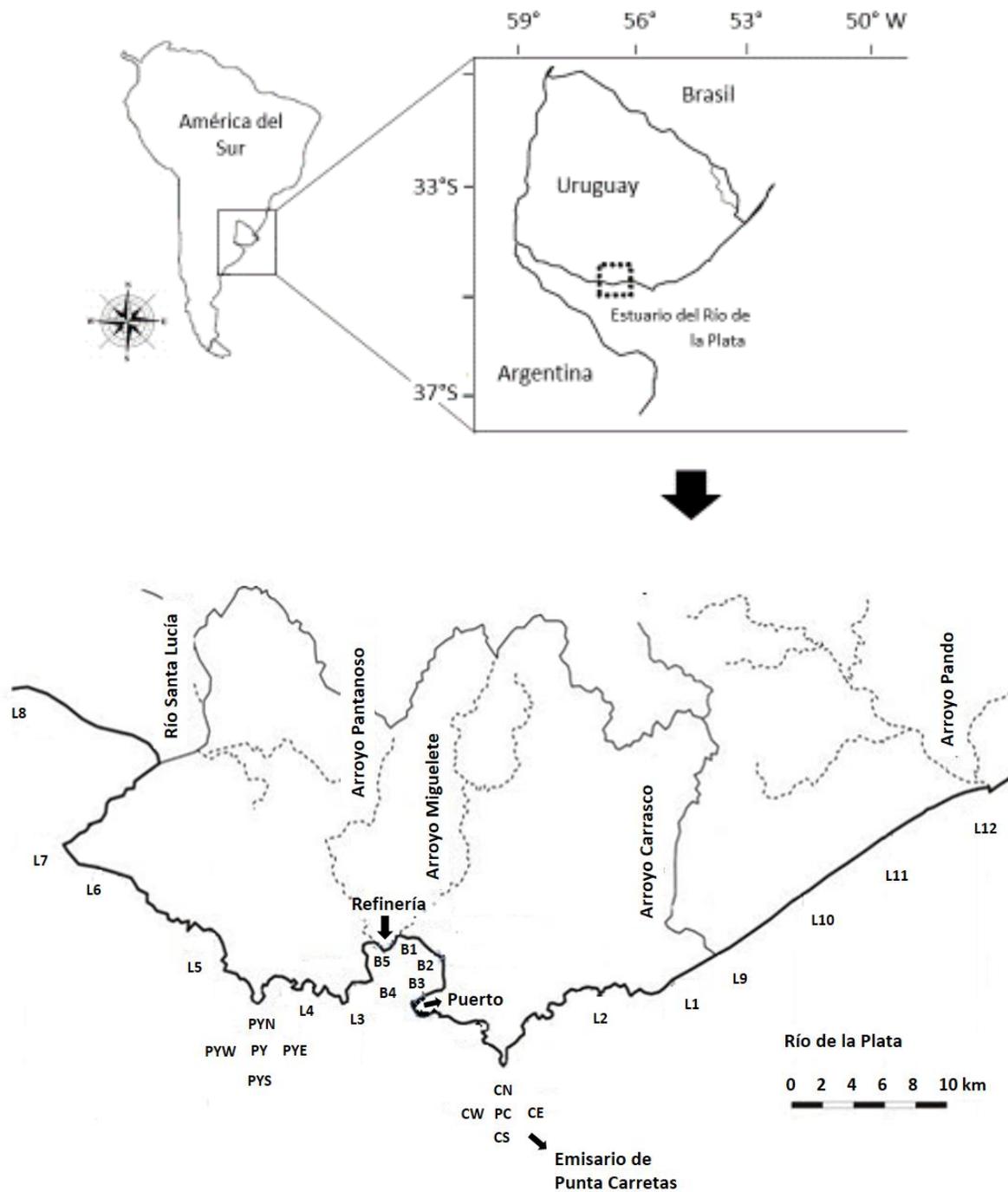
- (a) relacionar los diferentes grados de contaminación de la zona de estudio con las variables ambientales del sistema estuarino (salinidad, temperatura, granulometría, entre otras);
- (b) determinar la relación que existe entre las variables abióticas e hidrocarburos (AHs y PAHs) y la estructura y composición de las comunidades macrobentónicas;
- (c) analizar los efectos de las variables abióticas e hidrocarburos (AHs y PAHs) en el funcionamiento del ensamble macrobentónico;
- (d) evaluar si el cambio de las variables ambientales a lo largo de los tres años de muestreo estudiados se relaciona con la estructura y/o funcionamiento de las comunidades bentónicas.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS GENERALES

### 2.1. Colecta de muestras y datos

Las muestras provienen de diferentes puntos de la costa de Montevideo (Figura 3), que abarca un área desde la desembocadura del Río Santa Lucía (oeste) hasta la desembocadura del Arroyo Pando (este) (Anexo A, Tabla 1). Fueron tomadas en tres épocas del año diferentes (Julio 2009, enero 2010 y marzo 2011) (Figura 4). Los muestreos se realizaron en una embarcación de la Prefectura Nacional Naval (P-44, 10 m. de eslora). Las muestras de sedimentos fueron colectadas de manera de poder representar el gradiente espacial previamente estudiado (antecedentes mencionados en la Introducción, ver por ejemplo Venturini et al., 2015), con las zonas de menor calidad ambiental en la Bahía de Montevideo (estaciones B1, B2, B3, B4, B5) y las zonas de calidad intermedia en las áreas adyacentes (estaciones L1, L2, L3, L4, L5) (Figura 3). Se tomaron dos áreas más, una al oeste (estaciones L6, L7, L8) y otra al este (L9, L10, L11, L12) (Figura 3). Las estaciones L fueron posicionadas a 2000 m. de la costa. En la zona de Punta Carretas se tomaron muestras de manera concéntrica a una distancia de 500 mts. de la boca del emisario en dirección N, S, E y O (estaciones PC, CN, CS, CE, CW) y en la zona de Punta Yeguas se hizo lo mismo considerando el futuro emisario que se planeaba colocar (estaciones PY, PYN, PYS, PYE y PYW) (Figura 3). En cada estación, se midió, *in situ*, la salinidad, temperatura y oxígeno disuelto del agua de fondo y se estimó la profundidad con auxilio de una sonda multiparámetro. Luego se tomaron muestras de sedimentos con una draga van Veen de 0,05 m<sup>2</sup>. Los sedimentos superficiales (0 a 2 cm de profundidad) se colocaron en recipientes de aluminio y se mantuvieron congelados a -20°C. Luego, se liofilizaron, se homogeneizaron en un mortero y se almacenaron en matraces de vidrio (previamente higienizados) hasta el análisis de laboratorio. Además, se tomó otra muestra de sedimento en cada estación para el análisis del tamaño de grano. Por último, con la misma draga se tomaron tres réplicas en cada estación para el análisis de macrofauna.

El año 2009 no se incluyó en el análisis de toda la costa debido a que el set de datos estaba muy incompleto debido a la pérdida de varias muestras por problemas en los muestreos, sólo se consideró la Bahía de Montevideo.



**Figura 3.** Mapa de los sitios de muestreo a lo largo de la costa de Montevideo. B= Bahía de Montevideo; L=estaciones a 2000 m de la costa; PY= Punta Yeguas; PC= Punta Carretas.



**Figura 4.** Imagen satelital del estuario del Río de la Plata mostrando las tres épocas en que se realizaron los muestreos. A. julio 2009; B. enero 2010; C. marzo 2011. Tomado de [worldview.earthdata.nasa.gov](http://worldview.earthdata.nasa.gov)

## 2.2. Análisis de variables abióticas e hidrocarburos

El análisis del tamaño de grano se realizó mediante el método estándar de tamiz seco (Suguio, 1973), separando previamente las fracciones finas, correspondientes a limos + arcillas (<63  $\mu\text{m}$ ).

El contenido de materia orgánica total (MOT) en los sedimentos se determinó por la técnica de pérdida de peso por ignición, calcinando la muestra en una mufla a temperatura constante de 450°C durante cuatro horas, siguiendo la metodología de Byers et al. (1978) y se presentan los resultados en porcentaje (%). La concentración de carbohidratos (CHO) fue estimada según lo descrito por Gerchacov & Hatcher (1972). El análisis de las Proteínas totales (PRT) fue realizado siguiendo la extracción con NaOH (0,5 M, 4 hs.) y determinada según Hartree (1972) y modificado por Rice (1982). La concentración de PRT y CHO fue clasificada según lo descrito por Dell' Anno et al., (2002) para establecer el estado trófico de los sedimentos (Tabla 1).

**Tabla 1:** Valores umbrales propuestos por Dell'Anno et al., (2002) para PRT y CHO, para la clasificación de estado trófico de los sedimentos.

	Biopolímero	Oligo- mesotrófico	Eutrófico	Hiepereutrófico
PRT ( $\text{mg g}^{-1}$ )		< 1.5	>1.5 y < 4	> 4
CHO ( $\text{mg g}^{-1}$ )		< 5	> 5 y < 7	> 7

La relación Carabono/Azufre (C/S) permite inferir las condiciones de óxido-reducción del sedimento. El carbono orgánico y el azufre total se determinaron usando 500 mg de sedimento liofilizado y pesado, luego descarbonado con una solución 1 M de HCl, lavado 3 veces con agua desionizada, liofilizado nuevamente y luego analizado en un analizador automático LECO CNS 2000, en el departamento de Oceanografía Físico-química y Geológica del Instituto Oceanográfico de la Universidad de San Pablo (IOUSP), Brasil.

Los análisis de hidrocarburos en sedimentos se llevaron a cabo siguiendo el método descrito por la UNEP (1992), utilizando cromatografía gaseosa y espectrómetro de masa.

Los AHs fueron analizados utilizando un cromatógrafo de gases Agilent 6890 con un detector de ionización de llama (GC/FID) y una columna capilar de sílice fundida recubierta con 5% de difenilo/dimetilsiloxano (30 m de longitud, 0,25 mm de diámetro interior y 0,25  $\mu$ m de espesor de película). Se utilizó hidrógeno como gas portador. La temperatura del horno se mantuvo a 40°C durante 2 min, luego subió de 40–60°C a 20 °C min<sup>-1</sup>, luego se llevó a 290°C a 5 °C min<sup>-1</sup>, se mantuvo allí durante 5 minutos y finalmente se llevó a 300°C a 10°C min<sup>-1</sup> y se mantuvo durante 10 minutos (Venturini et al., 2015).

Los PAHs fueron analizados con un Agilent GC (modelo 6890) asociado a un Agilent GC/MS (modelo 5973N) y una columna capilar de sílice fundida recubierta con 5% de difenilo/dimetilsiloxano (30 m de longitud, 0,25 mm de diámetro interior y 0,25  $\mu$ m de espesor de película). Se utilizó Helio como gas portador. La temperatura del horno fue la misma empleada para el análisis de AH descrita anteriormente. La adquisición de datos se realizó mediante el modo SIM, y para obtener las mediciones se utilizó un Agilent Enhanced Chemstation G1701 CA (Venturini et al., 2015). Los compuestos se identificaron haciendo coincidir sus tiempos de retención con los resultados obtenidos de mezclas estándar (AccuStandard, Supelco, USA, Fluka, Swiss y Sigma-Aldrich, Alemania). Los PAHs también se identificaron al hacer coincidir sus fragmentos de masa iónica. La cuantificación se realizó mediante el método del área de picos sustitutos y una curva de calibración de 5 puntos para cada clase de compuestos analizados ( $r > 0,995$ ).

Para determinar el grado relativo de biodegradación entre las estaciones de muestreo se utilizaron índices de diagnóstico alifáticos (IDA). Se calculó el Índice de Preferencia de

Carbono – CPI (Wang et al., 1999); el porcentaje de Mezcla compleja sin resolver – % UCM (Commendatore et al., 2012); La relación entre alifáticos de cadena mayor o igual a 24 carbonos/ alifáticos de cadena con menos de 24 carbonos –  $C_{\geq 24}/C_{<24}$ , la razón Pristano/Fitano, la razón Pristano/ alifáticos de 17 carbonos – Pristano/ $nc-17$  (Colombo et al., 1989). También se consideró la sumatoria de AHs totales – SAHs y la de alcanos de cadena lineal – n-alcanos.

Para los PAHs se utilizaron la sumatoria PAHs totales – SPAHs, la razón entre PAHs de Bajo y Alto peso molecular – LMW/HMW (Muel & Saguem, 1985) y la relación entre distintos compuestos que se utilizan para determinar el origen de los PAHs, se calculó la relación fenantreno/ antraceno – Fen/Ant y fluoreno/Fluoreno + pireno – Flu/Flu+Pir (Colombo et al., 1989; Baumard et al., 1998).

### **2.3. Análisis de Macrofauna**

Las muestras para el análisis de macrobentos fueron lavadas y tamizadas a través de una malla de 0,5 mm de abertura y la fracción retenida se almacenó en alcohol 70%. Los organismos se identificaron bajo lupa, clasificándose a nivel específico con bibliografía especializada (claves taxonómicas regional e internacionales) (Rios, 1994; Amaral & Nonato, 1996; Boschi & Cousseau, 2004, Amaral et al., 2005). Las especies fueron contabilizadas y los datos de abundancia expresados en indiv./0,05 m<sup>2</sup>.

Todos los datos necesarios para la realización del presente trabajo fueron obtenidos en forma de base de datos, a partir de los cuales se realizaron los capítulos 1 y 2. A pesar de no haber podido manipular los materiales, todas las técnicas descritas fueron realizadas a lo largo de mi formación. A excepción de los análisis de hidrocarburos, ya que en Uruguay no se cuenta con la tecnología necesaria, por ello fueron realizados en San Pablo, Brasil (IOUSP) y por razones de logística no fue posible viajar para aprender la técnica.

### **3. CAPÍTULO 1: “Estructura de la comunidad de macrofauna bentónica de la costa de Montevideo y su relación con el grado de contaminación por hidrocarburos”**

#### **3.1 Introducción**

Existen diversas formas de clasificar a los organismos bentónicos, una de ellas es de acuerdo a su tamaño. Dentro de esta clasificación, se considera “Macrofauna” a aquellos organismos cuyo tamaño varía aproximadamente entre 500 micras y 5 cm (pudiendo encontrar mayormente poliquetos, moluscos, crustáceos y equinodermos).

Las comunidades macrobentónicas juegan un rol importante en los ecosistemas, por influir en la estructura y el funcionamiento de los mismos, en especial en los sistemas de aguas costeras y estuarinas (es decir, de transición) (Pratt et al., 2014). Algunos de los servicios ecosistémicos proporcionados por la fauna bentónica son la regulación del ciclado de nutrientes (carbono, nitrógeno y azufre), participación en la distribución de los contaminantes, bioturbación, estabilidad de los sedimentos, mineralización de la materia orgánica y contribución a la producción secundaria (Díaz et al., 2005).

Los organismos que conforman los ensambles macrobentónicos tienen ciclos de vida relativamente largos (años), con lo cual integran la historia reciente de los eventos ocurridos en la columna de agua y en el sedimento, pudiendo reflejar disturbios temporales y crónicos (Bigot et al., 2006; Mosbahi et al., 2019; Salas et al., 2006). Asimismo, son capaces de dar respuestas variables según los cambios en las condiciones ambientales (Veiga et al., 2016). Las perturbaciones en estas comunidades pueden reflejarse tanto en la presencia-ausencia y/o abundancia de especies indicadoras (especies beneficiadas o perjudicadas bajo condiciones de estrés) (Grall & Glémarec, 1997), como en la composición de los grupos tróficos (Maurer et al., 1999; Brown et al., 2000) y en la diversidad, observándose menores valores de diversidad a medida que aumenta el nivel de estrés en el ambiente (Salas et al., 2006). En consecuencia, el análisis de estas comunidades se ha constituido como un indicador útil y efectivo del estado ecológico de los sistemas de agua de transición (Dauvin, 2007). Poder detectar los cambios en estos ensambles y analizarlos en combinación con variables ambientales se ha convertido en una herramienta importante en la evaluación y el seguimiento de los

efectos biológicos/ecológicos de la contaminación marina (Muniz et al., 2005) y ha sido un elemento clave de muchos programas de monitoreo (Muniz et al., 2013).

A partir del marco conceptual establecido por Pearson y Rosenberg (1978) sobre los efectos del enriquecimiento orgánico en las comunidades macrobentónicas, se han desarrollado diversas métricas para estimar el estado ecológico de las comunidades de fondos blandos (Grall & Glémarec, 1997). Por un lado, los índices bióticos univariados basados en la abundancia y la riqueza (Underwood, 1994; Simpson, 1949; Shannon & Weaver, 1963) son ampliamente utilizados, pero tienen la desventaja de reducir una gran cantidad de información. Por otro lado, los índices multivariados que incluyen descriptores de la comunidad, así como la abundancia porcentual de grupos ecológicos y/o tróficos (Muniz et al., 2013) como el AMBI por ejemplo (Borja et al., 2000) son más sensibles para detectar cambios en la comunidad (Warwick & Clarke, 1991). Además, es posible que dos comunidades con diferente grado de perturbación en diferentes ubicaciones geográficas, obtengan valores similares de diversidad, lo cual dificulta la distinción entre los cambios producidos por factores naturales y los producidos por factores antrópicos (Warwick & Clarke, 1993). Es por esto que, para evaluar el estado ambiental a partir de la macrofauna bentónica es necesario utilizar una combinación de índices tanto univariados como multivariados, de manera de obtener información más precisa y robusta.

En la costa de Montevideo, se han realizado varios trabajos para evaluar el estado ambiental, basados en el análisis físico-químico de los sedimentos, los contaminantes (principalmente metales pesados y enriquecimiento orgánico) y las comunidades bentónicas (Brugnoli et al., 2018; Danulat et al., 2002; Hutton et al., 2015; Muniz et al., 2002; 2004a; b; 2005; 2006; 2011; 2015; 2019; Muniz & Venturini, 2019; Venturini et al., 2004; 2012; 2015). Sin embargo, aun hoy no existen trabajos que analicen el efecto de la contaminación por hidrocarburos en la estructura y composición de las comunidades bentónicas. En este capítulo se propone evaluar la relación de las características del sedimento, junto con los niveles de perturbación por hidrocarburos y el origen de los mismos, y los aspectos estructurales de la comunidad macrobentónica de la zona submareal de Montevideo, a través de técnicas multivariadas para su análisis. Para llevar a cabo este capítulo del trabajo se plantea la siguiente hipótesis: La composición y

estructura de las comunidades del macrobentos cambia a lo largo de los tres períodos de muestreo y en función del nivel de perturbación del área debido a la capacidad que poseen las especies de tolerar las variaciones ambientales y la contaminación orgánica por hidrocarburos. A su vez, los atributos del ensamble marcobentónico están relacionados con los niveles de contaminación causada por hidrocarburos, en particular por los PAHs, debido a su alto grado de toxicidad.

De esta hipótesis se desprenden las siguientes predicciones:

(1) las variaciones temporales en los ensambles de macrofauna bentónica estarán principalmente asociadas a las variaciones ambientales, debido a que se espera que los niveles de perturbación se mantengan relativamente estables en la escala temporal considerada;

(2) El ensamble de especies y los parámetros comunitarios cambiarán a lo largo del área de estudio, siendo la diversidad, densidad y estructura general del ensamble más simple en aquellas zonas con mayores niveles de perturbación y/o con mayores niveles de contaminación por PAHs.

(3) los índices bióticos de calidad ambiental presentarán valores más bajos de calidad en los sitios con mayores niveles de perturbación.

## **3.2 Materiales y Métodos**

Los datos utilizados para el desarrollo del presente capítulo fueron obtenidos como se mencionó anteriormente en la sección Materiales y Métodos Generales.

### **3.2.1. Análisis de datos**

Se realizaron correlaciones lineales de Pearson para evaluar la relación entre las 18 variables abióticas (de aquí en adelante también denominadas variables ambientales e incluyen a las de contaminación), con el objetivo de identificar aquellas con alto grado de colinealidad. La matriz de datos fue centrada y estandarizada previamente y se consideraron aquellas correlaciones con valores de  $p < 0,05$ . Las correlaciones se realizaron con el programa PAST 3.

También se realizaron Análisis de Componentes Principales (ACP) a partir de la matriz de variables ambientales previamente normalizada y transformadas con  $\text{Log}(x + 1)$  con el objetivo de realizar una primera exploración de los datos abióticos y poder identificar grupos de estaciones con características similares desde el punto de vista ambiental. Se hizo un ACP para el año 2010 y 2011 y además se hizo uno exclusivo de la Bahía de Montevideo considerando los tres años de muestreo, mediante el programa PAST 3.

### **3.2.2. Índices bióticos**

Todos los índices fueron calculados para cada una de las tres réplicas y luego promediados, obteniendo un valor para cada sitio y temporada de muestreo, según lo recomendado en Borja & Muxika (2005). Estos parámetros e índices biológicos se calcularon con el programa PAST 3.

Para determinar las características de las comunidades macrobentónicas se utilizaron métodos univariados a partir de la riqueza de especies (número de especies) y abundancia como el índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ) (Shannon y Weaver, 1963), el índice de Simpson (Simpson, 1949) y la equitatividad. Además, por la importancia que tiene en esta zona se consideró la abundancia de *Heleobia australis* como otra variable biótica.

Luego se calculó el AZTI Marine Biotic Index (AMBI) de Borja et al. (2000), que es un índice basado en especies indicadoras de la comunidad macrobentónica. Este índice propone una clasificación en 5 grupos (Tabla 2) ecológicos según su sensibilidad a la contaminación orgánica. La clasificación de las especies identificadas se basó en la lista de especies disponible en la página web de AZTI (<http://www.azti.es>) (version junio 2017) y las especies que no se encontraron en la lista fueron clasificadas por su género. Luego, se calculó el Coeficiente Biótico (CB), éste índice considera el porcentaje de abundancia de cada grupo y puede registrar valores entre 0 (no contaminado) y 6 (altamente contaminado), siendo 7 cuando el sedimento es totalmente azoico. Finalmente se clasificó a cada estación según las 8 categorías correspondiente al Índice Biótico (IB) propuesto por Grall & Glemarec (1997) y modificado por Borja et al. (2000) (Tabla 3). Este índice permite evaluar el estado de perturbación del sitio, así como su estado ecológico (Borja & Muxica, 2003).

**Tabla 2.** Clasificación de especies en grupos ecológicos según Borja et al. (2000).

<b>Grupo I</b>	Especies muy sensibles al enriquecimiento orgánico y presentes en ambientes no contaminados
<b>Grupo II</b>	Especies indiferentes al enriquecimiento orgánico, siempre presentes con baja densidad y sin variaciones significativas en el tiempo
<b>Grupo III</b>	Especies tolerantes al exceso de materia orgánica, pueden estar presentes en condiciones normales, pero su población está estimulada por el enriquecimiento orgánico
<b>Grupo IV</b>	Especies oportunistas de segundo orden, presentes en situaciones de ligeros a pronunciados desequilibrios
<b>Grupo V</b>	Especies oportunistas de primer orden, presentes en condiciones de elevado enriquecimiento orgánico o contaminación

**Tabla 3.** Valores del Coeficiente Biótico (CB) y los correspondientes valores del Índice Biótico (IB) del AMBI para la clasificación del ambiente bentónico y el estado ecológico (Borja & Muxica, 2003).

CB	IB	Grupo ecológico dominante	Salud de la comunidad bentónica	Estado de perturbación del sitio	Estado ecológico
0,0 < AMBI ≤ 0,2	0	I	Normal	No perturbado	Alto
0,2 < AMBI ≤ 1,2			Empobrecido		
1,2 < AMBI ≤ 3,3	2	III	Desbalanceado	Levemente perturbado	Bueno
3,3 < AMBI ≤ 4,3	3	IV–V	Transición a contaminado	Moderadamente perturbado	Moderado
4,3 < AMBI ≤ 5,0	4		Contaminado		
5,0 < AMBI ≤ 5,5	5	V	Transición a muy contaminado	Fuertemente perturbado	Pobre
5,5 < AMBI ≤ 6,0	6		Muy contaminado		
Azoico	7	Azoico	Azoico	Extremadamente perturbado	Malo

Mediante el software PRIMER se realizó un escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) (Kruskal & Wish, 1978) para evaluar patrones espaciales en la estructura de los ensambles de macrofauna. Se realizó un ordenamiento para cada año con los datos de 2010 y 2011 y otro para la bahía con los tres años. Previamente la matriz de abundancias fue transformada con raíz cuarta para disminuir la influencia de las especies más abundantes y luego se aplicó el índice de similitud Bray-Curtis.

A partir de los ACP previamente realizados con datos ambientales y de contaminantes, se identificaron para cada año y la bahía una serie de grupos de estaciones. Estos grupos fueron considerados en el análisis de similitud (ANOSIM) (Clarke & Green, 1998), con el objetivo de comparar las comunidades. Posteriormente se realizó el procedimiento de análisis de porcentaje de similitudes (SIMPER) para explorar qué aspectos de la estructura interna de los ensambles generaron el patrón observado. Para relacionar los datos ambientales con los datos biológicos (matriz de abundancia de especies) y explicar el patrón biológico observado, se aplicó el procedimiento BIO-ENV (Clarke & Ainsworth 1993). Esta técnica se basa en matrices de similitud y tiene por objetivo identificar el subconjunto de variables explicativas cuya matriz de distancia euclidiana (ambiental) se

correlaciona al máximo con la matriz de disimilitud de Bray-Curtis (biológica). A la matriz de abundancias se le aplicó la transformación de raíz cuarta y a la matriz ambiental se la transformó con  $\log(x + 1)$ .

### **3.2.3. Modelos Lineales Generalizados (GLM)**

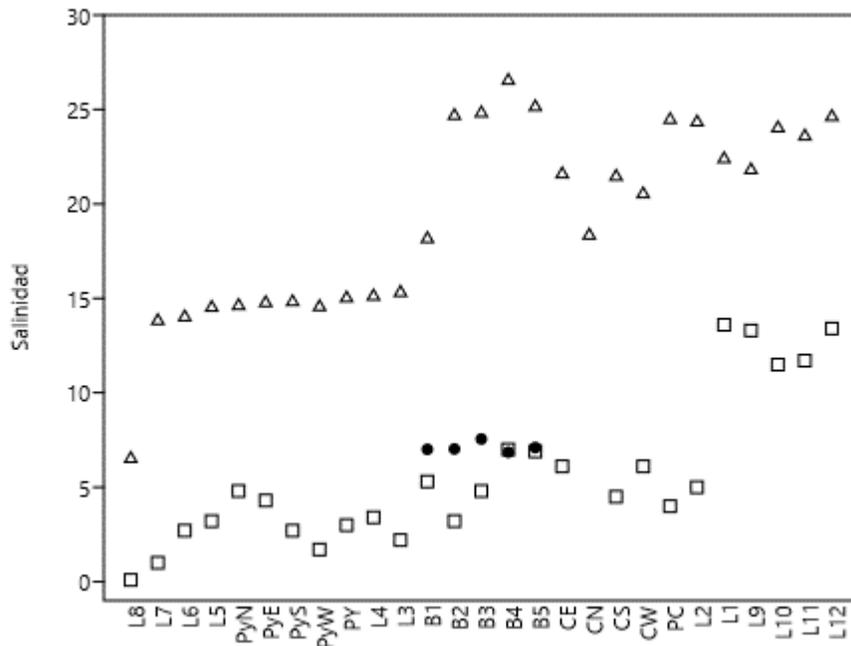
Dado que *Heleobia australis* fue la especie más importante en términos de abundancia y es referida en la literatura como una de las principales especies estructuradoras de las comunidades macrobentónicas de la costa de Montevideo (Venturini et al., 1999, 2004; Muniz et al., 2011; Muniz & Venturini, 2015), se utilizaron Modelos Lineales Generalizados (Dobson, 2002) para evaluar las variaciones de su abundancia en relación a las variables ambientales y de contaminación. La variable respuesta utilizada fue “abundancia de *H. australis*”, considerada como número de individuos cada 0,05m<sup>2</sup> y se utilizó todo el conjunto de datos sin discriminar año de muestreo. Las variables exploratorias fueron las mismas elegidas en base a las correlaciones de Pearson realizadas en este mismo capítulo. Se trabajó con el programa SPSS 15 (SPSS, Inc., Chicago, Illinois) para crear los modelos y los gráficos fueron realizados con el STATISTICA 7 ®. El modelo fue ajustado asumiendo una distribución del error binomial negativa y utilizando la función de enlace Logarítmica (log-link). El mejor modelo fue elegido en una primera instancia en base al criterio de información de Akaike (AIC; Akaike 1973). Aquellos modelos que tuvieron diferencias de  $AIC < 2$  fueron considerados como equivalentes (Burnham & Anderson 2002). El proceso de selección del mejor modelo incluyó clasificarlos de menor a mayor según su AIC y luego se escalaron para obtener la plausibilidad relativa de cada modelo respecto al mejor modelo obtenido (AIC más bajo), es decir se calcularon los  $\Delta AIC$ . Luego, se seleccionaron aquellos que resultaron ser equivalentes y se calculó el peso de Akaike para cada uno ( $w_i$ ). Luego se ponderaron las predicciones de cada modelo seleccionado utilizando  $w_i$  y finalmente se hizo un promedio de dichas predicciones y se obtuvo el modelo final.

### 3.3. Resultados

#### 3.3.1. Ambientales

La temperatura, la salinidad y el oxígeno disuelto fueron tomados del fondo de la columna de agua. La temperatura tuvo un promedio de  $14,42 \pm 2,49^{\circ}\text{C}$  durante julio de 2009 (Anexo A, Tabla 2),  $25,8 \pm 1,35^{\circ}\text{C}$  en enero de 2010 y  $24,42 \pm 1,24^{\circ}\text{C}$  en marzo 2011. El mínimo registrado fue en la estación B5 en 2009 ( $8,8^{\circ}\text{C}$ ) y el máximo durante la temporada 2010 en las estaciones L10 y L11 ( $28,6^{\circ}\text{C}$ ). La salinidad tuvo gran variabilidad durante las 3 temporadas. Durante enero 2010 se registraron los menores valores de salinidad promedio ( $5,6 \pm 3,93$ ), luego en marzo de 2011 la media fue de  $19,32 \pm 5,1$  y en julio de 2009 la media en la Bahía fue de  $7,11 \pm 0,26$ . Los mayores valores siempre fueron registrados en la zona este de la costa de Montevideo (Figura 5). El oxígeno disuelto (OD) registró valores similares en las tres temporadas y los menores valores se observaron siempre en las estaciones de la bahía:  $3,20\text{ mg/L}$  (B3, 2009),  $2,77\text{ mg/L}$  (B3, 2010) y  $0,38\text{ mg/L}$  (B1, 2011). El máximo en 2009 se registró en B4 ( $7,43\text{ mg/L}$ ), en 2010  $11,03\text{ mg/L}$  en L11 y en 2011  $11,61\text{ mg/L}$  en PYS. Las menores profundidades fueron registradas en general en la bahía. El valor mínimo fue de 1 m. en B1 y el máximo 8.5 m. en PY (Anexo A, Tabla 1).

En relación al sedimento, limo fue la fracción dominante de manera general. La arena tuvo los mayores valores en estaciones correspondientes a la bahía o a la zona oeste. En el año 2009 el mayor valor de arena fue registrado en B1 (56,42%), mientras que L7, B1, B2 y B5 registraron los máximos en el 2010 con valores de 32,60%; 22,65%; 20,40% y 31,80% respectivamente. En 2011 los mayores porcentajes de arena ocurrieron en L3 (16,5%), B4 (18,5%) y B5 (22%) (ver tabla 2 en Anexo A).



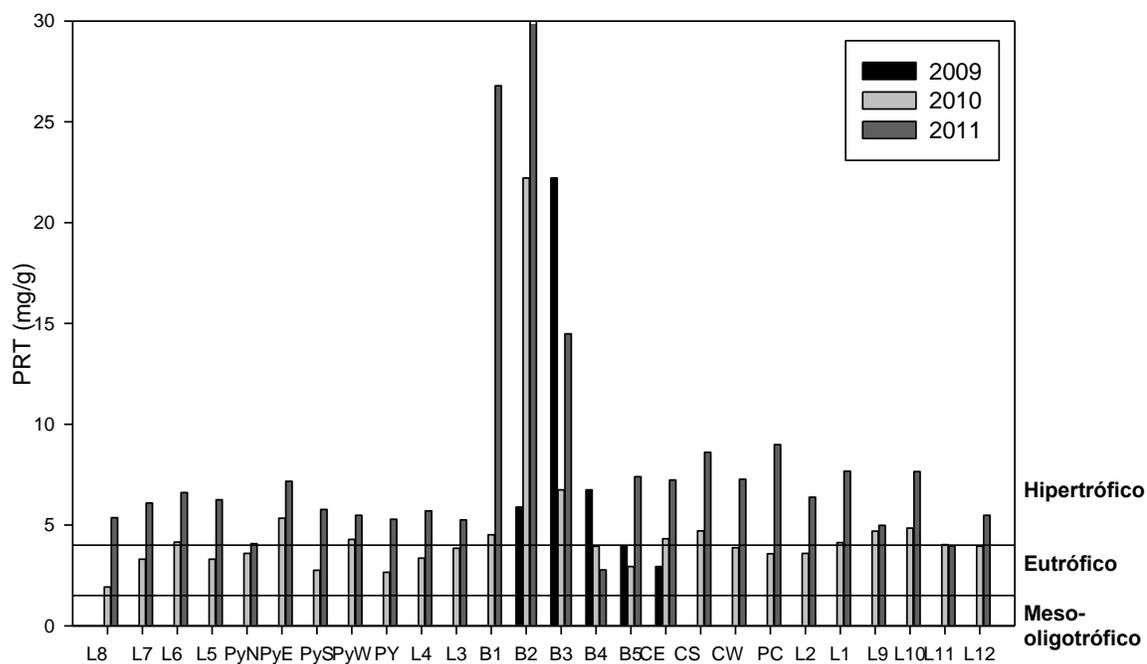
**Figura 5.** Valores de salinidad en cada sitio de muestreo para los 3 años de muestreo: 2009 (●); 2010 (□); 2011(Δ).

La materia orgánica total en el sedimento varió entre 5,46% y 11,25% en 2009 (estaciones B1 y B2 respectivamente), entre 2,15% y 14,32% (B5 y CE) en 2010 y en el 2011 entre 3,12% y 15,2% (B5 y B2). En términos generales, los valores medios fueron homogéneos entre los distintos períodos de muestro, siendo  $8,63 \pm 2,08\%$ ,  $8,39 \pm 3,15\%$  y  $7,71 \pm 2,32\%$  en 2009, 2010 y 2011 respectivamente.

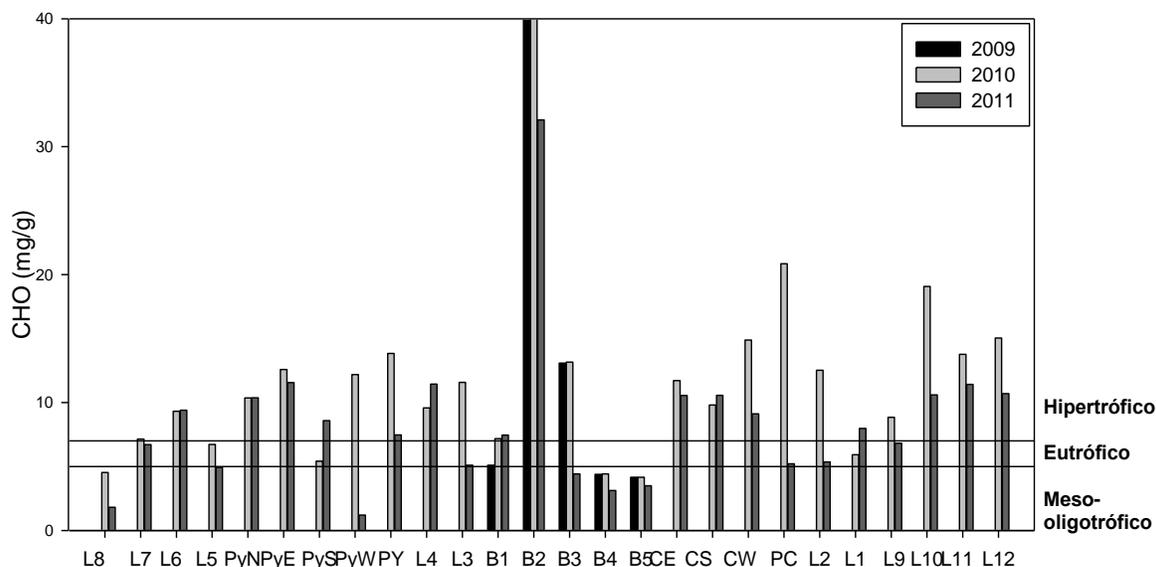
Los valores de las proteínas (PRT) en sedimento registraron sus máximos en la estación B2 para las tres temporadas de muestreo (22,21 mg/g en 2009; 22,21 mg/g en 2010 y 41,33 mg/g en 2011). Existió una gran variabilidad con medias de  $8,35 \pm 7,89$  mg/g en 2009;  $4,64 \pm 3,71$  mg/g en 2010 y  $9,19 \pm 8,9$  mg/g en 2011 (Figura 6). Los carbohidratos (CHO) en sedimento también tuvieron una distribución con grandes variaciones a lo largo de las tres temporadas. En 2009 el mínimo fue 4,16 mg/g en B5 y el máximo 53,51 mg/g en B2; en 2010 varió entre 4,16 mg/g en B5 y 52,51 mg/g en B2, mientras que en 2011 el mínimo fue 1,82 mg/g en L8 y el máximo 32,09 mg/g en B2. La estación B2 fue también la que registró los mayores valores de CHO en los tres muestreos (Figuras 7).

Las estaciones fueron clasificadas según su estado trófico, considerando la concentración total de PRT y CHO, según lo establecido por Dell'Anno et al. (2002). En 2009 las estaciones B4 y B5 fueron eutróficas mientras que B1, B2 y B3 hipertróficas

según PRT (Figura 6). Según CHO B1, B4 y B5 eutróficas y B2 y B3 hipertróficas (Figura 7). En 2010 todas las estaciones fueron eutróficas o hipertróficas para PRT (Figura 6) y para CHO tres estaciones oligo-mesotróficas (L8, B4 y B5), tres fueron eutróficas (L6, PYS y L1), el resto fueron hipertróficas (Figura 7). Luego, en 2011 según PRT también fueron todas eutróficas o hipertróficas. Según CHO hubo seis estaciones oligo-mesotróficas (L8, L5, PYW, B3, B4 Y B5) y las demás fueron eutróficas o hipertróficas.



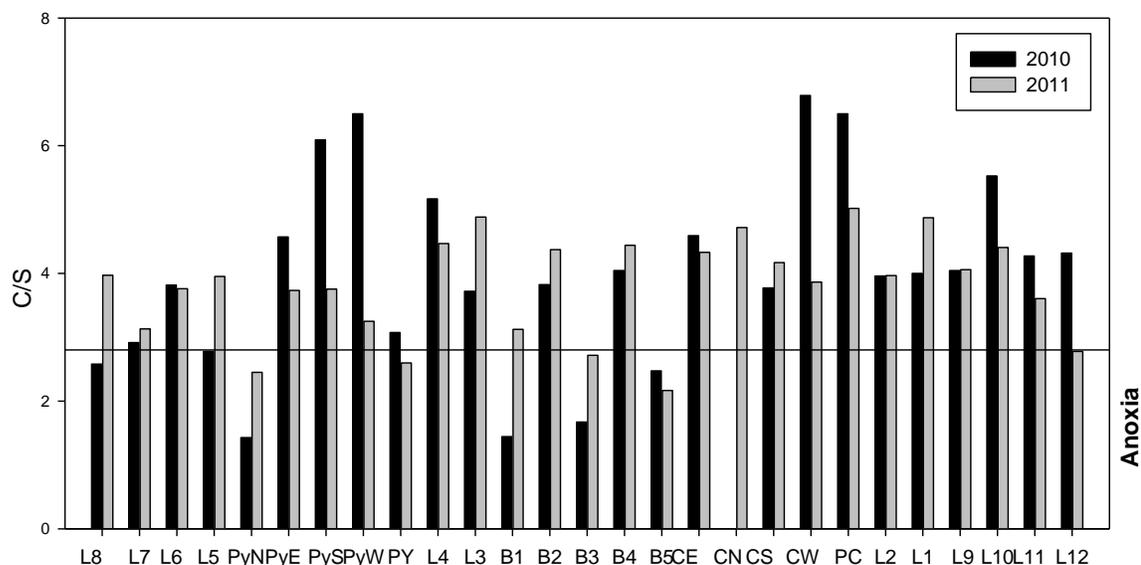
**Figura 6.** Concentración de proteínas (PRT) para cada sitio de muestreo correspondientes al año 2009, 2010 y 2011. Se detallan los valores umbrales de la clasificación del estado trófico según Dell'Anno et al. (2002). Valores de PRT < 1,5: Oligo-mesotrófico; >1,5<4: Eutrófico; >4: Hipertrófico.



**Figura 7.** Concentración de carbohidratos (CHO) para cada sitio de muestreo correspondientes al año 2009, 2010 y 2011. Se detallan los valores umbrales de la clasificación del estado trófico según Dell’Anno et al. (2002). Valores de CHO <5: Oligo-mesotrófico; >5<7: Eutrófico; >7: Hipertrófico.

En relación al C en el 2010, el menor valor fue 0,49% en L8 y el mayor 8,03% en B2. Para el S el mínimo se encontró en PYS (0,11%) y el máximo en B2 (2,1%). Luego en el año 2011 el mínimo valor del C se registró en PYW (0,98%) y el máximo en B2 (6,33%). Respecto al S el mínimo fue 0,25% en PC y el máximo 1,45% en B2.

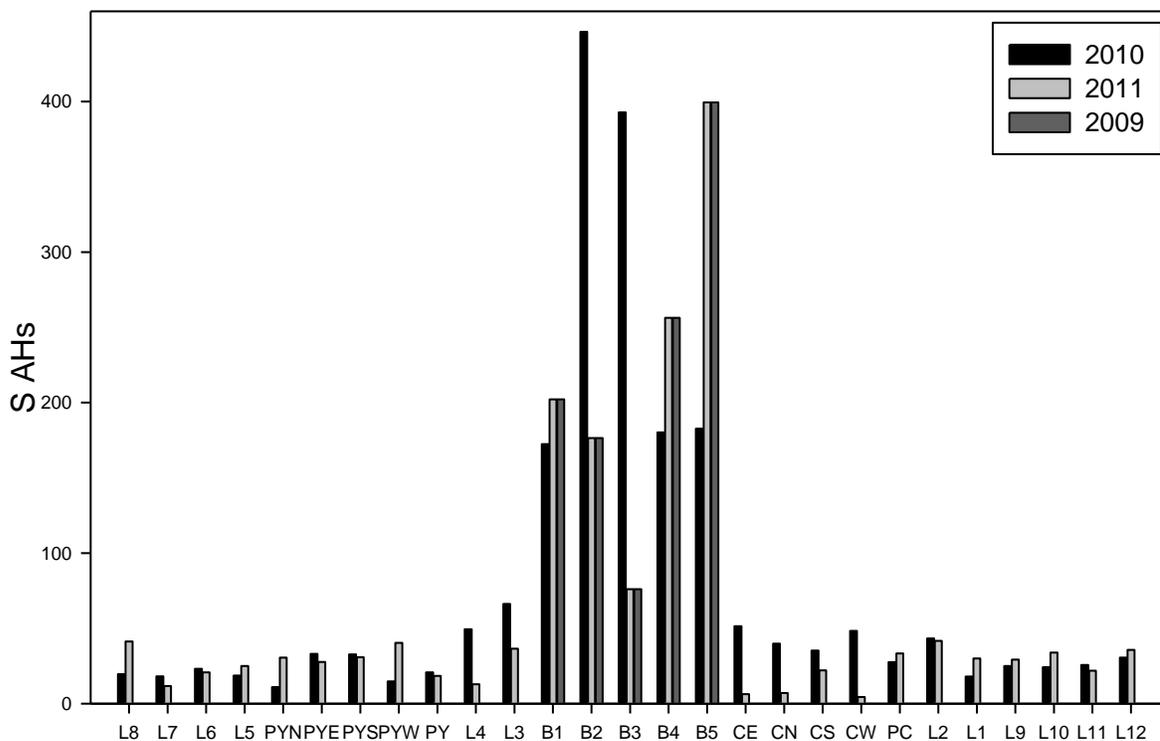
En 2010 la razón C/S registró valores cercanos a la anoxia (2,8) en L8, L7, L5, PY y B5. Luego en PYN, B1 y B3 registraron valores por debajo de 2,8 indicando sedimentos más reductores. Por último, el resto de las estaciones presentó mejores condiciones de oxigenación por tener valores superiores a 2,8 (Figura 8). En 2011, PY, B3 y L12 fueron las estaciones mas cercanas a la anoxia, luego PYN y B5 estuvieron por debajo del umbral, resultando ser sedimentos reductores y en el resto de las estaciones se registraron valores por encima de 2,8.



**Figura 8.** Valores obtenidos de la razón Carbono/Azufre (C/S) correspondientes al año 2010 y 2011. La referencia corresponde al umbral (2,8) propuesto por Leventhal (1983) y Berner (1989) para clasificar sedimentos según su estado de oxidación en anóxicos, reductores y oxidantes.

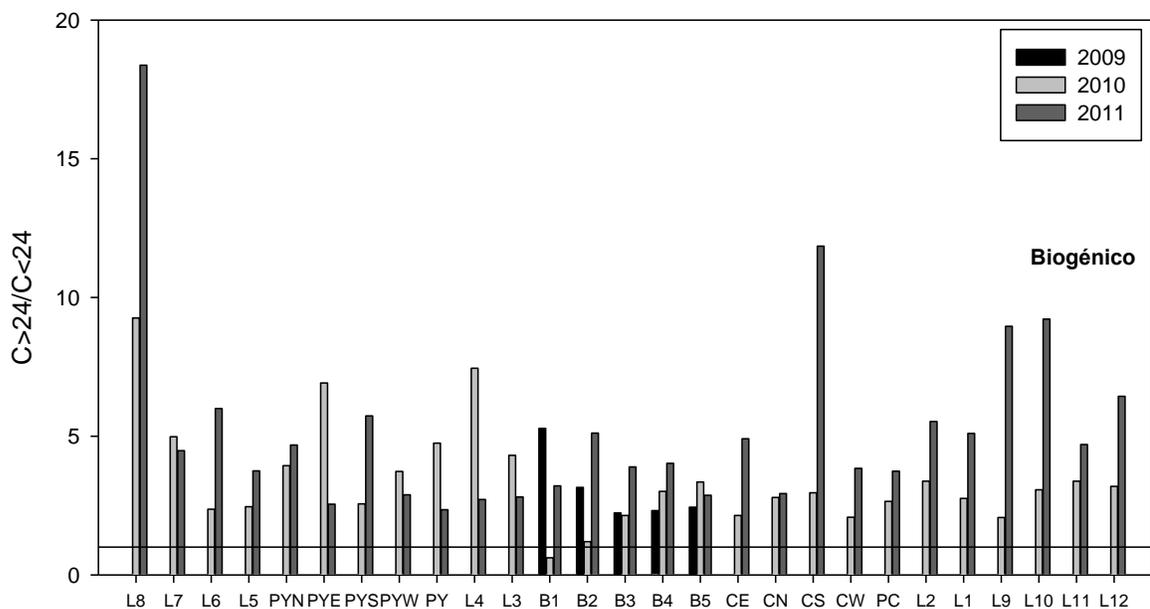
### 3.3.2. Hidrocarburos

Los Hidrocarburos Alifáticos totales (S AHs) en 2009 tuvieron un rango de variación entre 76,09 y 399,48  $\mu\text{g g}^{-1}$  ss (sediemento seco) en B3 y B5 respectivamente (Figura 9). En 2010 el rango de variación fue entre 10,96  $\mu\text{g g}^{-1}$  ss (PYN) y 446,32  $\mu\text{g g}^{-1}$  ss (B2), los mayores valores se encontraron dentro de la Bahía. En 2011 se observó el mismo patrón de variación con el menor valor en CW (4,42  $\mu\text{g g}^{-1}$  ss), el mayor en B5 (399,48  $\mu\text{g g}^{-1}$  ss) y los máximos en la bahía (Figura 9). El porcentaje de la mezcla compleja sin resolver (% UCM) en 2009 varió entre 67,16% y 93,41% en B4 y B5 respectivamente. En 2010 y 2011 respectivamente los mínimos observados fueron 75,74% en PYN y 66,72% y los máximos 99,66% en L11 en 2010 y 89,55% en B5 en 2011. Fueron clasificados 28 tipos de n-alcenos (con cadenas de 12 hasta 39 carbonos, Anexo A Tabla 3), pristano y fitano. En 2009 la concentración de n-alcenos varió entre 2,77  $\mu\text{g g}^{-1}$  ss en B3 y 23,21  $\mu\text{g g}^{-1}$  ss en B1. En 2010 el mínimo fue 2,33  $\mu\text{g g}^{-1}$  ss en L1 y el máximo 9,34  $\mu\text{g g}^{-1}$  ss en B2 y en 2011 0,93  $\mu\text{g g}^{-1}$  ss en B4 y 13,8  $\mu\text{g g}^{-1}$  ss en B2 mínimo y máximo respectivamente (ver tabla 3 y 4 en Anexo A).

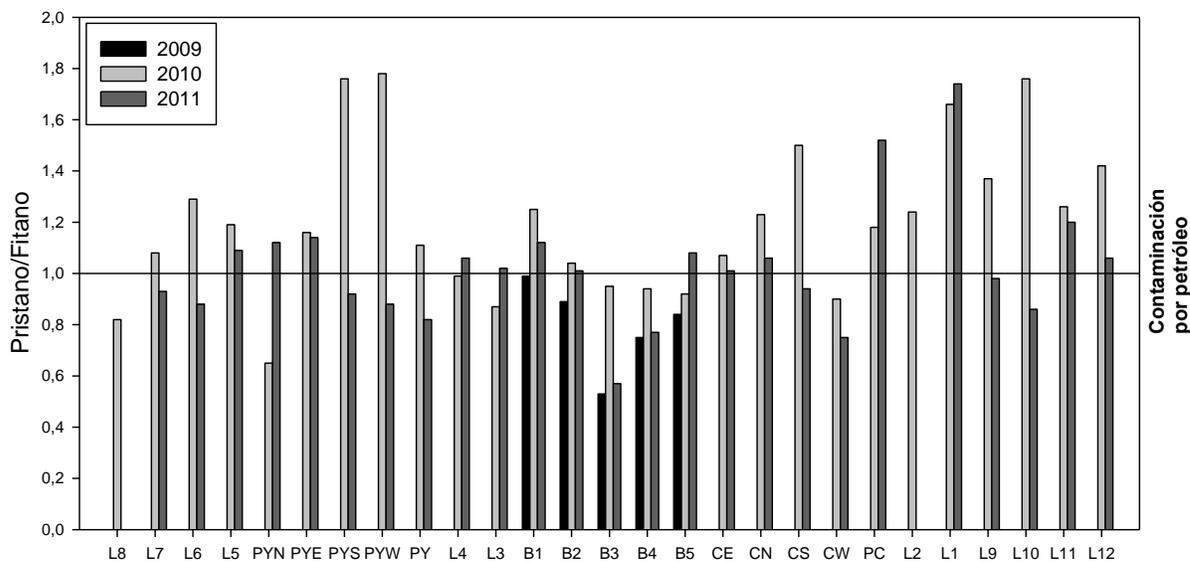


**Figura 9.** Concentraciones de Hidrocarburos Alifáticos totales (SAHs) ( $\mu\text{g g}^{-1}$  ss) en cada sitio de la costa de Montevideo correspondientes a los años 2009 (solo la bahía), 2010 y 2011.

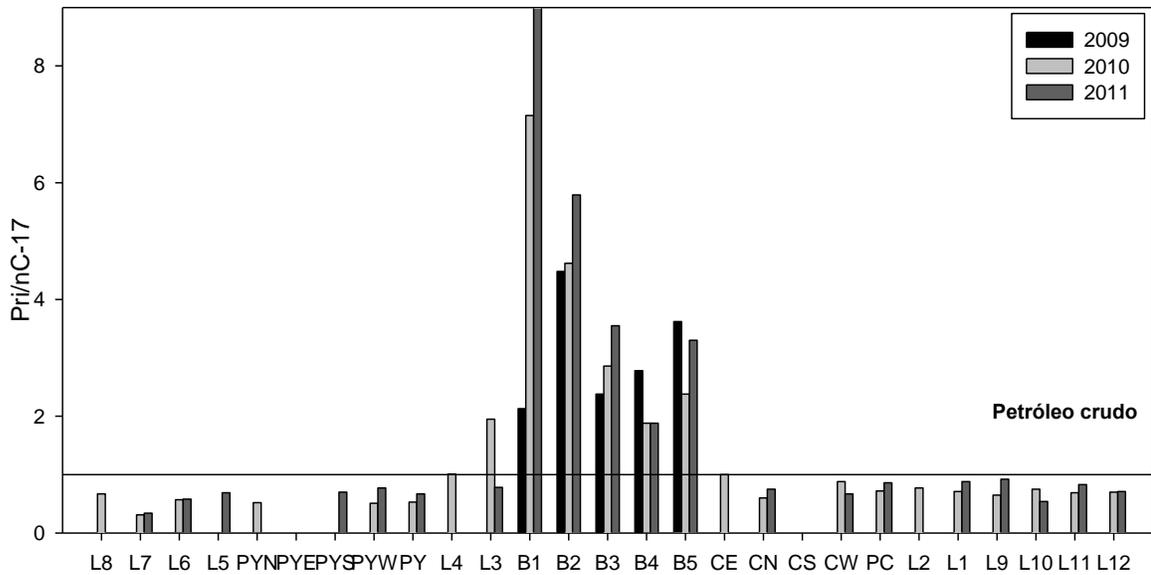
Los n-alcenos registraron una predominancia de compuestos de más de 24 carbonos como indica el índice  $C_{\geq 24}/C_{< 24}$  en los 3 años de muestreo y para todas las estaciones (Figura 10). En relación al índice Pristano/Fitano para el año 2009 el rango de variación fue de 0,53 (B3) a 0,99 (B1) (Figura 11). En 2010 varió entre 0,65 en PYN y 1,76 en L10. En el 2011 la estación L8 no registró presencia de ninguno de los dos alifáticos (valor 0), mientras que el máximo se registró en L1 (1,74). Por otro lado, el índice de pristano/nC-17 registró un rango de variación entre 2,13 y 4,48 (B1 y B2) en el 2009 (Figura 12). Luego, tanto en 2010 como 2011 los mayores valores se encontraron en la bahía y los rangos de variación fueron de 0 a 7,15 (L5 y B1 2010) y 0 y 9,06 (L8 y B1). Con respecto al Índice de Preferencia de Carbono (CPI), B1 fue la única estación de los 3 muestreos que presentó un valor menor a 1 (0,86) (Figura 13, Anexo A Tabla 4).



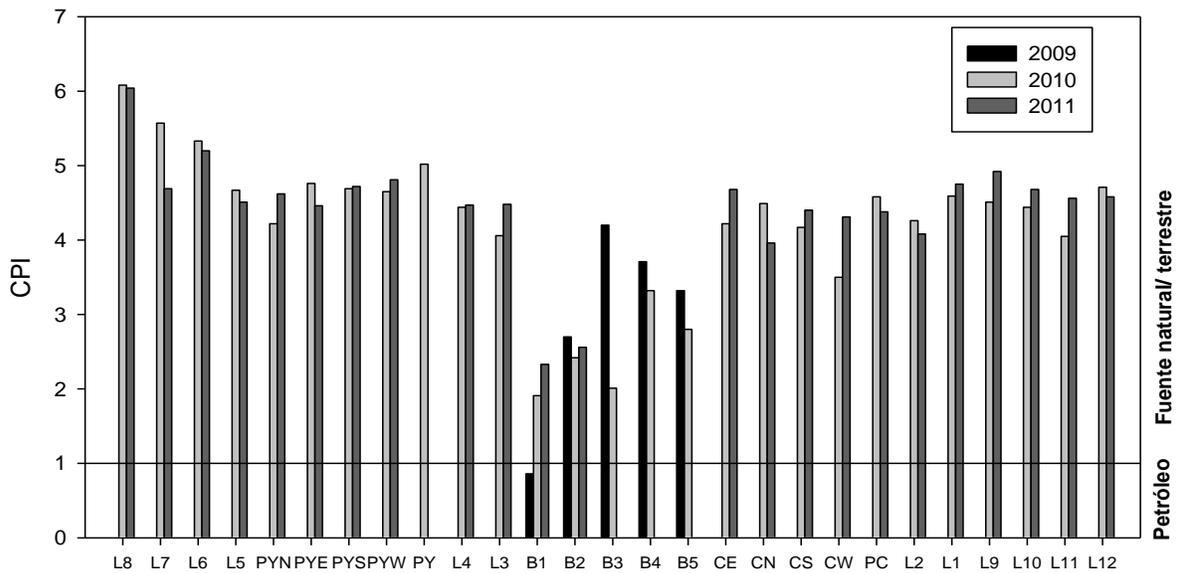
**Figura 10.** Valores obtenidos para el índice que surge de la relación entre alifáticos de cadena mayor o igual a 24 carbonos/ alifáticos de cadena con menos de 24 carbonos ( $C \geq 24/C < 24$ ) correspondientes al 2009, 2010 y 2011 en cada sitio de la costa de Montevideo. Valores  $> 1$  indican origen terrestre de la materia orgánica.



**Figura 11.** Valores obtenidos para el índice Pristano/Fitano correspondientes al 2009, 2010 y 2011 en cada sitio de la costa de Montevideo. Se detalla el umbral, valores  $\approx 1$  indican contaminación por petróleo según Colombo et al. (1989).



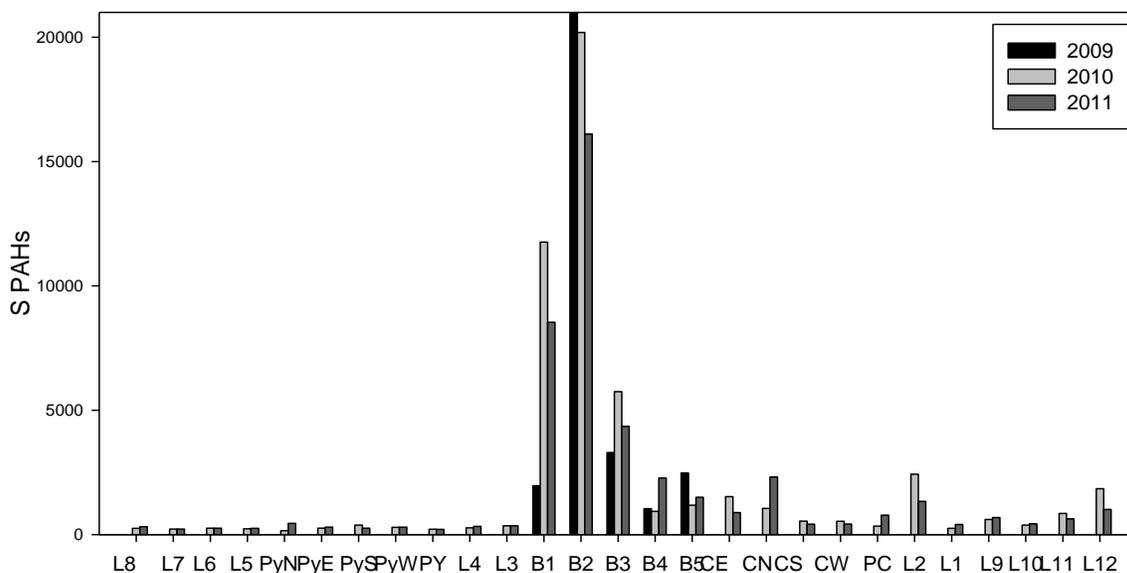
**Figura 12.** Valores obtenidos para el índice Pristano/ alifáticos de 17 carbonos (Pristano/nC-17) correspondientes al 2009, 2010 y 2011 en cada sitio de la costa de Montevideo. Valores > 1 identifican AHs provenientes de la contaminación por petróleo crudo según Colombo et al. (1989).



**Figura 13.** Valores obtenidos para el Índice de Preferencia de Carbono (CPI) correspondientes a los años 2009, 2010 y 2011 en cada sitio de la costa de Montevideo. Valores >1 identifican AHs provenientes de fuente natural (Aboul-Kassim & Simoneit, 1996) y origen terrestre (Peters et al., 2005) y valores <1 origen petrogénico.

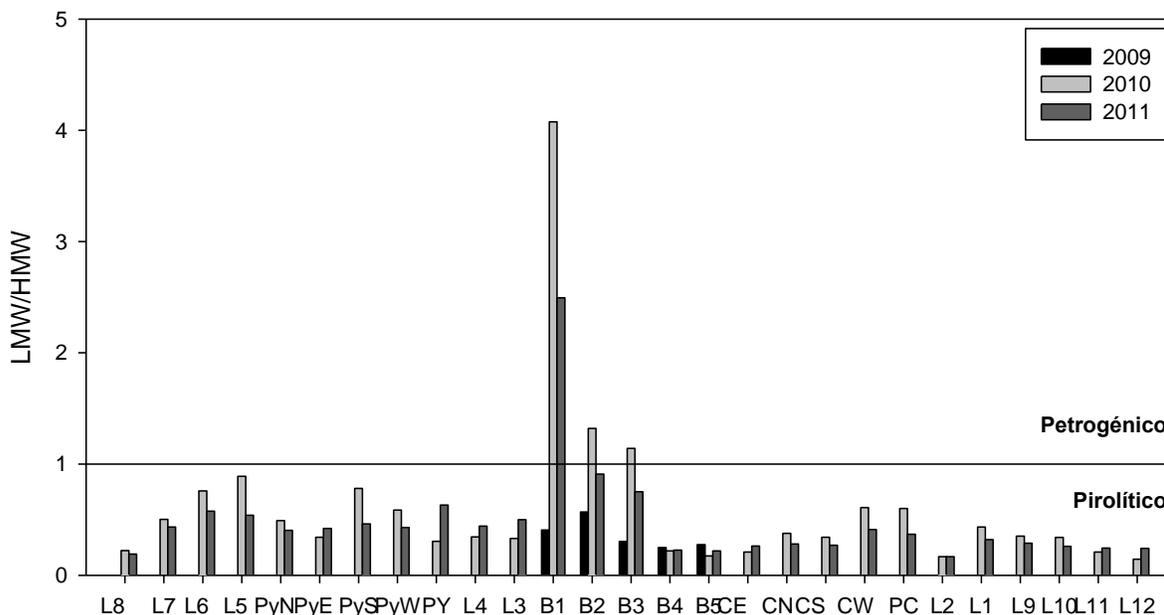
En relación a los Hidrocarburos Policíclicos Aromáticos (PAHs), se identificaron 39 tipos diferentes y presentaron un rango de variación muy amplio con los mayores valores en

la zona de la bahía (ver tabla 5 en Anexo A). En 2009 la variación dentro de la bahía fue entre 1037,45 ng g<sup>-1</sup> (B3) y 21740,77 ng g<sup>-1</sup> (B2). En 2010 el mínimo fue 214 ng g<sup>-1</sup> en PY y el máximo en B2 20190,24 ng g<sup>-1</sup>. En relación a lo observado en 2011 el mínimo se registró en el oeste (251,7 ng g<sup>-1</sup> en L5) y el máximo en la bahía (11886,36 ng g<sup>-1</sup> en B1) (Figura 14). Los más abundantes fueron los dimetilnaftalenos, trimetilnaftalenos y dimetilfenantrenos.

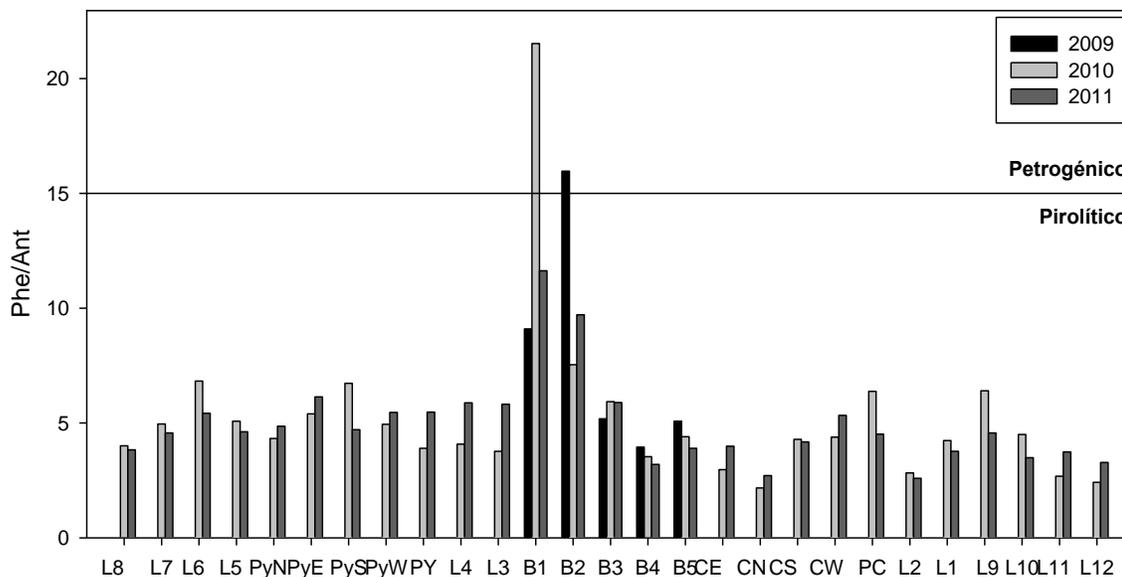


**Figura 14.** Concentraciones de Hidrocarburos Policíclicos Aromáticos (S PAHs) (ng g<sup>-1</sup>) en cada sitio de la costa de Montevideo correspondientes al año 2009, 2010 y 2011.

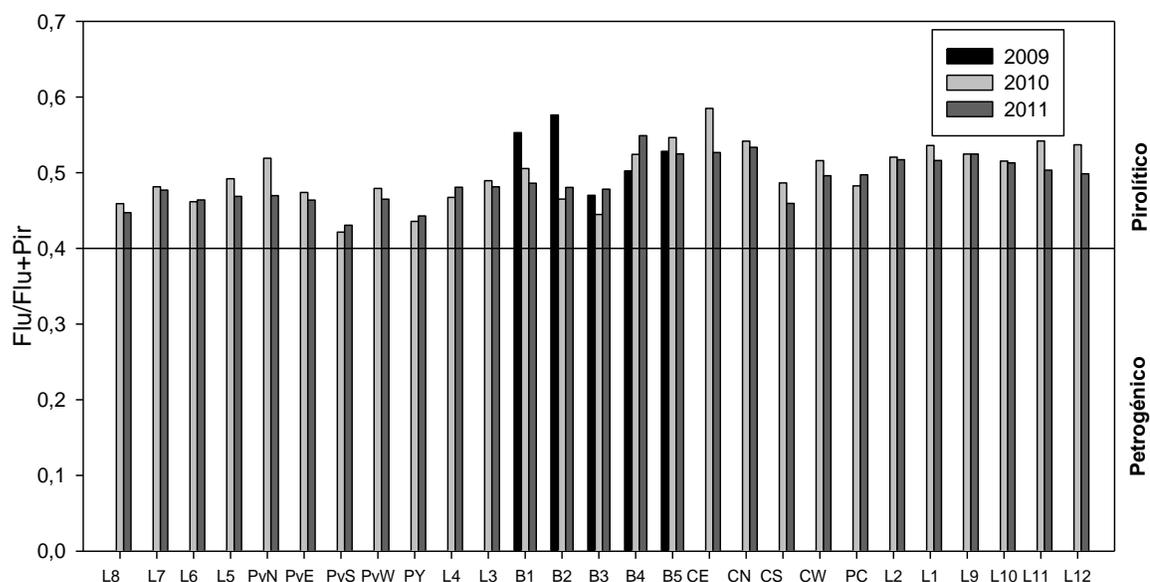
El índice LMW/HMW en el año 2009 en la bahía estuvo siempre por debajo de 1, luego en 2010 se registraron 3 estaciones con valor >1 (B1 B2 y B3; 4,08, 1,32 y 1,14 respectivamente) y en 2011 solamente una estación (B1 con un valor de 3) (Figura 15). Las estaciones B2 en 2009 (15,97) y B1 en 2010 (21,52) fueron las únicas para las cuales el índice Fenantreno/Antraceno fue >15 (Figura 16). Finalmente respecto al índice Fluoreno/Fluoreno+Pireno todas las estaciones en los 3 años presentaron valores mayores a 0,4 (Figura 17, Anexo A, Tabla 6).



**Figura 15.** Valores obtenidos para el índice que surge de la razón entre PAHs de Bajo y Alto peso molecular (LMW/HMW) en cada sitio de la costa de Montevideo correspondientes al año 2009, 2010 y 2011, donde valores > 1 indican fuente de PAHs petrogénico y valores <1 origen pirolítico.



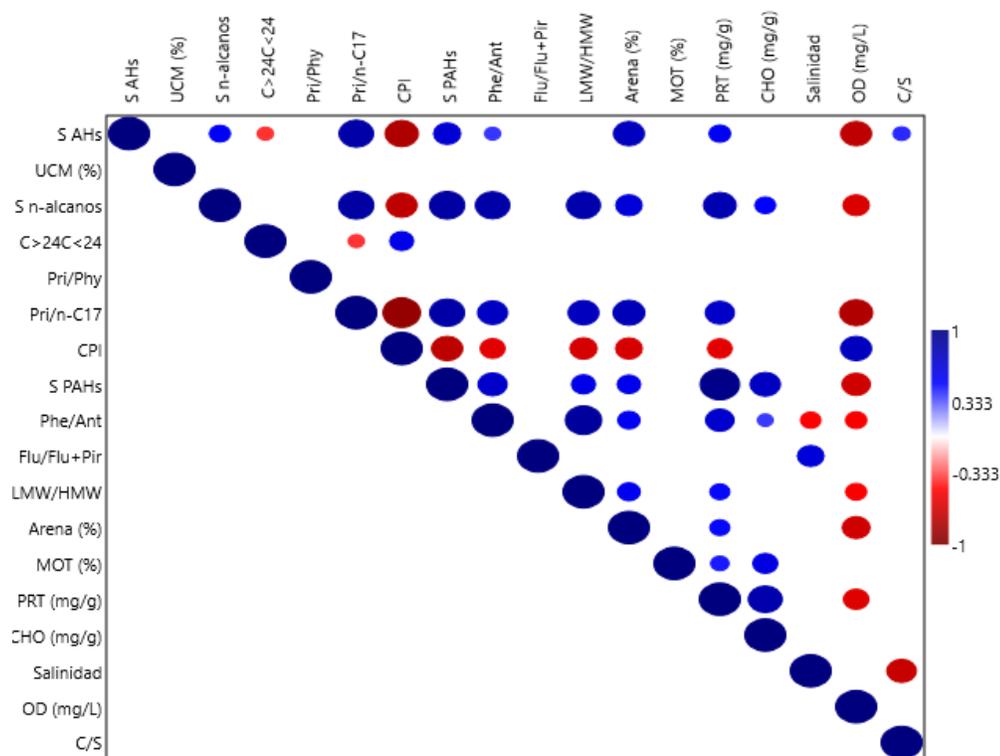
**Figura 16.** Valores obtenidos para el índice de Fenantreno/Antraceno (Phe/Ant) en cada sitio de la costa de Montevideo correspondientes al año 2009, 2010 y 2011, donde valores > 15 indican fuente de PAHs petrogénico y valores <15 origen pirolítico (Gschwend & Hites, 1981; Sicre et al., 1987; Budzinski et al., 1997).



**Figura 17.** Valores obtenidos para el índice de Fluoreno/Fluoreno+Pireno (Flu/Flu+Pir) en cada sitio de la costa de Montevideo correspondientes al año 2009, 2010 y 2011, donde valores > 0,4 indican fuente de PAHs pirolítica y valores <0,4 origen petrogénica (Colombo et al., 1989; Baumard et al., 1998).

Se realizaron correlaciones exploratorias entre variables ambientales y los diferentes contaminantes estudiados utilizando el coeficiente de correlación lineal de Pearson (ver tabla 7 en Anexo A). Los resultados obtenidos indican a grandes rasgos que S AHs, S n-alcanos y Pri/nC-17 tuvieron correlación negativa con CPI y OD. Luego, S AHs tuvo correlación positiva con Pri/nC-17 y S PAHS, % arena. S n-alcanos tuvo correlación positiva con Pri/nC-17, S PAHS, Phe/Ant, LMW/HMW y PRT. La variable Pri/nC-17 se correlaciono de manera positiva con S PAHS, Phe/Ant, LMW/HMW, % de arena y PRT. CPI solo obtuvo correlación positiva con OD. En cuanto a la S PAHS, se correlacionó positivamente con PRT y negativamente con OD. Phe/Ant se correlacionó de manera positiva con LMW/HMW. PRT tuvo correlación positiva con CHO y negativa con OD. La salinidad se correlacionó negativamente con C/S (Figura 18).

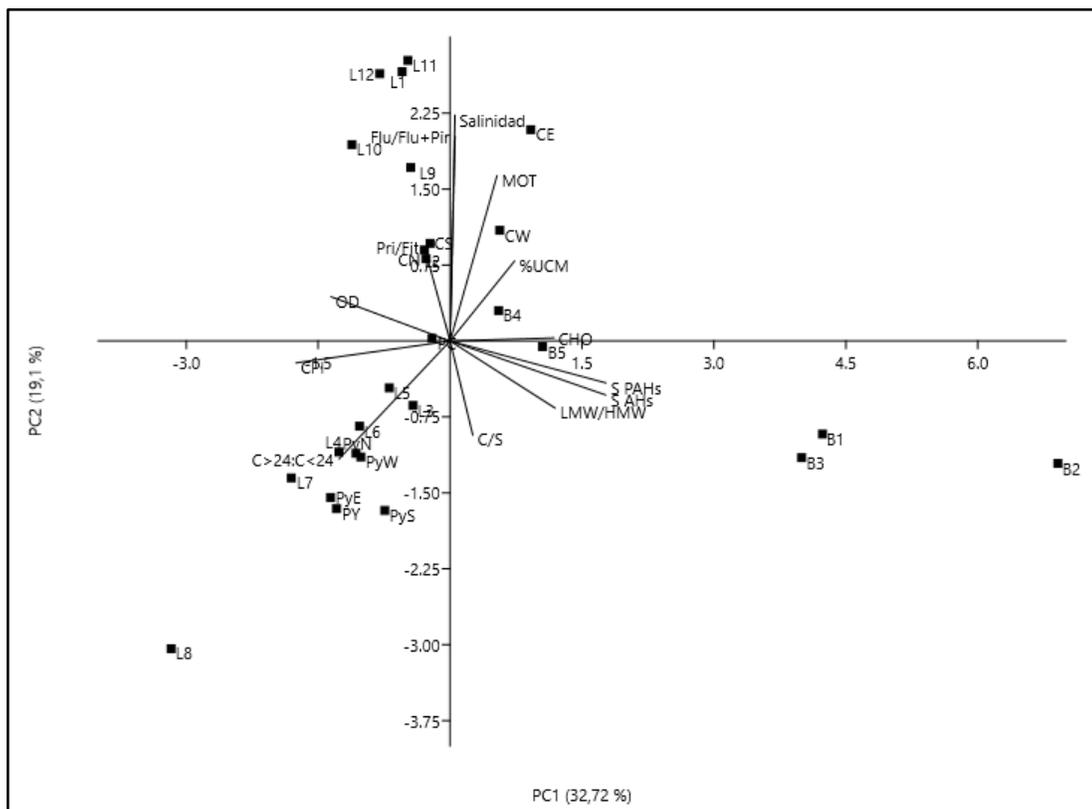
Considerando dichas correlaciones, se trabajará de aquí en adelante con las siguientes variables: S AHs, %UCM, C<sub>≥24</sub>/C<sub><24</sub>, Pri/Flu, CPI, SPAHs, Flu/Flu+Pir, LMW/HMW, MOT, CHO, Salinidad, OD y C/S.



**Figura 18.** Correlaciones lineales (Pearson) entre variables ambientales y de contaminación. Esta matriz muestra solamente las correlaciones con  $p < 0,05$ .

El ACP correspondiente al 2010, separó de forma clara las estaciones de la zona oeste (L8-3 y PY) y las del este (PC, L1-2,9-12) de las de la bahía (B1-5) (Figura 19). El primer componente (PC1) acumuló un 32,72% de la varianza y estuvo positivamente relacionado con las variables SPAHs, SAHs, LMW/HMW y CHO y negativamente relacionado con  $C \geq 24 / C < 24$ , CPI y OD. Esto sugiere que las estaciones con valores positivos tuvieron mayores niveles de contaminación por hidrocarburos de origen petrogénico y zonas hipertróficas como el caso de B1-3. Las que se encuentran del lado negativo de este eje, principalmente las estaciones de la zona oeste, podrían indicar fuentes de hidrocarburos naturales. El segundo componente (PC2) explicó 19,1% de la varianza y estuvo positivamente relacionada con Flu/Flu+Pir, MOT y salinidad y negativamente asociado a  $C \geq 24 / C < 24$  y C/S. Por lo tanto las estaciones con valores positivos para este eje indican fuente pirolítica y mayor carga de MOT. Por otro lado, las que tuvieron valores negativos indican valores lejos de la anoxia en sedimentos y presencia de hidrocarburos de origen natural. Por último, sobre este eje se observó el gradiente de salinidad, con las estaciones

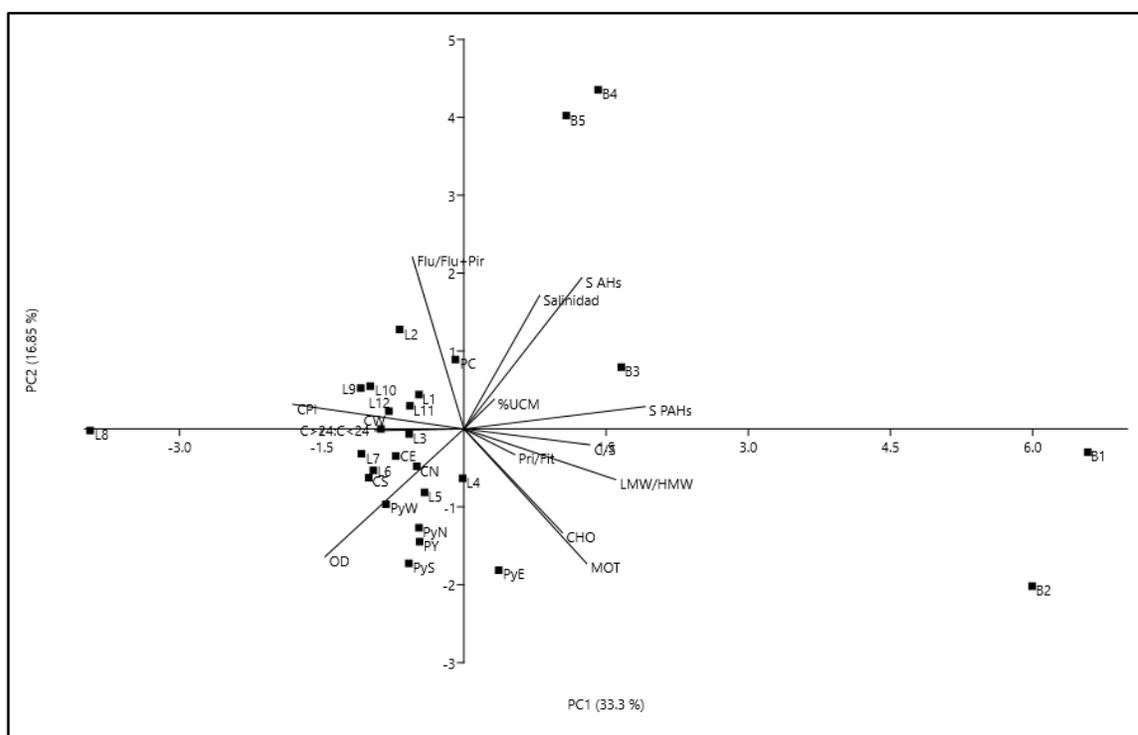
del este (más salinas) hacia los valores positivos y las estaciones del oeste (menos salinas) hacia los valores negativos.



**Figura 19.** Diagrama de ordenamiento del ACP de 27 sitios basado en las variables ambientales y de contaminación (SAHs, %UCM, C $\geq$ 24/C<24, Pri/Fit, CPI, SPAHs, Flu/Flu+Pir, LMW/HMW, MOT, CHO, Salinidad, OD y C/S) correspondiente al año 2010. El PC1 explica 32,72% de la varianza y el PC2 el 19,1%.

Con respecto al ACP realizado para el 2011, se separaron las estaciones de la bahía del resto, sin embargo, hubo diferencias dentro de este conjunto de estaciones (Figura 20). B4 y B5 se encontraron claramente separadas de B3 y de B1-B2, evidenciando heterogeneidad de ambientes dentro de la bahía. Luego, se observaron diferenciadas las zonas oeste y este, pero menos marcado que en 2010. El PC1 explica 33,3% de la varianza y las variables asociadas positivamente con éste fueron SAHs, SPAHs, LMW/HMW, MOT, CHO y C/S. Por lo tanto las estaciones con valores positivos para este eje, estarían indicando mayores cargas de hidrocarburos de ambos tipos y enriquecimiento orgánico. Por otro lado, las variables que se asociaron negativamente con este eje fueron CPI, OD y C $\geq$ 24/C<24 indicando que las estaciones con valor negativo

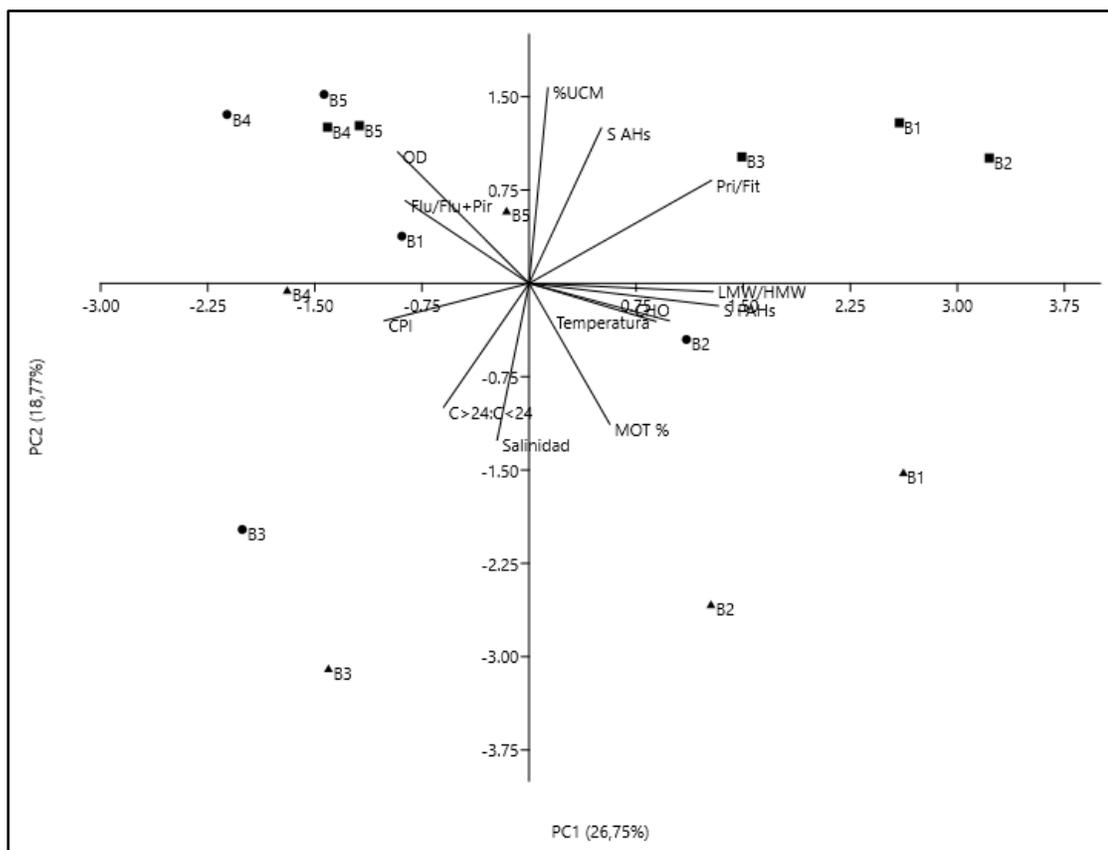
para este eje tienen aporte natural de hidrocarburos y buenas condiciones de oxigenación. El PC2 explicó un 16,85% de la varianza y se asoció positivamente a SAHs, Flu/Flu+Pir y salinidad sugiriendo altas concentraciones de AHs y PAHs originados por combustión del petróleo y zonas salinas. Luego, CHO, MOT y OD se asociaron negativamente a PC2 indicando mayor carga de material orgánico con mayores concentraciones de oxígeno.



**Figura 20.** Diagrama de ordenamiento del ACP de los 27 sitios basado en las variables ambientales y de contaminación (SAHs, %UCM,  $C_{\geq 24}/C_{< 24}$ , Pri/Fit, CPI, SPAHs, Flu/Flu+Pir, LMW/HMW, MOT, CHO, Salinidad, OD y C/S) correspondiente al año 2011. El PC1 explica 33,3% de la varianza y el PC2 el 16,85%.

El análisis de la Bahía de Montevideo para los tres años agrupó fundamentalmente las estaciones B4 y B5 de los 3 años del lado izquierdo del gráfico, las estaciones B3 estuvieron algo dispersas y las estaciones B1 y B2 del lado derecho con la excepción de B1 del año 2009. El PC1 explicó 26,75% de la varianza y el PC2 18,77% (Figura 21). El PC1 se asoció positivamente con las variables Pri/Fit, S PAHs, LMW/HMW, CHO y la temperatura, sugiriendo que las estaciones que obtuvieron valores positivos para este eje tuvieron mayores concentraciones de PAHs con sedimentos orgánicamente enriquecidos

(B2 2009, B1-3 2010 y B1 2011). El PC1 se asoció negativamente a las variables CPI, OD, C $\geq$ 24/C<24 y Flu/Flu+Pir indicando mejoras en las condiciones de oxigenación y presencia de hidrocarburos principalmente de origen natural. Luego, el PC2 estuvo asociado positivamente con SPAHs y %UCM, sugiriendo la presencia de AHs derivados del petróleo. Por último, PC2 estuvo negativamente asociado a C $\geq$ 24/C<24, MOT y salinidad, con lo cual los sitios con valores negativos para este eje indicarían sitios con mayores salinidades, presencia de hidrocarburos de origen natural y mayor carga de materia orgánica (B2, B3 2011 y B3 2009).



**Figura 21.** Diagrama de ordenamiento del ACP de los 5 sitios de la Bahía correspondiente a los tres años de muestreo 2009 (●), 2010 (■) y 2011(▲) basado en las variables ambientales y de contaminación (SAHs, %UCM, C $\geq$ 24/C<24, Pri/Fit, CPI, SPAHs, Flu/Flu+Pir, LMW/HMW, MOT, CHO, Salinidad, OD y C/S). El PC1 explica 26,75% de la varianza y el PC2 el 18,77%.

### 3.3.3. Macrofauna bentónica

Un total de 34721 individuos fueron registrados, distribuidos en 27 taxa de invertebrados macrobentónicos. Poliquetos fue el grupo con mayor número de taxa (55,6%), seguido

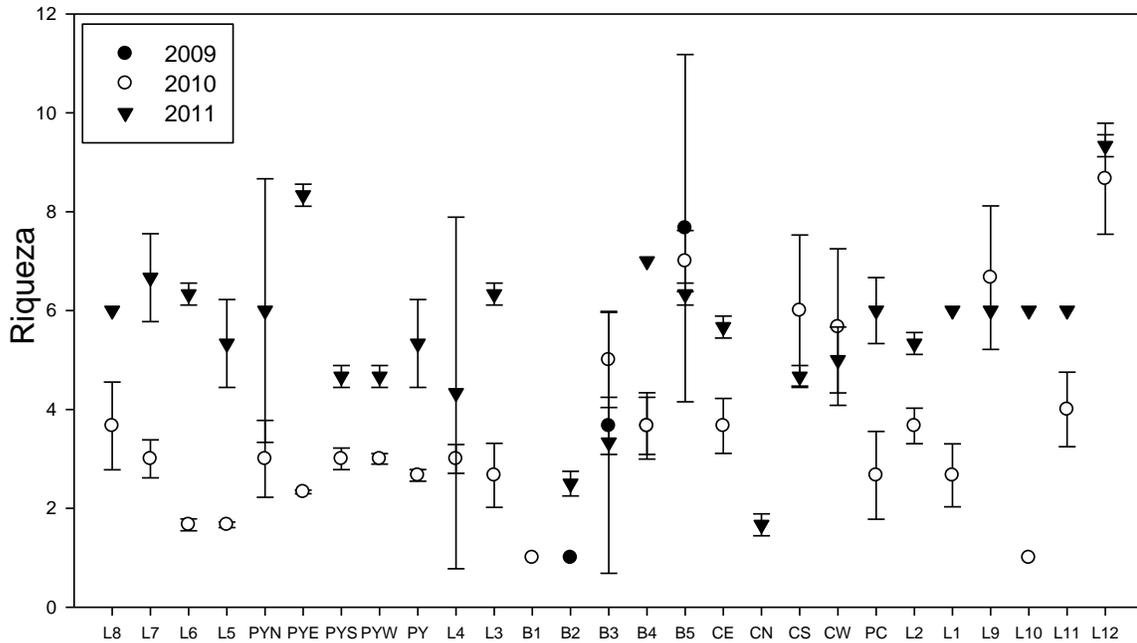
de los moluscos (22,2%), y con 11,1% los crustáceos. Sin embargo, en términos de abundancia, el grupo más importante fue el de los moluscos y las especies más abundantes fueron *Heleobia australis* (26591 individuos) y *Erodona mactroides* (3473 individuos/ 0,05 m<sup>2</sup>) (Anexo A Tabla 8).

Las abundancias totales oscilaron entre valores mínimos en la zona interna de la bahía, en B2 en 2009 (2 individuos/0,05m<sup>2</sup>) y máximos en la zona externa B5 2011 (2570 individuos/0,05m<sup>2</sup>). B5 fue la estación que tuvo las mayores abundancias totales a lo largo de los tres períodos de muestreo. Además las estaciones B2 (2010) y B1 (2011) resultaron azoicas.

La abundancia de *H. australis* en 2009 registró valores muy variables, desde 0,67±1 ind/0,05m<sup>2</sup> (B2) a 385±384 ind/0,05m<sup>2</sup> (L2). en 2010 el menor valor se registró en PC (0,67±0,57 ind/0,05m<sup>2</sup>) y el mayor en B5 (956,67±190,3 ind/0,05m<sup>2</sup>). En 2011 el mínimo fue 0 en PYN y el máximo 651,67± ind/0,05m<sup>2</sup> en B5.

En 2009 la riqueza varió entre 1±0 (B2) Y 7,7±3,5 (B5). En 2010 dentro de la bahía también se registró gran variabilidad, con un mínimo de 1±0 en B1 y un máximo de 7±0,6 en B5. En 2011 se registraron valores entre 2,5±0,2 (B2) y 7±0 (B4) (Figura 22), y tanto en 2010 como en 2011, L12 fue la estación donde se registró el mayor valor de riqueza 8,7±1,1 (2010) y 9,3±0,2 (2011).

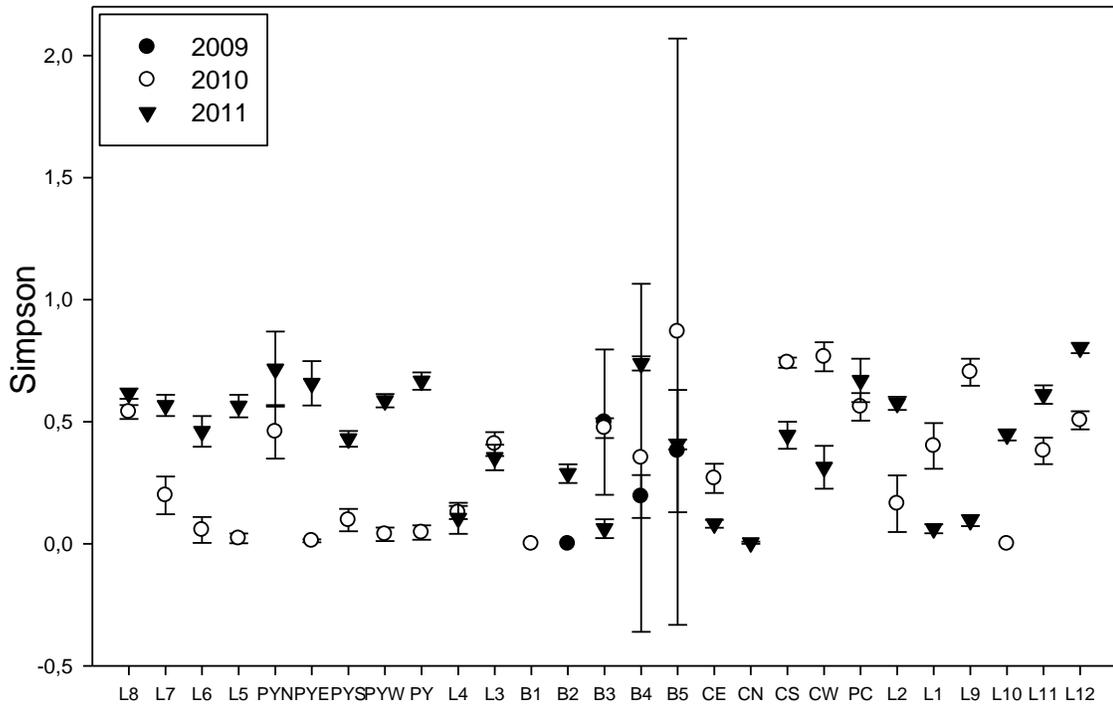
El índice de Simpson tuvo también gran variabilidad, los valores oscilaron entre 0 y 0,5±0,04 en B2 y B3 respectivamente en 2009. En 2010 tuvo una media de 0,3±0,3 y los menores valores se registraon en B1 y L10 (0 para ambos) y L5, L6, PYE, PYW y PY (<0,1 en general, ver tabla 8 en Anexo A). En 2011 la zona oeste registró mayores valores respecto de 2010, el menor valor del índice se encontro en CN (0) y la media total fue 0,4±0,2 (Figura 23).



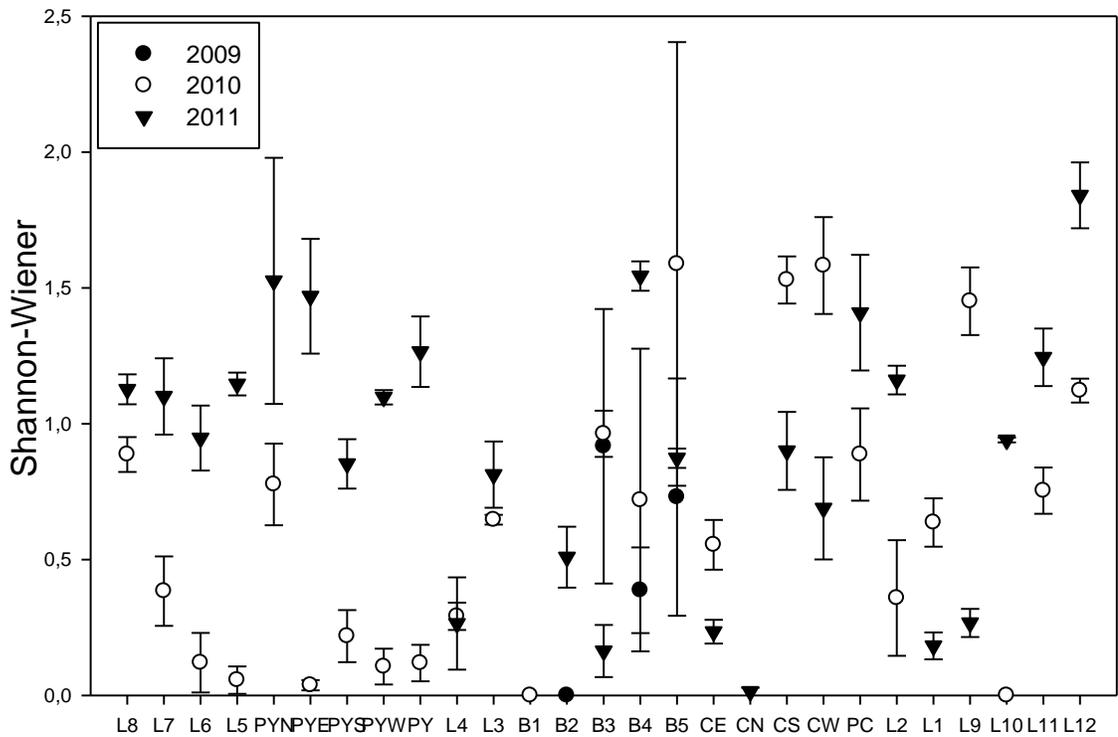
**Figura 22.** Valores medios de la riqueza y su respectivo desvío estándar, de la comunidad macrobentónica para cada estación, en los tres años de muestreos.

La diversidad específica estimada con el índice de Shannon-Wiener para la bahía en 2009 tuvo valor mínimo (0) en B2 y el máximo en B3 ( $0,92 \pm 0,51$ ) (Figura 24). En el año 2010 tuvo grandes variaciones con un valor medio de  $0,61 \pm 0,52$ , los menores valores fueron registrados principalmente en la zona oeste y la bahía interna (B1 y B2, ver Tabla 9 Anexo A). En 2011 los valores fueron en general mas elevados. La media fue  $0,91 \pm 0,5$  y el menor valor se encontró en CN ( $0,01 \pm 0,01$ ) y el mayor valor fue  $1,8 \pm 0,12$  en L12.

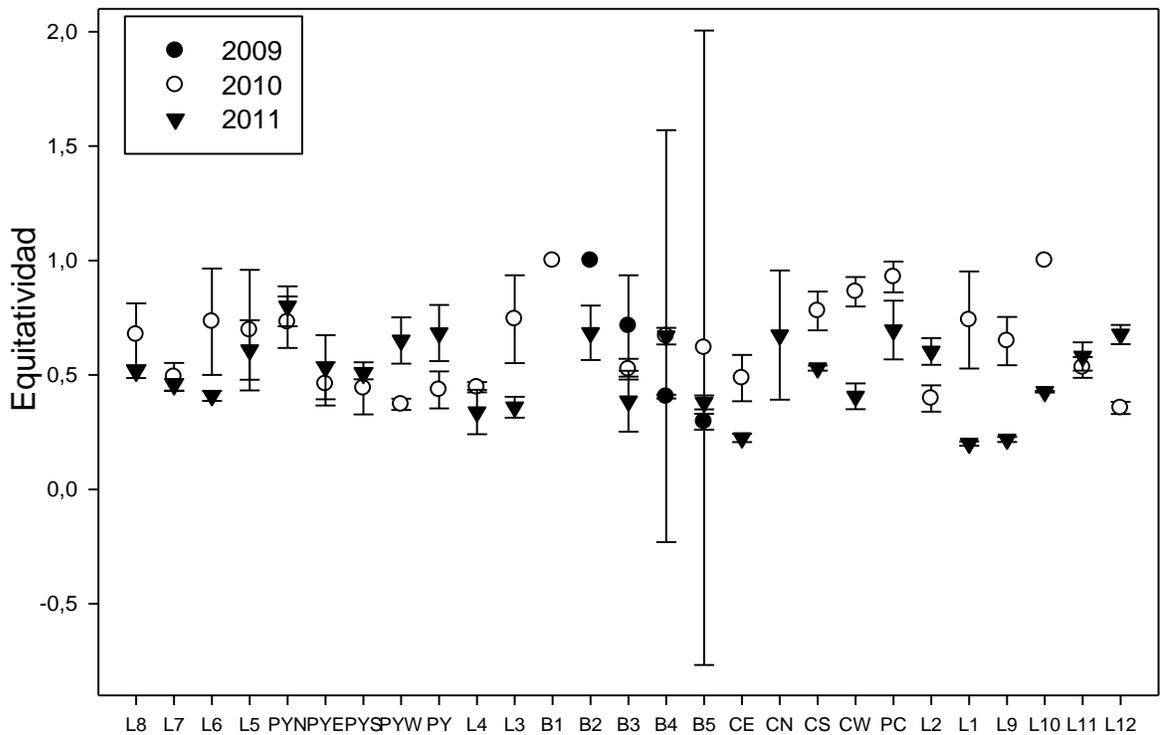
En cuanto a la equitatividad, en la bahía en el 2009 el mínimo registrado fue en B5 ( $0,3 \pm 0,03$ ) y el máximo 1 en B2 (Figura 25). Luego, en 2010 hubieron dos estaciones con valor 1 (B1 y L10). En 2011 los valores estuvieron por debajo de los registrados para el año anterior, siendo PYN la estacion con el valor máximo ( $0,8 \pm 0,09$ ).



**Figura 23.** Índice de diversidad de Simpson (valor medio y desvío estándar) para la comunidad macrobentónica para cada estación, en los tres años de muestreos.



**Figura 24.** Índice de diversidad de Shannon-Wiener (valor medio y desvío estándar) de la comunidad macrobentónica para cada estación, en los tres años de muestreos.

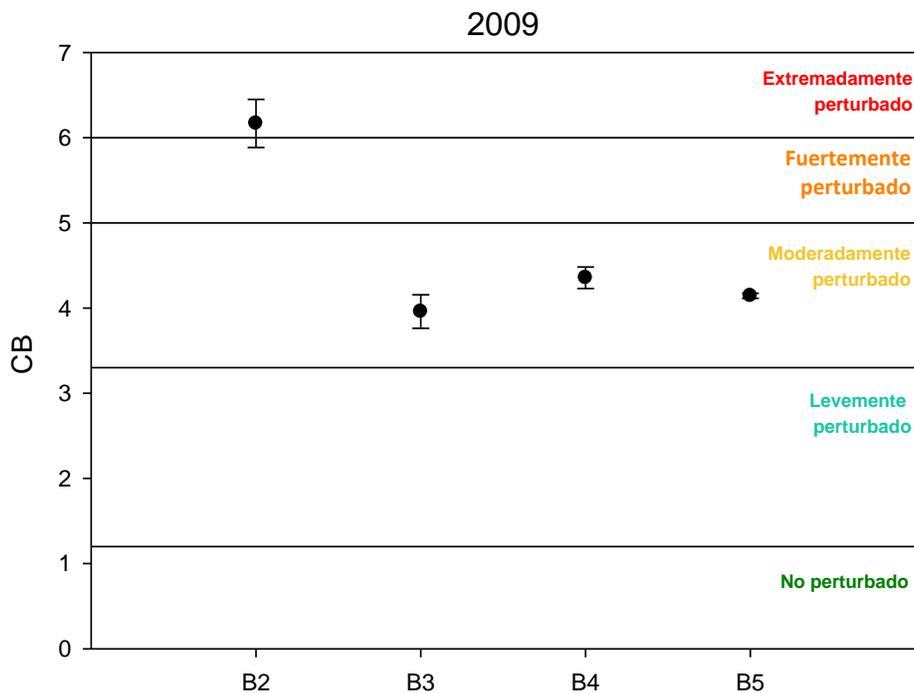


**Figura 25.** Índice de Equitatividad (valor medio y desvío estándar) de la comunidad macrobentónica para cada estación, en los tres años de muestreos.

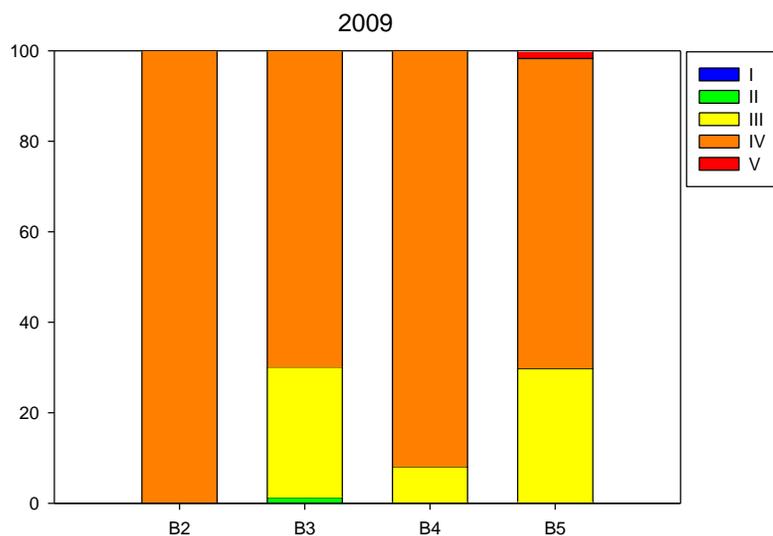
En relación al índice AMBI, en 2009, de las 4 estaciones de la bahía, 3 resultaron moderadamente perturbadas con estado ecológico moderado (B3, B4 y B5) y B1 fuertemente perturbada con una calidad ecológica mala (Figura 26). El grupo ecológico más abundante fue el IV (especies oportunistas de segundo orden) y en segundo lugar el grupo III (especies tolerantes al exceso de materia orgánica) como se observa en el histograma de la Figura 27 (Anexo A, Tabla 10).

En el muestreo del año 2010 el 80% de las estaciones fueron clasificadas como moderadamente perturbadas, de las cuales el 60% tuvieron una calidad ecológica moderada y el resto pobre (Figura 28). Luego, el restante 20% del total de las estaciones se clasificó como levemente perturbadas. Las estaciones PYN y PC presentaron más de 20% de especies no asignadas, con lo cual según recomiendan Borja & Muxica (2005) esos datos se deben tratar con atención. Nuevamente el grupo mayoritario fue el IV, seguido del III. Se observa una leve tendencia de presencia de especies de los grupos I (especies muy sensibles al enriquecimiento orgánico) y II (especies indiferentes al enriquecimiento orgánico) en la zona oeste de la costa de Montevideo y del grupo III hacia

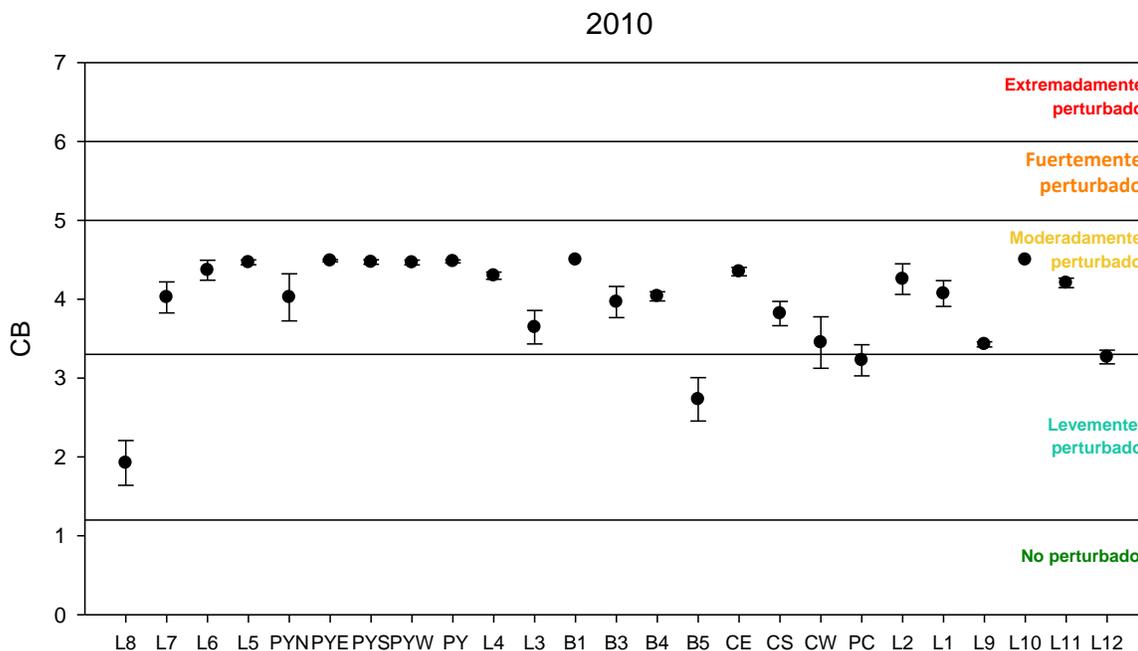
el este. En la Bahía se observa heterogeneidad de grupos, incluyendo la presencia del grupo V (especies oportunistas de primer orden) casi exclusiva de esa zona (Figura 29).



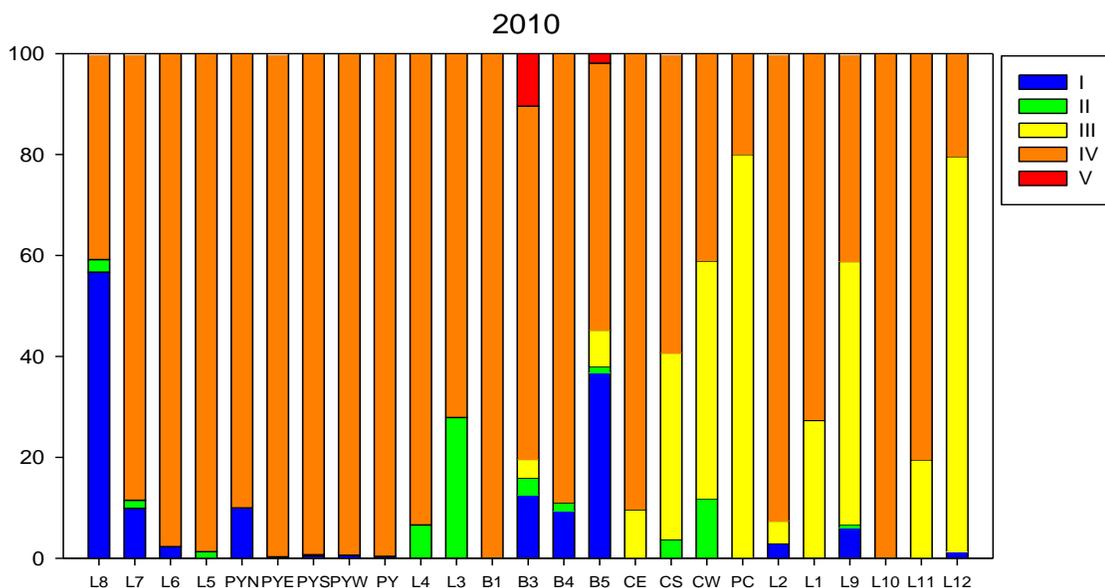
**Figura 26.** Coeficiente biótico (CB) en cada uno de los cuatro sitios de la Bahía de Montevideo y su respectiva clasificación del estado ecológico según el índice AMBI, en el año 2009.



**Figura 27.** Porcentajes de cada uno de los grupos ecológicos definidos por AMBI para cada sitio de muestreo en la Bahía de Montevideo en el año 2009.



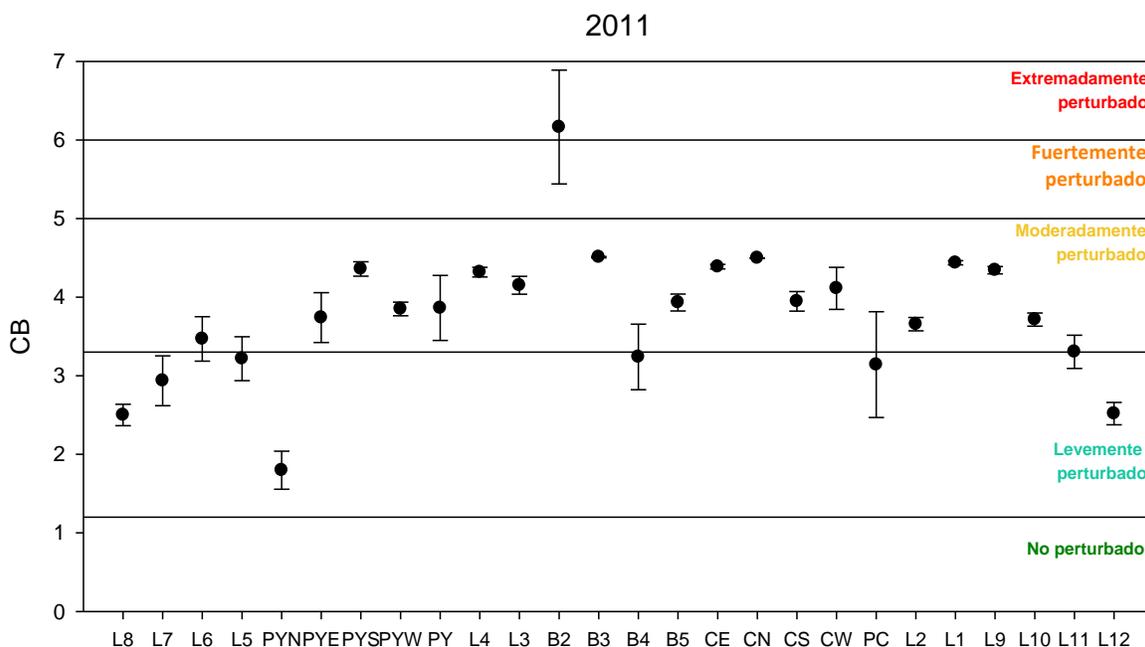
**Figura 28.** Coeficiente biótico (CB) en de los 26 sitios de la costa de Montevideo y su respectiva clasificación del estado ecológico según el índice AMBI, en el año 2010.



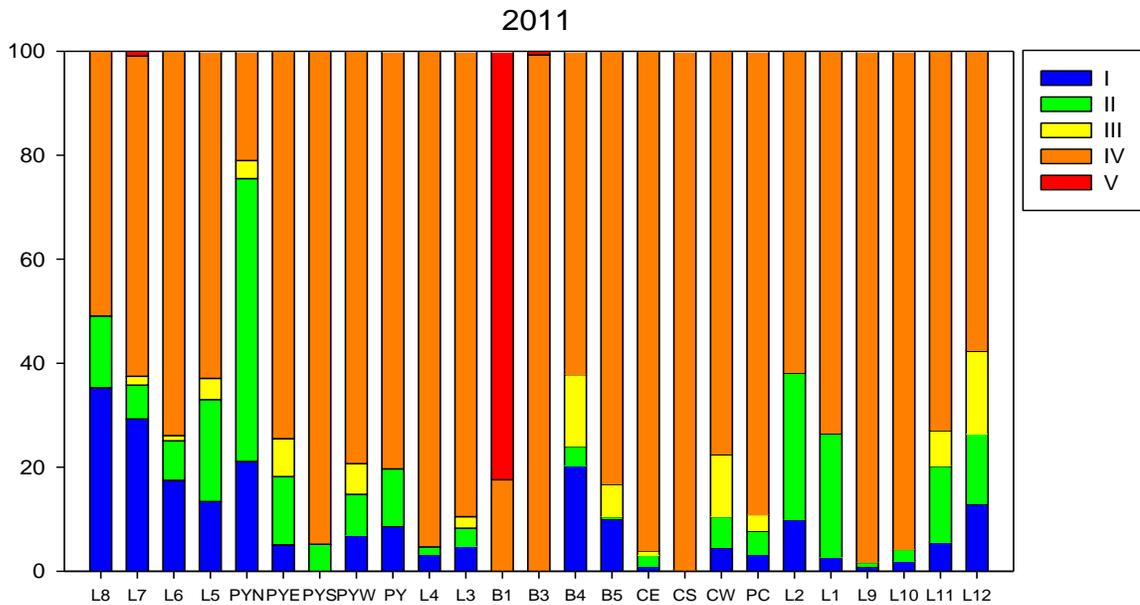
**Figura 29.** Porcentajes de cada uno de los grupos ecológicos definidos por AMBI para cada sitio de muestreo en la costa de Montevideo en el año 2010.

Finalmente en 2011 la estación B2 resultó extremadamente perturbada con un estado ecológico malo (Figura 30). Luego, 34,6% de las estaciones resultaron levemente perturbadas con calidad ecológica buena y 62,9% fueron consideradas moderadamente perturbadas, de las cuales el 64,7% tuvo calidad ecológica moderada y 35,3%, pobre

(Anexo A, Tabla 10). Se observó que el grupo ecológico IV fue el que obtuvo mayor porcentaje en casi todas las muestras durante todos los períodos de estudio y estuvo representado en la mayoría de los casos por *H. australis* (Figura 31). A lo largo de los tres años la especie más importante en abundancia dentro del grupo ecológico I fue *E. mactroides*. Luego respecto al grupo II, en 2009 y 2011 la especie más abundante fue *Nephtys fluviatilis*, sin embargo para 2010 fue *Paraonidae indet.* En cuanto al grupo III, 2009 y 2010 el taxa más abundante fue *Notomastus sp.* y en 2011 hubieron muy pocos representantes de este grupo, siendo el más abundante un *Amphipoda indet.* (con solo 8 individuos). Para los tres años las especies más importantes en abundancia del grupo IV y V fueron *H. australis* y *Bothrioneurum sp.* respectivamente.



**Figura 30.** Coeficiente biótico (CB) en de los 27 sitios de la costa de Montevideo y su respectiva clasificación del estado ecológico según el índice AMBI, en el año 2011.



**Figura 31.** Porcentajes de cada uno de los grupos ecológicos definidos por AMBI para cada sitio de muestreo en la costa de Montevideo en el año 2011.

El nMDS, realizado en la matriz de abundancia de especies/taxa, para el año 2010 (Figura 32a) reflejó la distribución espacial de las estaciones donde, básicamente, B2 y B5 se separan del resto. La estación B2 en esta ocasión solo contó con la presencia del oligoqueto *Bothrioneurum sp*, mientras que B5 tiene mayor diversidad, mayor riqueza de especies ( $7 \pm 0,62$ ) y es donde se destacan las mayores abundancias de *E. mactroides* y *H. australis*. Hacia la izquierda se observan sitios con menor abundancia de *H. australis* y con presencia de especies de poliquetos como *Sigambra cf. grubei*, *Polydora sp.* y *Alitta succinea* (L12, L9, PC, CW y CS). Las estaciones de la parte inferior del diagrama (Figura 32a) (L1, L3 y L11) también presentaron menor abundancia de *H. australis*, y menor diversidad en general. Luego, las estaciones que se ubican en el centro son aquellas de mayor abundancia de *H. australis*. Los resultados obtenidos del ANOSIM muestran que los grupos seleccionados en base al ACP (oeste, Bahía y este) y agregando un nuevo grupo "Punta Carretas" (PC) tienen, en la mayoría de los casos, diferencias significativas respecto de la composición y abundancia de especies. Las diferencias fueron significativas entre oeste y PC, oeste y este, bahía y PC y bahía y este (Tabla 4). Según el análisis SIMPER, las especies que contribuyeron mayormente a las diferencias entre oeste y PC fueron *H. australis* y *E. mactroides*, con mayores abundancias para ambos casos en la zona oeste (Anexo A, Tabla 11). El mismo patrón se observó en cuanto las

diferencias entre oeste y este. Luego, entre bahía y PC las diferencias fueron debido a la mayor abundancias de *H. australis* en la bahía y la ausencia de *E. mactroides* y *Bothrioneurum sp.* en PC. Entre la bahía y el este, las disimilitudes se debieron a la mayor abundancia de *H. australis* y mayor presencia de *E. mactroides* y *Bothrioneurum sp.* en la bahía. Por último, el análisis BIOENV indicó que la combinación de variables que mejor explica el patrón biológico observado en 2010, con un nivel de significancia de 3%, fue considerando CHO, MOT y salinidad (Tabla 5).

**Tabla 4.** Resultados del análisis de similitud (ANOSIM) correspondiente al año 2010.

R global: 0,396

Nivel de significancia: 0,1%

Número de permutaciones: 999

Numero de permutaciones mayor o igual al R global: 0

Test pareados:

	R	P (%)
O-B	0,23	5,9
O-PC	0,64	<b>0,4</b>
O-E	0,39	<b>0,6</b>
B-PC	0,37	<b>2,4</b>
B-E	0,33	<b>1,3</b>
PC-E	0,21	11,9

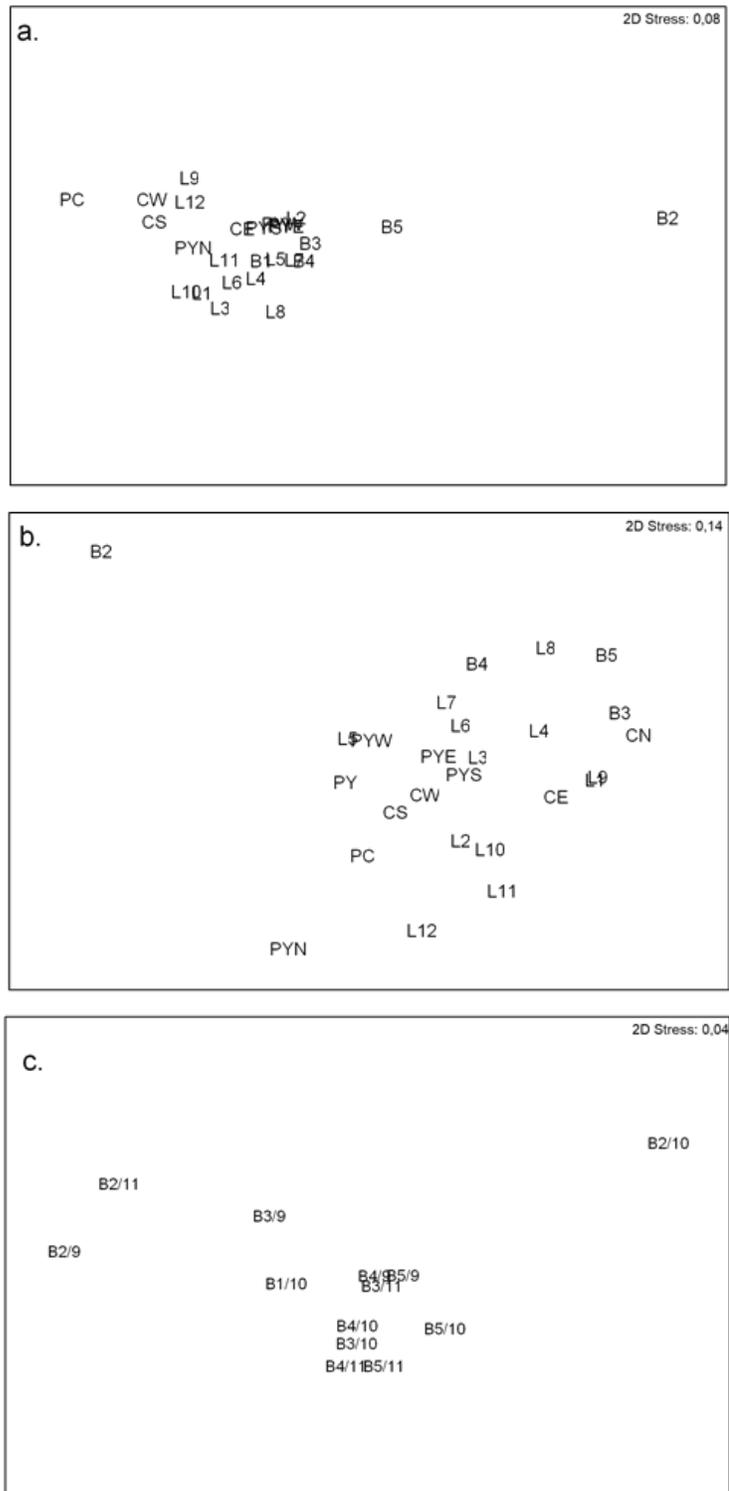
**O**= L7, L6, L5, L4, L3, PYN, PYE, PYS, PYW, PY; **B**= B1, B2, B3,B4, B5; **PC**=CE, CS, CW, PC; **E**=L1, L2, L9, L10, L11, L12.

El nMDS del año 2011 también separó B2 del resto de las estaciones. Esta se caracteriza por su baja diversidad y muy baja abundancia respecto del resto. Las demás estaciones se distribuyen en un gradiente diagonal donde las estaciones de la parte inferior corresponden a las de la zona este (excepto PYN) con menor abundancia de *H. australis* y las de la parte superior serían aquellas que tienen mayor abundancia de la misma especie (Figura 32b). El análisis ANOSIM (Tabla 6) mostró que no hay diferencias significativas entre PC y el resto de las zonas. Sin embargo, si las hubo entre oeste y bahía, oeste y este, y este y bahía. Luego, el SIMPER reveló que las diferencias encontradas entre las zonas oeste y bahía fueron debido principalmente a las mayores abundancias de *H. australis* y *E. mactroides* en la bahía y en segundo lugar a la presencia de *Heteromastus filiformis* y *Allita succinea* también en la bahía. Entre las zonas oeste y este la principal diferencia fue por la mayor abundancia de *H. australis* y de *Kinbergonuphis sp.* también en el este. Entre la bahía y el este, las diferencias radicaron en que en la primera hubo mayor abundancia de *H. australis* y no hubo *Kinbergonuphis*

*sp.* (Anexo A, Tabla 12). Luego, el análisis BIOENV, con una significancia del 1%, mostró que las variables más importantes que explican el patrón biológico observado fueron S PAHs, Flu/Flu+Pir, MOT, salinidad y OD (Tabla 5).

En relación al ordenamiento observado en el nMDS para bahía a lo largo de los tres años, se observó que las estaciones B2 de los tres años se separaron del resto (Figura 32c). Estas estaciones son en general como ya se ha mencionado, muy pobres, con presencia de especies muy resistentes a las perturbaciones presentes en situaciones de ligeros a pronunciados desequilibrios como *H. australis* o el oligoqueto *Bothrioneurum sp.* que se destaca por ser un oportunista de primer orden, presente en condiciones de elevado enriquecimiento orgánico o contaminación. Las estaciones B4 y B5 de los tres años tienen características similares y en el caso de B3 en 2010 y 2011 se parece más a éstas y en 2009 esta más asociada a las estaciones de menor calidad ambiental.

Los resultados del análisis ANOSIM indicaron que los dos grupos formados son significativamente diferentes entre sí (Tabla 7). Luego, en el análisis SIMPER se observó que estas diferencias se deben en primer lugar a la mayor abundancia de *H. australis* en la bahía externa (BE) y en segundo lugar, a la presencia de especies como *E. mactroides* y *A. succinea* en BE y que no estuvieron presentes en bahía interna (BI) (Anexo A, Tabla 13). Finalmente según el análisis BIOENV, las variables que estructuraron principalmente la comunidad fueron SAHs, C<sub>≥24</sub>/C<sub><24</sub>, S PAHs, CHO y MOT, siendo CHO la variable más importante (Tabla 5).



**Figura 32.** Diagrama de los resultados del análisis nMDS correspondientes al año 2010 (a.), al 2011 (b.) y el análisis exclusivo de la bahía 2009, 2010 y 2011 (c.) En el vértice superior derecho se muestra el valor de “stress” correspondiente a cada análisis. Los datos se transformaron con raíz cuarta y se aplicó el índice de similitud de Bray-Curtis.

**Tabla 5.** Resultados del análisis BIO-ENV correspondientes al año 2010, 2011 y la Bahía de Montevideo 2009, 2010 y 2011. Se muestran solo las correlaciones más importantes.

Temporada	Estadístico (rho)	Nivel de significancia	Variables explicatorias
<b>2010</b>	0,432	3 %	CHO, MOT y salinidad
	0,416	3 %	SAHs, CHO, MOT y salinidad
<b>2011</b>	0,5	1 %	SPAHS, Flu/Flu+Pir, MOT, salinidad y OD
<b>Bahía de Montevideo</b>	0,769	1 %	CHO
	0,749	1%	SAHs, C $\geq$ 24:C<24, S PAHs, CHO y MOT

**Tabla 6.** Resultados del análisis de similitud (ANOSIM) correspondiente al año 2011.

R global: 0,355

Nivel de significancia: 0,1%

Número de permutaciones: 999

Numero de permutaciones mayor o igual al R global: 0

Test pareados:

	R	P (%)
O-B	0,51	<b>1,1</b>
O-PC	0,2	10,5
O-E	0,47	<b>0,1</b>
B-PC	0,27	7,6
B-E	0,41	<b>2,4</b>
PC-E	0,14	14,5

**O**=L7, L6, L5, L4, L3, PYN, PYE, PYS, PYW, PY; **B**= B1, B2, B3,B4, B5; **PC**=CN, CE, CS, CW, PC; **E**=L1, L2, L9, L10, L11, L12.

**Tabla 7.** Resultados del análisis de similitud (ANOSIM) correspondiente a la Bahía para los tres años de muestreo. Estaciones B1 y B2 de los 3 años forman el grupo bahía interna (BI) y las estaciones B3, B4 y B5 conforman el grupo bahía externa (BE).

R global: 0,685

Nivel de significancia: **0,3%**

Número de permutaciones: 715

Numero de permutaciones mayor o igual al R global: 2

En la tabla 8 se muestran los resultados de los GLM realizados a partir de la abundancia de *H. australis* y variables abióticas con  $\Delta AIC < 2$ . Ambos modelos mostraron que la abundancia de la especie está significativamente relacionada con Pri/Fit, SAHs, %UCM, C $\geq$ 24/C<24, Flu/Flu+Pir, CHO, Salinidad, C/S y OD.

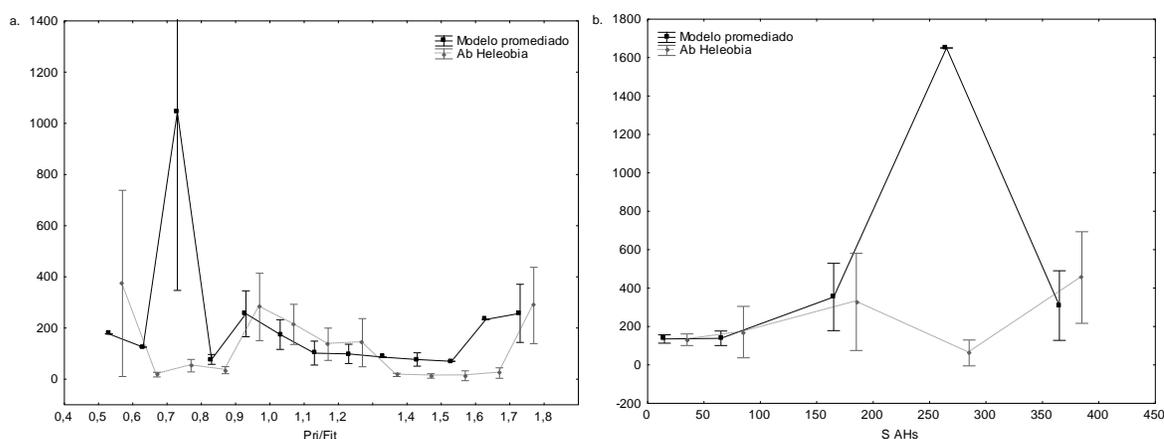
El modelo promediado, en relación al índice Pri/Fit, predijo mayores abundancias de *H. australis* en valores < 1, con gran desfase respecto de los valores observados en el rango de 0,6 a 0,8 (Figura 33a). En valores >1, se observó una tendencia similar entre el

modelo promediado y valores observados, hubo una tendencia a disminuir la abundancia de la especie con un ligero aumento hacia los valores más altos del índice. En relación a la S AHs, hacia las menores concentraciones, el modelo promediado y los valores observados tuvieron la misma tendencia a aumentar las abundancias hasta alcanzar concentraciones de  $200 \mu\text{g g}^{-1}$  (aprox), donde los valores predichos aumentaron y los observados disminuyeron (Figura 33b). En concentraciones mayores ( $350\text{-}400 \mu\text{g g}^{-1}$ ) la abundancia de *H. australis* según el modelo promediado volvió a disminuir. Por otro lado, respecto al % UCM los valores predichos indicaron menores abundancias de la especie entre 65-75% y los valores observados indicaron que las menores abundancias se encontraron en el rango de 90-95% (Figura 34a). Fuera de estos rangos, los valores coinciden. En cuanto al índice  $C \geq 24 / C < 24$ , para valores  $< 1$ , las abundancias predichas son mayores que las observadas, luego para valores  $> 1$  se observó en ambos casos una gran variabilidad de abundancias (Figura 34b). Lo mismo se observa para el índice Flu/Flu+Pir, donde el umbral es 0,4 (Figura 35a), además el modelo predijo altas abundancias de *H. australis* en valores del índice cercanos al 0,6, los cuales estuvieron por encima de las abundancias observadas. Por otro lado, se observó una tendencia de que a mayores valores de CHO, menores abundancias de *H. australis*, tanto en abundancias predichas, como observadas (Figura 35b). Lo contrario se observó para la salinidad (Figura 36a), donde las mayores abundancias predichas se registraron en los valores más altos de salinidad (entre 25 y 30). En cuanto al índice C/S, el modelo promediado y los valores observados tuvieron una tendencia similar, sin embargo, en valores cercanos a la anoxia (2.8), el modelo predijo menores abundancias respecto de las observadas (Figura 36b) y en valores entre 4 y 5, el modelo predijo abundancias mayores. Finalmente, en los valores más bajos de OD, el modelo predijo abundancias de la especie por debajo de las observadas, luego entre 3 y 4 se invierte la observación y a partir de 5 ambos valores siguen la misma tendencia (Figura 37).

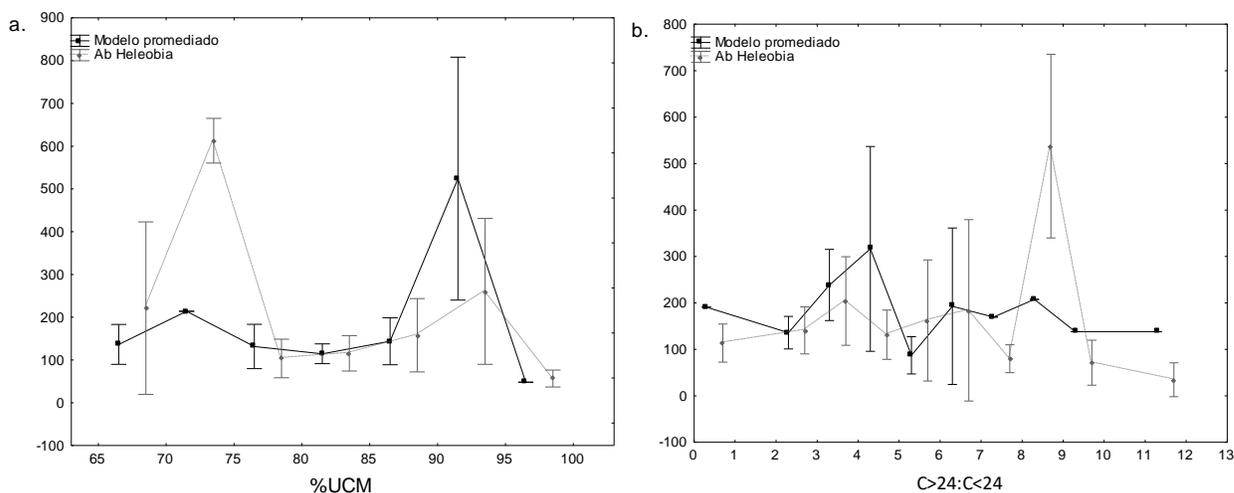
**Tabla 8.** Modelos con una diferencia en el Criterio de Información de Akaike ( $\Delta AIC$ ) <2. Ambos fueron modelos lineales generalizados con una distribución del error binomial negativa y función de enlace logarítmica, relacionando la abundancia de *H. australis* y las variables abióticas.

Modelo	AIC	$\Delta AIC$	$w_i$
(Pri/Fit+S AHs+%UCM+C $\geq$ 24/C<24+Flu/Flu.Py+CHO+Salinidad+C/S)	1708,31	0	0,69
(OD+Pri/Fit+S AHs+%UCM+ C $\geq$ 24/C<24+Flu/Flu.Pir+CHO+Salinidad+C/S)	1709,94	1,6	0,31

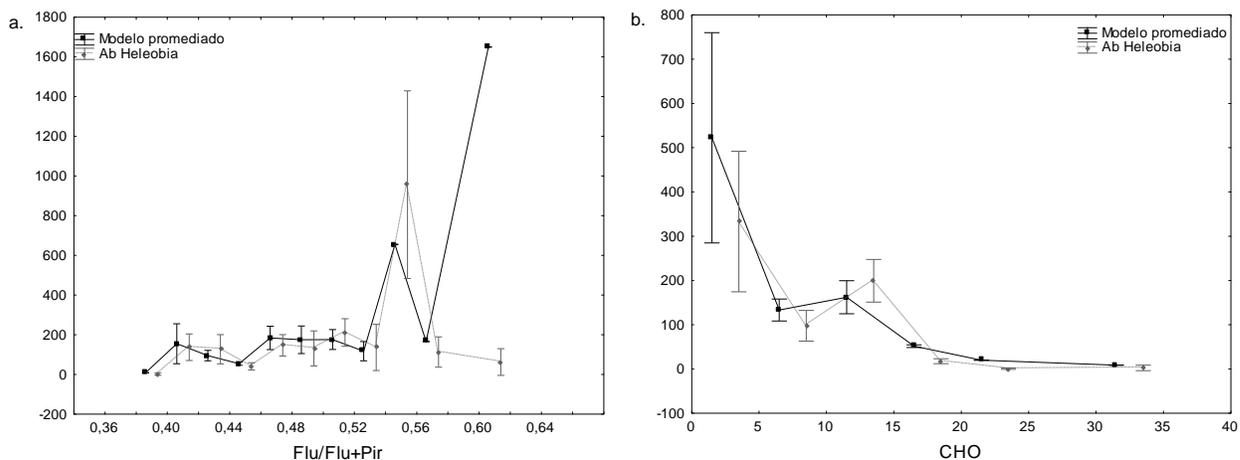
$w_i$ = peso de Akaike, Pri/Fit= Pristano/Fitano; S AHs= AHs totales; %UCM= % de Mezcla Compleja sin Resolver; C $\geq$ 24/C<24: sumatoria de AHs de cadena de 24 Carbonos o mas/ sumatoria de AHs de menos de 24 C de cadena; Flu/Flu+Pir= Fluoreno/Fluoreno+Pireno; CHO= carbohidratos; C/S= razón entre Carbono y azufre; OD= Oxígeno disuelto.



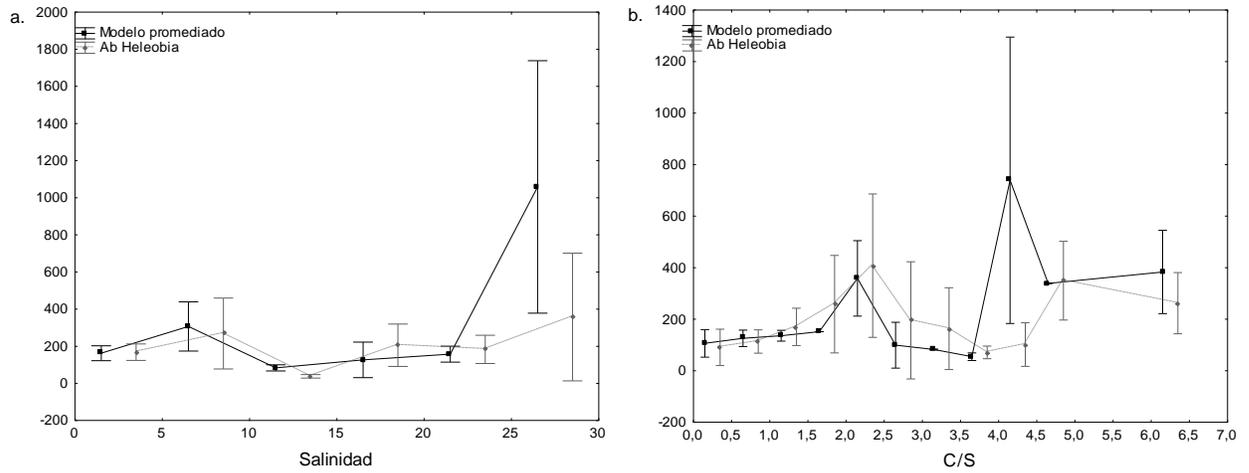
**Figura 33.** Abundancia media de *H. australis* predichas por el modelo promediado y la abundancia media de *H. australis* observada en este trabajo. Las barras indican intervalos de confianza del 95%. En el eje de las x se encuentran los valores del índice (a) Pri/Fit: Pristano/Fitano y (b) los valores de S AHs: AHs totales.



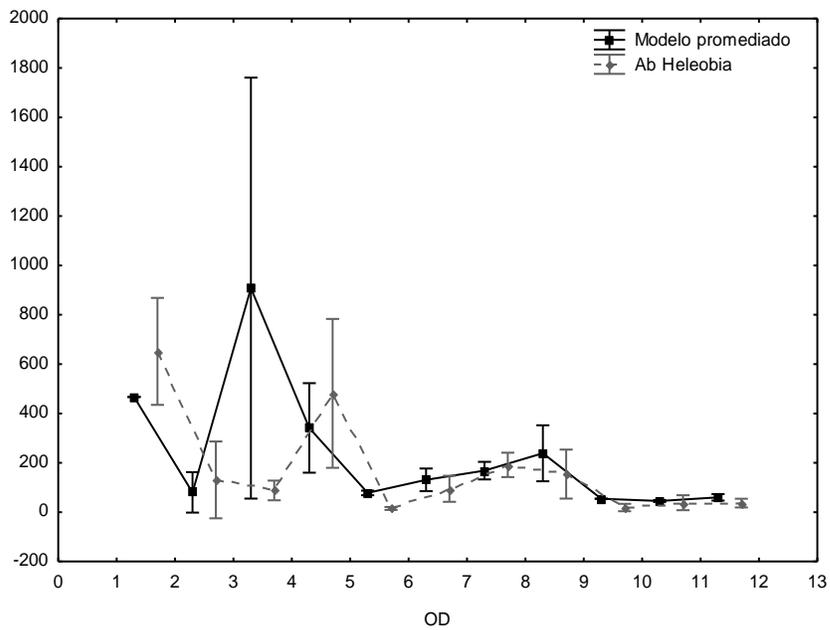
**Figura 34.** Abundancia media de *H. australis* predichas por el modelo promediado y la abundancia media de *H. australis* observada en este trabajo. Las barras indican intervalos de confianza del 95%. En el eje de las x se encuentran los valores de (a) % UCM: % de Mezcla Compleja sin Resolver y (b) los valores del índice C $\geq$ 24/C<24: C $\geq$ 24/C<24: sumatoria de AHs de cadena de 24 Carbonos o mas/ sumatoria de AHs de menos de 24 C de cadena.



**Figura 35.** Abundancia media de *H. australis* predichas por el modelo promediado y la abundancia media de *H. australis* observada en este trabajo. Las barras indican intervalos de confianza del 95%. En el eje de las x se encuentran (a) los valores del índice Flu/Flu+Pir: Fluoreno/Fluoreno+Pireno y (b) los valores de CHO: carbohidratos.



**Figura 36.** Abundancia media de *H. australis* predichas por el modelo promediado y la abundancia media de *H. australis* observada en este trabajo. Las barras indican intervalos de confianza del 95%. En el eje de las x se encuentran (g) los valores de salinidad y (h) los valores del índice C/S: Carbono/Azufre



**Figura 37.** Abundancia media de *H. australis* predichas por el modelo promediado y la abundancia media de *H. australis* observada en este trabajo. Las barras indican intervalos de confianza del 95%. En el eje de las x se encuentran los valores del OD: oxígeno disuelto.

### 3.4 Discusión

Los datos de temperatura mostraron una clara tendencia estacional, con los valores más bajos en invierno y más altos en verano. La salinidad reportó en 2009 y 2010 valores muy por debajo de los registrados en 2011, particularmente en las estaciones desde PC hacia el oeste. Los valores registrados durante este período, se pueden asociar directamente al evento ENOS (El Niño Oscilación del Sur) ocurrido en 2009-2010. Sin embargo, la salinidad en la zona costera de Montevideo tiene variaciones anuales, con mínimos promedios mensuales en otoño-invierno y los máximos en verano (Nagy et al., 1997). Las bajas salinidades son provocadas por el aumento del caudal del Río de la Plata (Brugnoli et al., 2019). A su vez, durante el verano los valores de salinidad suelen ser más altos debido a los vientos provenientes del Este-Sudeste sumados a las bajas descargas de los ríos (Nagy et al., 1997). El RdIP es un estuario parcialmente mezclado con apreciable estratificación, sin embargo, este patrón puede variar con las fluctuaciones de las descargas de los ríos y los vientos, entre otros factores (López Laborde & Nagy, 1999). Nagy et al., (2002) además proponen que el límite de intrusión salina en Uruguay es la zona de Punta Yeguas, lo cual es consistente con lo reportado en este trabajo.

Respecto al OD, las aguas de la zona costera adyacente suelen estar bien oxigenadas, mientras que las de la Bahía de Montevideo suelen ser anóxicas o hipóxicas (Danulat et al. 2002; Burone et al. 2006; Brugnoli et al. 2007; Muniz et al. 2004a, b, 2011; García-Rodríguez et al. 2011; Venturini et al. 2004, 2012) y se encuentran asociados a disturbios antrópicos (Muniz et al., 2006; 2011; Brugnoli et al., 2018). Los bajos niveles de oxígeno son comunes en zonas urbanizadas sometidas al enriquecimiento orgánico (Gray et al., 2002; Solaun et al., 2009; Roman et al., 2012) y ha sido asociada principalmente con aumento de las cargas de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y materia orgánica provenientes principalmente de las actividades agrícolas, las aguas residuales y la la combustión de combustibles fósiles (Breitburg et al., 2018). En esa misma línea, en este trabajo, el OD se correlacionó negativamente con las variables indicadoras de contaminación, eutrofización, presencia de hidrocarburos de origen petrogénico y petróleo crudo. Desde fines del siglo XIX se sabe que los vertidos de aguas residuales reducen las concentraciones de oxígeno en los estuarios (Galton, 1884), así como también hay evidencia de que los niveles de oxígeno aumentan cuando dichos efluentes son tratados

antes del vertido (Xu et al., 2010; Yin et al., 2010). El saneamiento y vertido de efluentes a través del nuevo emisario en Punta Yeguas podría aportar al aumento de OD en la Bahía de Montevideo.

Según la clasificación de estado trófico establecida por Dell'Anno et al. (2002), durante el evento ENOS de acuerdo con los CHO, se registró mayor porcentaje de estaciones eutróficas e hipertróficas (83,4% en 2009-2010 y 77,7% en 2011). Estudios previos indican que en los años El Niño se produce un aumento del estado trófico por el aumento en los caudales del RdIP que arrastran grandes concentraciones de nutrientes (Brugnoli et al., 2019). La variabilidad interanual en la geoquímica de los sedimentos durante los eventos ENOS está controlada por las altas tasas de lluvia, los enormes aumentos en el flujo del río y, por lo tanto, la mayor entrada de agua dulce continental en la zona estuarina (García-Rodríguez et al., 2014). Las estaciones de la Bahía de Montevideo ubicadas cerca de las fuentes de contaminación presentan condiciones hipertróficas o eutróficas en los tres años de muestreo tal como fue descrito por otros autores (Nagy et al., 1997; Danulat et al., 2002; Muniz et al., 2011; Venturini et al., 2012), mientras que las ubicadas en la zona costera adyacente presentaron heterogeneidad según el año y el índice. Las altas concentraciones de CHO pueden deberse a distintos tipos de factores/perturbaciones según la zona. En el interior de la bahía, pueden estar relacionados a los altos niveles de impacto antrópico, que promueven un aumento de la producción primaria debido a la alta carga de nutrientes, pero también, el predominio de detritos envejecidos debido a la contaminación química. En cambio, en las áreas adyacentes las altas concentraciones de CHO podrían estar asociado a la alta productividad natural del sistema y a la entrada de material vegetal terrestre y la descarga de los arroyos (Venturini et al., 2004, 2012; Aguiar & Braga, 2007).

En el caso de las PRT, durante el período 2009-2010 se registró menor porcentaje de estaciones hipertróficas que en 2011 (45,16% en 2009-2010 y 92,6 % en 2011). Los altos niveles de PRT en 2011, pueden deberse por un lado al aporte de material orgánico a través de aguas residuales y arroyos o bien, podría estar asociado a la intensa mineralización de los detritos producido por la actividad bacteriana (Venturini et al., 2012). Asimismo, es importante considerar que el predominio de PRT sobre otros biopolímeros ha sido informado en sistemas hipertróficos y eutróficos con altas tasas de acumulación

de nitrógeno (Dell'Anno et al., 2002, Joseph et al., 2008). En sedimentos enriquecidos orgánicamente, las PRT pueden degradarse más lentamente que los CHO, debido a la inhibición de las enzimas proteasas, lo que provoca una tendencia de las PRT a combinarse con compuestos refractarios (Covazzi Harriague et al., 2007; Dell'Anno et al., 2008). La acumulación de fitodetritos y desechos antrópicos (aguas residuales, hidrocarburos derivados del petróleo), puede contribuir a la prevalencia de PRT en los sedimentos asociados con materia orgánica refractaria, de hecho, las PRT se correlacionaron positivamente con la sumatoria de n- alcanos y con los PAHs, principalmente petrogénicos. Por esta razón Muniz et al. (2011) plantean que la clasificación basada en PRT es más confiable que la de CHO.

Los resultados obtenidos según PRT y CHO arrojaron resultados variables. Un trabajo reciente realizado en lagunas costeras de Uruguay indica que la utilización de indicadores tróficos bentónicos como el carbono biopolimérico (BPC) son capaces de reflejar la extensión espacial de un impacto persistente, por lo que pueden utilizarse como indicadores tróficos duraderos. Lo cual es importante para evaluar la eutrofización de manera confiable (Tudurí et al., 2021).

García-Rodríguez et al. (2014) describieron cierta jerarquía en los factores más importantes que determinan el estado trófico en la costa norte del estuario del RdIP influenciado por actividades humanas y sugieren que los impactos antrópicos son más importantes para determinar el gradiente trófico espacial y los efectos ENOS son más evidentes en la escala temporal. De ahí que la Bahía de Montevideo parece ser la más afectada por factores antrópicos mientras que la zona costera adyacente está más influenciada por el evento ENOS, debido al aumento del caudal de los ríos Paraná y Uruguay.

La distribución de los dos tipos de hidrocarburos (AHs y PAHs) estudiados en este trabajo fue similar, con las concentraciones más elevadas en la zona de la bahía y menores concentraciones en las zonas adyacentes, como ya fue descrito por varios autores anteriormente (Muniz et al. 2002; Venturini et al., 2012, 2015). Según el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) se pueden clasificar los sedimentos marinos o estuarinos como inofensivos si presentan niveles de AHs totales  $<10 \mu\text{g g}^{-1}$  y dañinos para aquellos sitios que tengan concentraciones  $> 10 \mu\text{g g}^{-1}$  (UNEP,

1991). Ninguna estación pudo ser clasificada como inofensiva según este criterio, sin embargo hubo matices y la zona más crítica fue la bahía. Alcanzando valores muy por encima de los encontrados incluso en ambientes enriquecidos ( $100 \mu\text{g g}^{-1}$ ) (Readman et al., 2002), sugiriendo que dichos sedimentos se encuentran contaminados. De hecho, niveles similares de contaminación en sedimentos fueron encontrados en la costa argentina a la altura del RdIP, luego de un derrame de petróleo (Colombo et al., 2005).

Los AHs fueron identificados, según los índices, principalmente como derivados del petróleo, sin embargo la predominancia de n-alcenos de más de 24 carbonos junto con valores de CPI mayores a 1 sugieren el aporte de hidrocarburos de origen natural terrígeno particularmente de plantas superiores (Peters et al., 2005), lo cual es esperable debido al gran aporte de agua dulce en la zona, especialmente en el año 2010. Los altos porcentajes de UCM registrados a lo largo de toda la costa de Montevideo, indican niveles mayores de la mezcla compleja sin resolver respecto de AHs resueltos, indicando la presencia de residuos relacionados con el petróleo, ya sea petróleo degradado o petróleo parcialmente degradado debido a que sus componentes son resistentes a la biodegradación y tienden a acumularse en los sedimentos (Readman et al., 2002).

Pristano y fitano presentaron ambos tipos de origen, ya sea biogénico (como el zooplancton por ejemplo) o petrogénico (Colombo et al., 1989). La relación pristano/fitano suele ser mayor a 1 en sedimentos con mayor aporte biogénico que de petróleo, según el ACP en el año 2010 (Figura 20) este índice estuvo asociado a la zona este, indicando aportes principalmente biogénicos. Mientras que en 2011 no tuvo tanta relevancia. Luego, en el ACP de la bahía para los tres años, se observa que en el 2010 este índice se asocia a contaminación por petróleo crudo particularmente en la zona interna .

Según el índice Pristano/n-C17, en la bahía y en algunas estaciones adyacentes se observó contaminación por petróleo crudo, lo cual es esperable considerando la presencia de la refinería de ANCAP y el puerto de Montevideo. El transporte de petróleo desde y hacia la refinería y el petróleo resultante del tráfico marítimo en el puerto de Montevideo, probablemente sean responsables de los aportes de petróleo crudo (Venturini et al., 2015).

A partir del total de PAHs, se consideró el siguiente criterio para clasificar las estaciones según el grado de perturbación: 0-100 ng/g: bajo; 100-1000 ng/g: moderado; 1000-5000 ng/g alto; >5000 ng/g extremadamente alto (Baumard et al., 1998). Según este criterio, en 2009 la bahía la perturbación fue de alta a extremadamente alta, en 2010 extremadamente alta y solo una estación fue clasificada como moderada. Luego en 2011 fue más heterogénea con estaciones de moderada a extremadamente alta perturbación. Estos resultados son consistentes con lo observado en los tres ACP realizados, donde la S PAHs está fuerte y positivamente asociada a estaciones de la bahía, principalmente a la bahía interna. Luego, si se observa fuera de la bahía, la zona oeste tanto en 2010 como 2011, fue categorizada como moderada. La región este en general fue clasificado de moderado a alto, con la excepción de PC en 2010 que se destaca por la presencia de estaciones de moderada, alta y hasta extremadamente alta perturbación. Esto probablemente esté relacionado con el aporte de aguas residuales no tratadas que se liberan a través del emisario submarino de Punta Carretas. Se han reportado situaciones similares en otras zonas estuarinas de Sudamérica, como por ejemplo en Paranaguá y el estuario de Santos en Brasil (Bícego et al., 2006; Martins et al., 2008a,b, 2010).

Los valores del índice LMW/HMW mayores a 1 indican predominancia de hidrocarburos de bajo peso molecular (LMW), que son aquellos que tienen entre 2 y 3 anillos aromáticos y son de origen petrogénico. Estos hidrocarburos fueron hallados en la bahía en 2010 y 2011, particularmente asociado a las estaciones B1, B2 y B3 como se observa en el ACP tanto en 2010 como 2011. Por el contrario, los valores menores a 1 indican predominancia de hidrocarburos de alto peso molecular (HMW) correspondiendo a un origen pirolítico, los cuales fueron registrados a lo largo de toda la costa y se encuentran asociados a la quema de combustible fósil (Liu et al., 2009).

Según el índice Fenantreno/Antraceno en 2009 y 2010 en la Bahía se registraron hidrocarburos petrogénicos y por último según Fluoreno/Fluoreno+Pireno todas las estaciones para los tres años registraron hidrocarburos de origen pirolítico. Según los resultados de los ACP este índice estuvo asociado a lo largo de los tres periodos a la zona este (solamente 2010 y 2011) y la bahía externa (para los tres muestreos). Los resultados obtenidos describen la presencia de una mezcla compleja de AHs y PAHs indicando aportes tanto naturales como antrópogénicos (de origen pirolítico y

petrogénico) sumado a una contaminación crónica por petróleo en la Bahía de Montevideo y una presencia notable de hidrocarburos provenientes de la quema de combustibles fósiles a lo largo de toda la costa de Montevideo.

En relación a las comunidades bentónicas, en general los valores observados de riqueza y diversidad fueron bajos, como esperable para estuarios de estas características y dominados por unas pocas especies (Piló et al 2016; Amorim et al., 2020). Se pudieron detectar escenarios diferentes según las zonas del área de estudio considerada. En la zona oeste se observaron comunidades con mayor número de especies y de mayor diversidad en el año 2011 comparado con el 2010. La constancia observada en las comunidades bentónicas de la zona interna de la bahía puede deberse a que esta es una zona que se encuentra expuesta a una contaminación crónica. Es posible que, al no haberse reportado eventos puntuales de contaminación, las comunidades no presenten variaciones considerables (García-Rodríguez et al., 2014). Por último, en la zona este se pudo distinguir que Punta Carretas (PC) tuvo resultados diferentes al resto, con comunidades más diversas en el año 2010. Para el resto de las estaciones del este no se observó un patrón claro, existiendo gran variabilidad entre los dos años y entre las estaciones. En la región se reportan escenarios similares con gran heterogeneidad en las comunidades bentónicas (Bernardino et al., 2016; Camargo et al., 2017).

El índice AMBI refuerza la tendencia observada anteriormente, con menor calidad ambiental en la bahía y algunas estaciones adyacentes y mejores condiciones en los extremos (tanto este como oeste). A lo largo de los tres años la bahía resultó de moderada a extremadamente perturbada, siendo la parte externa la que tuvo mejores condiciones. La parte interna de la bahía registra múltiples indicadores de perturbación, algunos presentados en este trabajo como los altos niveles de hidrocarburos, tanto AHs como PAHs, pero también se ha reportado contaminación por metales como cromo en los sedimentos (Muniz et al., 2002; Hutton et al., 2015) y altas concentraciones de esteroides y LABs que son biomarcadores de contaminación por efluentes, posiblemente provenientes de los arroyos Pantanoso y Miguelete (IM, 2012). Así como también se describió la presencia de pesticidas organoclorados en la bahía (Muniz et al., 2015). Todos estos indicadores son consistentes con los valores de AMBI obtenidos en el presente trabajo.

Las zonas oeste y este fueron clasificadas de leve a moderadamente perturbadas tanto en 2010 como 2011. Sin embargo, según AMBI, en 2011 se observó una leve tendencia a tener mejor calidad ambiental. Estos resultados son consistentes con los niveles de perturbación identificados a partir de las concentraciones de PAHs: moderados para el oeste en ambos años y para el este en 2011 y altos o extremadamente altos en PC en 2010. En este sentido, Lake (2003) señala que, durante períodos con niveles de aguas bajas, pueden existir cambios en la calidad de la misma, siendo los niveles altos de agua factores de estrés. En un estudio realizado, por Muniz et al. (2011) se evaluó el desempeño del índice AMBI en la costa de Montevideo entre los años 1998 y 2008 y se reportó un aumento en el nivel de perturbación en la zona de PY, elevándose de una clasificación de leve a moderadamente impactada. Clasificación que coincide con los resultados de este trabajo, fortaleciendo la tendencia a aumento del nivel de perturbación en la zona oeste de la costa de Montevideo.

Nuestros resultados además plantean que puede haber oscilaciones determinadas por factores naturales como el evento ENOS. En ese sentido, Francisco & Netto (2020) concluyen en un trabajo reciente que los efectos del ENOS sobre la biodiversidad bentónica en las zonas costeras dependen de la escala espacial y de las características intrínsecas de cada estuario.

En PC se encuentra el emisario subacuático de gran parte de la ciudad de Montevideo, en este trabajo se observa que la salinidad allí siempre es menor que en el resto de la zona este. Esto puede deberse al mayor caudal de agua dulce que aporta el emisario y modifica tanto las condiciones de salinidad como la composición de los sedimentos en esa porción de la costa. En 2010 esta situación pudo haber sido más aguda debido al evento ENOS y esto podría explicar las diferencias encontradas en las comunidades de PC entre los años 2010 y 2011.

Durante todo el período de estudio se observó un comportamiento espacial y temporal de las abundancias determinado por la especie *H. australis*. Esta especie es un gasterópodo intermareal, infaunal, detritívoro de hábitos oportunistas y característico de los ambientes protegidos de la acción directa del mar, como estuarios y lagunas costeras. Tiene una amplia distribución a lo largo de América del Sur, desde Río de Janeiro hasta el noreste de la Patagonia Argentina (Carcedo & Fiori, 2011), siendo dominante en

términos de abundancia en las comunidades macrobentónicas de los sustratos blandos (Cazzaniga, 2011). En la zona costera uruguaya y en particular en la costa de Montevideo ya fue reportada en varias ocasiones como especie dominante en términos de abundancia y biomasa (Muniz et al., 2002; 2005; 2006; 2012; Venturini et al., 2004; Giménez et al., 2014; Hutton et al., 2015).

Las diferencias registradas espacialmente en el año 2010 (resultados de ANOSIM y SIMPER) se debieron principalmente a la presencia o altas abundancias de *H. australis* y *E. mactroides* en la zona oeste y a la presencia de *Bothrioneurum sp.* en la bahía. El análisis BIO-ENV realizado indica que las variables que tienen más impacto en la estructura de las comunidades macrobentónicas de la costa de Montevideo son el enriquecimiento orgánico (medidas por MOT y CHO) y la salinidad.

Por otro lado, en 2011 surge otra combinación de variables ambientales que estructuran las comunidades bentónicas (S PAHs, Flu/Flu+Pir, MOT, salinidad y OD). Si se analiza esto en términos de la jerarquía de factores propuesta por García-Rodríguez et al. (2014), el 2011 es un año no ENOS, por lo tanto, surgen las variables de contaminación como determinantes en los patrones biológicos. Las diferencias encontradas entre las zonas se debieron en primer lugar a las altas abundancias de *H. australis* y *E. mactroides* y a la presencia de los poliquetos *Heteromastus filiformis* y *Allita succinea* en la bahía, sumado a la presencia de *Kinbergonuphis sp.* en el Este. En un estudio realizado en Brasil, reportan que la comunidad de invertebrados macrobentónicos fue significativamente más diversa durante el año no ENOS y además mostró una menor variabilidad en su estructura que en años ENOS, lo que probablemente refleje el aumento en la estabilidad relativa del entorno y la disminución de las precipitaciones y la escorrentía (Francisco & Netto, 2020) reflejando un escenario parecido a lo observado en la zona oeste en el 2011.

Las diferencias encontradas en la Bahía de Montevideo a lo largo de los tres años, se asociaron nuevamente a las mayores abundancias de *H. australis* en la zona externa y a la presencia de especies sensibles al enriquecimiento orgánico como *E. mactroides* y tolerantes al mismo, como *A. succinea*. Estas variaciones se debieron a la presencia de AHs biogénicos y PAHs, junto con altos niveles de enriquecimiento orgánico.

La evaluación del comportamiento de la abundancia de *H. australis* mediante GLMz detectó un conjunto de variables abióticas que, en líneas generales lograron explicar la abundancia de la especie de manera acertada. Sin embargo, en los casos en los que los valores propuestos por el modelo no coincidieron con los valores observados, fue principalmente por sobreestimación, sugiriendo que hay otros factores que modulan (hacia menores valores) las abundancias de *H. australis*

El modelo funcionó a la hora de explicar las abundancias de *H. australis* solo a bajas concentraciones de AHs. Sin embargo, como se ha hecho referencia a lo largo del trabajo, no solo es importante la concentración sino también el origen de dichos hidrocarburos ya que suponen escenarios diferentes. En el caso donde predominaron los AHs originados como residuos de petróleo (según el % UCM), el modelo predijo mayores abundancias de las observadas. Por otro lado, en el caso donde predominaron AHs de origen biogénico (según  $C \geq 24 / C < 24$ ), se ajustó mejor a las observaciones. Esto podría estar asociado a una mayor mortalidad de la especie en ambientes con altas cargas de AHs derivados del petróleo. Por otro lado, en sedimentos contaminados por petróleo (determinados mediante Pri/Fit), el modelo funcionó bien, sugiriendo además que, cuando en el sedimento hay presencia de petróleo crudo, las abundancias tienden a ser bajas.

La disponibilidad de oxígeno ha sido reportada previamente como uno de los factores abióticos que afecta la distribución de la especie (De Francesco & Isla, 2003). Según estos resultados, en aquellos sitios donde hay más oxígeno (determinado mediante C/S y OD) el modelo sobreestima un poco la abundancia de *H. australis*. En condiciones de mayor oxigenación es esperable que los ambientes sean más saludables, y que permitan a otras especies acceder a habitarlos. Generando una mayor competencia por los recursos y, por consiguiente, limitando el crecimiento de las poblaciones de *H. australis*.

En cuanto a la influencia de los PAHs, el modelo (según el índice Flu/Flu+Pir) sobreestimó las abundancias en sedimentos donde predominaron PAHs pirolíticos. La toxicidad y la persistencia de los PAHs en los sedimentos están relacionadas con su peso molecular. En general, un aumento en el tamaño de la molécula resulta en un aumento de la hidrofobicidad y la estabilidad (Zander, 1983; Heitkamp & Cerniglia, 1987). Ambos factores son los principales responsables de la persistencia de los PAHs de HMW en el

ambiente. Además, la evidencia sugiere que, en algunos casos, la genotoxicidad de los PAHs también aumenta con el tamaño (Cerniglia, 1992). La relación entre la persistencia en el ambiente y el número creciente de anillos de benceno es consistente con los resultados de varios estudios que correlacionan las tasas de biodegradación ambiental y el tamaño de la molécula de PAHs (Kanaly, 2000 y referencias allí citadas). Los PAHs originados a partir de la quema de combustible fósil son aquellos de alto peso molecular, con lo cual las menores abundancias observadas en el presente trabajo respecto a las estimadas por el modelo pueden estar relacionadas con la mortalidad asociada a la alta toxicidad de estos compuestos.

Por último, CHO y la salinidad son variables que según este modelo explican muy bien los valores observados. Los altos niveles de CHO están asociados a sitios perturbados y si bien esta especie es oportunista de segundo orden y es capaz de habitar sitios perturbados, posiblemente cuando esos niveles de perturbación son demasiado altos, la probabilidad de encontrar individuos en esa zona es muy baja. Asimismo, estudios previos han reportado que la salinidad es un factor determinante en la distribución de *H. australis* (De Francesco & Isla, 2003).

La distribución de las especies tuvo un ordenamiento espacial y temporal, asociado al gradiente orgánico de los sedimentos, la variabilidad hidrológica y los niveles de contaminación por hidrocarburos. Cumpliéndose lo planteado en la predicción 1 y parte de la 2, ya que los PAHs tuvieron una relación con la composición de la macrofauna solamente en el año 2011 y dentro de la Bahía de Montevideo. Es importante destacar que los patrones biológicos descritos en este estudio son correlativos con los ambientales, sin embargo, es posible que existan otros factores o interacciones entre los mismos que influyan en la estructura y composición de los ensambles de macrofauna bentónica de la costa de Montevideo y que limitan la capacidad de interpretar los resultados. A su vez, se reconoce la naturaleza compleja de las respuestas de los organismos bentónicos a los múltiples factores de estrés y se enfatiza en la importancia de considerar una mayor diversidad de enfoques para evaluar los efectos de las actividades antrópicas.

La información generada es relevante considerando el escenario de cambio climático a nivel mundial y dado que puede aportar información valiosa para la implementación de

futuros programas de monitoreo, así como también para la aplicación de políticas para la mitigación de los efectos en hábitats marino/estuarinos y para el manejo de los ecosistemas degradados por actividades antrópicas en general.

## **4. CAPÍTULO 2: “Diversidad funcional del ensamble macrobentónico de la costa de Montevideo y su relación con niveles de calidad ambiental”**

### **4.1. Introducción**

Entender como los ecosistemas responden a las perturbaciones tanto naturales como antrópicas, se ha vuelto la principal preocupación de la ecología marina en las últimas décadas (Piggott et al., 2015). Es por eso que, el análisis de las comunidades solamente desde el punto de vista clásico, es decir taxonómico y estructural ha sido cuestionado por suponer que las especies son equivalentes desde el punto de vista ecológico (Chave, 2004). Las funciones del ecosistema están determinadas por el rol de cada una de ellas, por ende, los cambios en la composición de especies y en su abundancia relativa, tienen un impacto directo en la dinámica de las comunidades y por lo tanto pueden generar cambios en el funcionamiento de los ecosistemas (Pla et al., 2012) y los bienes y servicios que éstos prestan. En este sentido es que surge el estudio de la diversidad funcional, con el objetivo de incorporar al análisis las características funcionales de cada una de las especies (Tilman et al., 1997; Mouchet et al., 2010; Cadotte et al., 2011). Si bien, esta aproximación no es un enfoque nuevo, ha experimentado una popularización reciente (Heino, 2008) por ser considerada la clave para entender la relación entre la diversidad, la estructura de las comunidades y el funcionamiento de los ecosistemas (Tilman et al., 1997; Chapin et al., 2000; Díaz & Cabido, 2001; Naeem & Wright, 2003).

El estudio de la diversidad funcional implica la comprensión de las comunidades y ecosistemas basada en la función que los organismos cumplen en el sistema y no en su identidad como especies (Petchey & Gaston, 2006). Probablemente la definición de diversidad funcional más citada sea la de Tilman (2001), quien la define como “el valor e intervalo de los atributos de los organismos que influyen en el funcionamiento de un ecosistema”. Entonces, para poder cuantificar la diversidad funcional se deben definir y medir dichos caracteres o atributos funcionales. Díaz & Cabido, (2001) plantean que el efecto de la diversidad sobre los procesos del ecosistema se debe atribuir a los caracteres funcionales (atributos en valor o en rango) de las especies y a su interacción, en vez del número de especies en sí mismo. Hay numerosos estudios (Barnes & Hendy, 2015; Brauko et al., 2020; Veiga et al., 2016; Vinagre et al., 2016 y otros) que indican que la

combinación de múltiples enfoques (taxonómicos y funcionales) en el análisis, favorece la generación de conocimiento y la creación de herramientas de gestión que eventualmente pueden incorporarse para mejorar las prácticas actuales de manejo.

Existen diferentes técnicas para evaluar la diversidad funcional. En este trabajo se utilizaron dos, por un lado, el análisis de rasgos biológicos (BTA; por su sigla en inglés, Bremner, 2008) y por otro, los índices de diversidad funcional (Villéger et al., 2008; Laliberté & Legendre, 2010). El análisis de BTA consiste en listar múltiples rasgos de especies, luego subdividirlos y evaluarlos categóricamente. Según el objetivo de trabajo es que se definen los rasgos a utilizar. Algunos rasgos están íntimamente vinculados a unas funciones en particular, mientras que otros solo sirven como indicadores indirectos (Lavorel & Garnier, 2002). La selección de rasgos permanece como uno de los principales cuestionamientos y retos del análisis, ya que existe cierta incertidumbre en torno a si los atributos que elegimos son representativos de una determinada función o no (Francisco & De la Cueva, 2017). BTA se basa entonces, en ordenaciones multivariadas para describir patrones de distribución de los rasgos funcionales a lo largo de gradientes espaciales o temporales (Chevenet et al., 1994; Dolédec & Chessel, 1994). En el caso de las comunidades estuarinas macrobentónicas, se espera que sus rasgos biológicos respondan a las presiones del ambiente, tanto naturales como antrópicas (Van der Linden et al., 2016). Diversos estudios han utilizado este tipo de análisis en la evaluación del funcionamiento de las comunidades bentónicas y en particular para evaluar los impactos de las actividades antrópicas sobre las mismas (Gusmao et al., 2016; Piló et al., 2016; Garaffo et al., 2018). La principal limitante del uso de los rasgos funcionales en la ecología bentónica es la cantidad de información disponible (Tyler et al., 2012; Otegui et al., 2016).

Por otro lado, los índices de diversidad funcional tienen la capacidad de reflejar distintos aspectos del funcionamiento de un ensamble. Cuando las especies en un conjunto difieren mucho en sus rasgos funcionales, se esperan valores más altos de los índices de diversidad funcional. Villéger et al. (2008) propusieron un marco teórico en el que la diversidad funcional comprende tres componentes independientes: riqueza funcional (FRic), equitatividad funcional (FEve) y divergencia funcional (FDiv). Estos tres componentes describen la distribución y abundancia de las especies en el espacio funcional, determinado por tantas dimensiones como atributos se estén analizando. FRic

es la cantidad de espacio funcional ocupado por un conjunto de especies (Villéger et al., 2010). Una baja riqueza funcional indicaría que algunos de los recursos potencialmente disponibles no están siendo explotados y podría tener como consecuencia una reducción en la productividad de un ecosistema (Mason et al., 2005). Este índice puede verse modificado por la adición o remoción de especies con combinaciones únicas de rasgos. FEve es la homogeneidad en la distribución de las abundancias de las especies de una comunidad en un espacio funcional (Villéger et al. 2010). Una baja equitatividad implicaría que algunas partes del nicho funcional están siendo subutilizadas. Esto podría reducir la productividad e incrementar la oportunidad de que posibles invasores se establezcan (Mason et al., 2005). FDiv es una medida de similitud funcional entre las especies dominantes de una comunidad (Villéger et al. 2010). Una alta divergencia refleja un alto grado de diferenciación de nicho en las especies dominantes, lo que podría reducir la competencia e incrementar la magnitud de los procesos del ecosistema como resultado de un uso más eficiente de los recursos (Mason et al. 2005). Laliberté & Legendre (2010) propusieron otra métrica de dispersión: la dispersión funcional (FDis), que es un índice multidimensional basado en la dispersión rasgos. FDis es definido como la distancia promedio de las especies individuales al centro de todas las especies en el espacio de rasgos de la comunidad, teniendo en cuenta la abundancia relativa de especies.

Los ecosistemas marinos y los costeros en particular, se encuentran sometidos a múltiples presiones, tanto estresores antrópicos como disturbios naturales que impactan sobre la biodiversidad y la diversidad funcional (Micheli et al. 2016), comprometiendo así su capacidad de proveer servicios ecosistémicos. El consenso crece en torno a que un amplio uso del enfoque funcional es necesario y urgente para generar criterios operativos que permitan la gestión de hábitats en sistemas modificados (Brauko et al., 2020).

La costa de Montevideo, según lo observado en el capítulo anterior, presenta un gradiente espacial de perturbación a lo largo del cual se pudieron identificar zonas (este, bahía interna y externa, oeste y Punta Carretas) en función del nivel de perturbación y las características de la comunidad macrobentónica. En ese sentido y teniendo en cuenta que los cambios en la biodiversidad pueden potencialmente modificar el funcionamiento de un ecosistema (Loreau et al., 2001, 2002; Hawkins et al., 2009), resulta importante considerar el enfoque funcional. Los rasgos biológicos de los organismos determinan las

interacciones con el medio físico-químico, la población, la comunidad y los procesos ecosistémicos (Snelgrove, 1998). Por lo tanto, un enfoque basado en rasgos ofrece *proxies* útiles para analizar el funcionamiento del ecosistema y los efectos de la perturbación (Bremner et al., 2006a).

Teniendo en cuenta lo expuesto, en este capítulo se propone evaluar el estado de la diversidad funcional de las comunidades macrobentónicas de la costa de Montevideo a lo largo de los tres años de muestreo, basado en BTA e índices funcionales. Para llevarlo a cabo se plantea la siguiente hipótesis: la diversidad funcional y la composición de rasgos funcionales de las comunidades macrobentónicas varía según el nivel de perturbación en cada zona, en función de la tolerancia que poseen las especies a las variaciones ambientales y la contaminación orgánica.

De esta hipótesis se desprenden las siguientes predicciones:

- (1) al igual que se expuso en el Capítulo 1, los resultados dependerán de la zona en que se esté evaluando debido a los distintos niveles de perturbación. La composición de rasgos funcionales de la comunidad en sitios mas perturbados, tendrá un mayor aporte de rasgos característicos de especies tolerantes a la contaminación.
- (2) los índices de diversidad funcional presentarán valores más bajos en aquellas zonas con altos niveles de perturbación y se relacionarán de manera negativa a los indicadores de calidad ambiental.

## **4.2. Materiales y Métodos**

Las muestras utilizadas para los análisis en este capítulo fueron colectadas y procesadas según lo descrito en el apartado de Materiales y Métodos Generales de este trabajo.

### **4.2.1. Rasgos biológicos**

Para analizar como varía el conjunto de rasgos funcionales de la comunidad macrobentónica en el espacio y en el tiempo, se realizó el análisis de BTA. Si bien incluir tantos rasgos como sea posible aumenta la información general sobre los cambios en la distribución de rasgos funcionales (Bremner et al., 2006a), la selección de los mismos se basó en la capacidad de los rasgos para ilustrar los cambios en el funcionamiento del ecosistema y las respuestas del bentos a la contaminación orgánica. Los rasgos seleccionados fueron: tamaño del adulto, aparato alimenticio, movilidad del adulto, forma del cuerpo, hábito alimenticio, hábitat y tolerancia a la perturbación. Cada uno de los siete rasgos se dividió en categorías para representar el rango de variación (Tabla 9). La información sobre los rasgos se obtuvo de diversas fuentes incluyendo revistas científicas e información *ad hoc* de especialistas.

A cada taxón se le asignó un valor de 0 a 3 para cada una de las categorías de cada rasgo, aplicando el procedimiento de “codificación difusa” (fuzzy coding; Chevenet et al., 1994), el cual permite que los taxones se adecuen a cada categoría de manera gradual, siendo 0 la nula afinidad a esa categoría y 3 la completa afinidad a la misma. Luego, cada valor de cada categoría de rasgo fue multiplicada por la abundancia de cada taxón, obteniendo así un valor para cada rasgo en cada muestra. A partir de esta matriz de datos y considerando las distancias Euclidianas, se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) mediante el programa PAST 3. Se realizó un ACP para toda la costa de Montevideo considerando los años 2010 y 2011, juntos y por separado. Luego, se analizó solamente la bahía, agregando a los anteriores los datos del 2009. Los datos fueron transformados con  $\text{Log}(x + 1)$ .

### **4.2.2. Índices de diversidad funcional**

Se calcularon cuatro índices funcionales multivariados para evaluar los diferentes componentes de la diversidad funcional: FRic, FEve, FDiv y FDis. Se consideraron las

cinco zonas identificadas en el capítulo anterior y además se subdividió el este y el oeste en dos zonas cada una, además de considerar PC y PY: oeste lejano (OL), oeste cercano (OC), este lejano (EL) y este cercano (EC) para evaluar posibles diferencias espaciales considerando la distancia de la bahía (Tabla 10). El análisis se hizo a dos escalas diferentes, por un lado, se compararon los índices de las ocho zonas de la costa de Montevideo del año 2010 y 2011. Por otro lado, dentro de la bahía se analizaron los mismos índices, para los tres años, pero a escala de estación (B1 a B5), con la excepción que las estaciones B1 y B2 se agruparon debido a la falta de datos en alguno de los muestreos (B1 en 2009 y 2011). Para llevar a cabo el análisis se utilizaron los programas F-Diversity (Di Rienzo et al., 2008). y el STATISICA 7®.

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de dos vías entre las zonas y los años para probar las diferencias espaciales y temporales de los índices funcionales y la interacción entre los dos factores. Se realizó un ANOVA de una vía para evaluar diferencias entre los índices en las estaciones de la Bahía de Montevideo. Para evaluar normalidad de los datos se realizó test de Shapiro-Wilk y se utilizó la prueba de Cochran para testear la homogeneidad de las varianzas. Para interpretar diferencias estadísticamente significativas se realizaron pruebas post-hoc de Tukey (Zar, 1999). En los casos en los que los datos no cumplieron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza se hizo un Kruskal-Wallis (método no paramétrico).

Por último, se hicieron correlaciones lineales de Spearman entre el índice AMBI y los diferentes índices funcionales. Luego, se hicieron correlaciones entre los índices y las variables abióticas seleccionadas como más importantes en estructurar las comunidades bentónicas en el Capítulo 1 (CHO, MOT, salinidad, SAHs, SPAHs, Flu/Flu+Pir, OD y  $C \geq 24: C < 24$ ) y además se sumaron Riqueza (S) y abundancia de *H. australis* (ab *H. australis*). Las correlaciones se hicieron con el programa PAST 3 y los gráficos mediante el software SigmaPlot.

**Tabla 9:** Lista de los rasgos biológicos y sus respectivas características.

<b>Rasgos biológicos</b>	<b>Categorías</b>
<b>Tamaño</b>	Pequeño (500 micras- 1 cm) Mediano (1-2 cm) Grande (> 2 cm)
<b>Aparato alimenticio</b>	Rádula Mandíbula Tentáculos Probósida Faringe/ mandíbula Sifón
<b>Movilidad del adulto</b>	Semi-móvil Móvil Sésil
<b>Forma del cuerpo</b>	Shell Vermiforme Globuloso
<b>Hábito alimenticio</b>	Depositívoro sub-superficial Depositívoro de superficie Filtrador Carnívoro Hervívoro
<b>Hábitat</b>	Epifauna Epibionte Infauna-superficial (hasta 2 cm) Infauna (> 2 cm)
<b>Tolerancia a la contaminación</b>	Sensible Indiferente Tolerante Oportunista de segundo orden Oportunista de primer orden

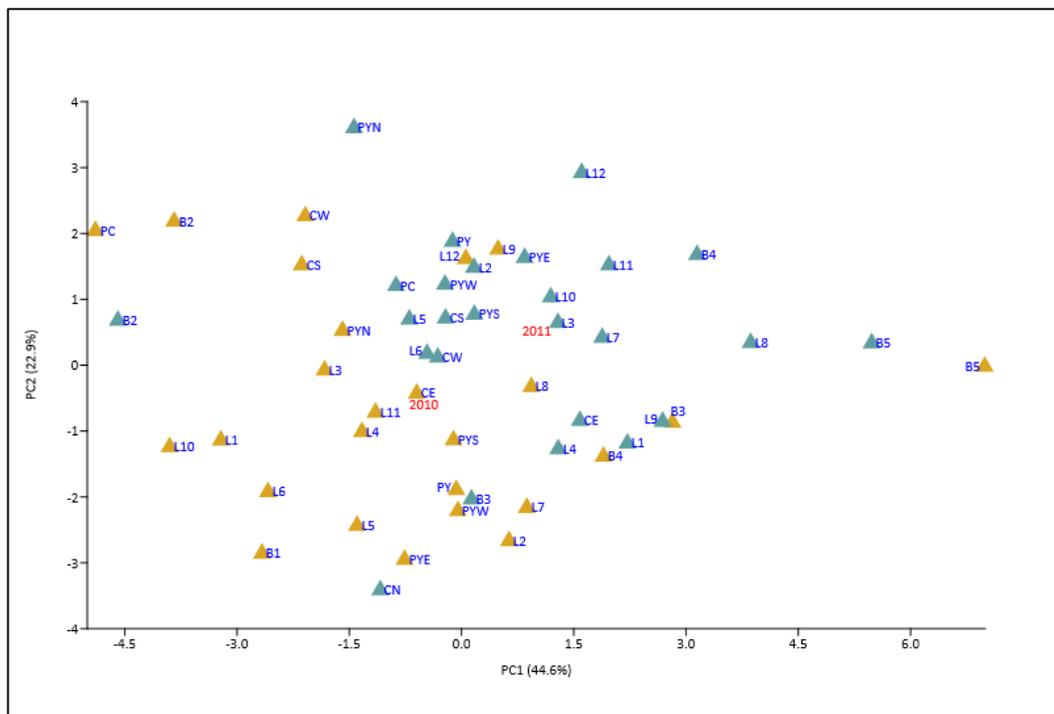
**Tabla 10:** Conjunto de estaciones que comprenden cada zona.

<b>Estaciones</b>	<b>Zonas</b>
L5, L6, L7	OL
PYN, PYE, PYS, PYW, PY	PY
L4, L3	EC
B4, B5	BE
B1, B2, B3	BI
CN, CE, CS, CW, PC	PC
L1, L2, L9	EC
L9, L10, L11, L12	EL

## 4.3 Resultados

### 4.3.1. BTA

El ordenamiento realizado mediante un ACP con los rasgos correspondientes a los años 2010 y 2011 (Figura 38) explican un total de 67,5% de la varianza. El PC1 explica un 44,6% y el PC2 22,9 %. Se observa que hacia la izquierda del gráfico tienden a concentrarse las estaciones del año 2010 y hacia la derecha, las del año 2011.



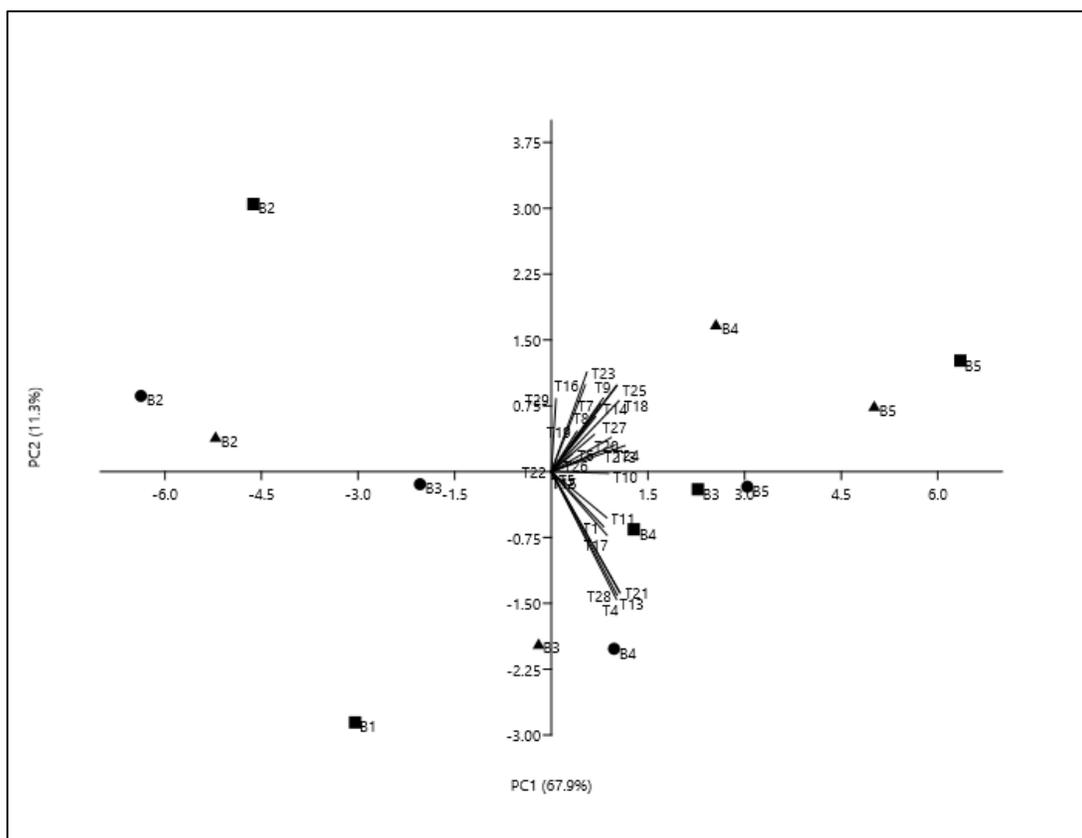
**Figura 38.** Análisis de Componentes Principales (ACP) que representan la variabilidad en la composición de rasgos de ensamble en los dos ejes principales correspondiente al 2010 (▲) y 2011. (▲)

El ACP realizado con los rasgos funcionales para el año 2010 mostró que el PC1 explicó el 48,11% de la varianza (Figura 39). Los rasgos que tuvieron correlación positiva con PC1 fueron tamaño pequeño (500 micras a 1 cm), presencia de rádula, alta movilidad del adulto, forma del cuerpo de concha (shell), depositívoro de superficie, epifaunal y oportunista de segundo orden. Todos estos rasgos se asocian directamente con la especie *H. australis*. El PC2 explicó 22,2% de la varianza y estuvo positivamente relacionado con la presencia de probóscide, forma del cuerpo vermiforme, adulto semi-móvil, hábitat infauna superficial (hasta 2 cm) y tolerante a la perturbación. La mayoría





En el ACP exclusivamente de la Bahía se observa que las estaciones B1, B2 y B3 se agrupan hacia los valores negativos del PC1, aunque B3 varía según el año, mientras que B4 y B5 tienden a estar hacia el centro o la derecha del gráfico (Figura 41). El PC1 explicó la mayor parte de la varianza (67,9%). Los principales rasgos que aportaron a la construcción del eje fueron tamaño grande, presencia de rádula, presencia de sifón, forma de cuerpo de concha, filtrador, epifaunal y sensible a las perturbaciones. Estos rasgos se asocian a las especies *E. mactroides* y *M. isabelleana*. El PC2 explicó 11,3% de la varianza y el conjunto de rasgos que se asoció de manera positiva con el eje fue presencia de sifón, depositívoro de sub-superficie, infaunal (hasta 2 cm) y sensible a las perturbaciones, como lo son *E. mactroides* y *H. filiformis*. El PC2 se relacionó negativamente con presencia de rádula, forma de cuerpo de concha, epifaunal y oportunista de segundo orden. Nuevamente estos son rasgos que se asocian a *H. australis*.



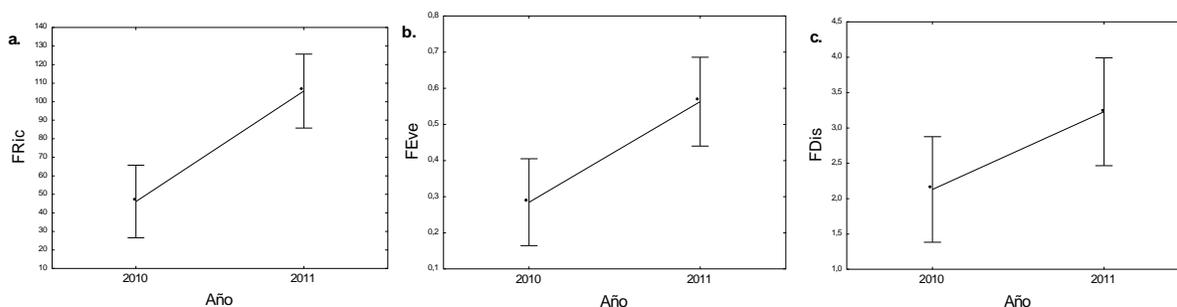
**Figura 41.** Análisis de Componentes Principales (ACP) que representan la variabilidad en la composición de rasgos de ensamble en los dos ejes principales correspondiente a los tres años de muestreo: 2009 (●), 2010 (■) y 2011 (▲). T1: Tamaño pequeño, T2: mediano, T3: grande; T4: Aparato alimenticio rádula, T5: mandíbula, T6: tentáculos, T7: probóscide, T8: faringe/mandíbula, T9: sifón; T10: Movilidad del adulto semi-movil, T11: móvil, T12. Sésil; T13: Forma del cuerpo concha, T14: vermiforme, T15: globuloso; T16: Hábito alimenticio depositívoro subsuperficial, T17: depositívoro superficial, T18: filtrador, T19: carnívoro, T20: herbívoro; T21: Hábitat epifauna, T22: epibionte, T23: infauna superficial (hasta 2 cm), T24: infauna superficial (> 2 cm); T25: Tolerancia a la contaminación Sensible, T26: indiferente, T27: tolerante, T28: oportunista de segundo orden, T29: oportunista de primer orden.

#### 4.3.2. Índices de Diversidad Funcional

Los resultados del ANOVA para la riqueza funcional muestran diferencias significativas entre las zonas y los años (Tabla 11, Figura 43), observando mayores valores en 2011 (Figura 42a). A partir de los test post-hoc se observó que las zonas en 2010 no registraron diferencias entre sí, en cambio en 2011 la zona EC fue significativamente diferente de BI para el mismo año ( $p=0,006$ ) y de OL, PY, OC, BI y EL ( $p=0,003$ ,  $p=0,008$ ;  $p=0,027$ ;

p=0,017; p=0,009 respectivamente) del año 2010. Por otro lado, se destaca que dentro de la Bahía no hubo variaciones entre los años.

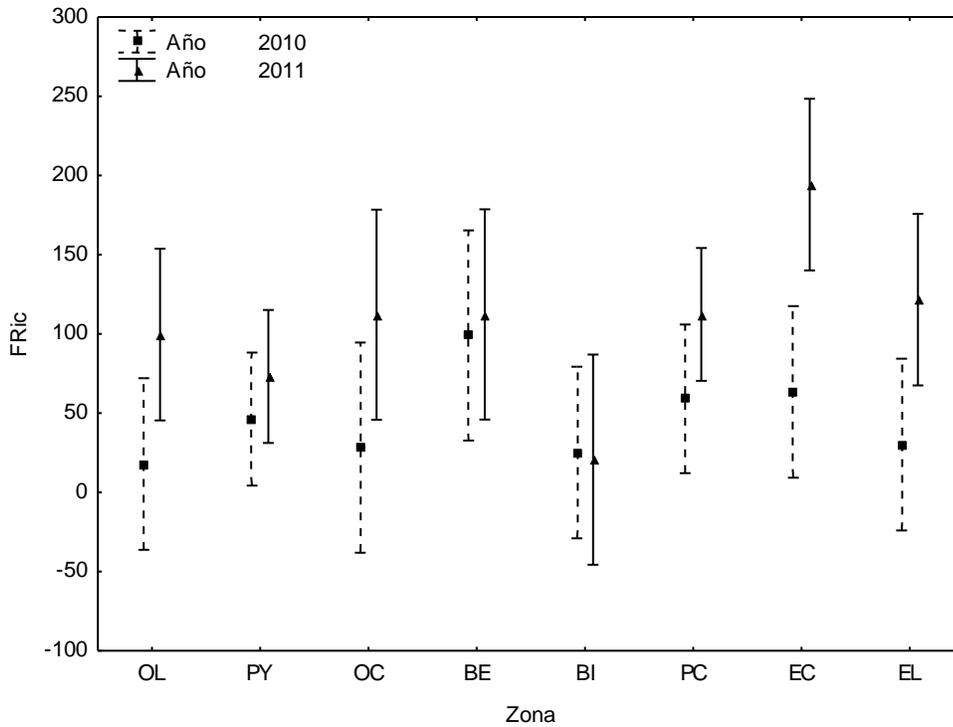
Tanto la equitatividad (Figura 44) como la dispersión funcional (Figura 45) registraron diferencias significativas entre los años, pero no entre las zonas (Tabla 11), siendo 2011 en ambos casos mayor que 2010 (Figura 42b y c). En cuanto a la divergencia funcional, no cumplió con los supuestos de normalidad, por lo tanto, se realizó un Kruskal-Wallis, el cual tampoco resultó significativo (H= 2.18 y p= 0,94).



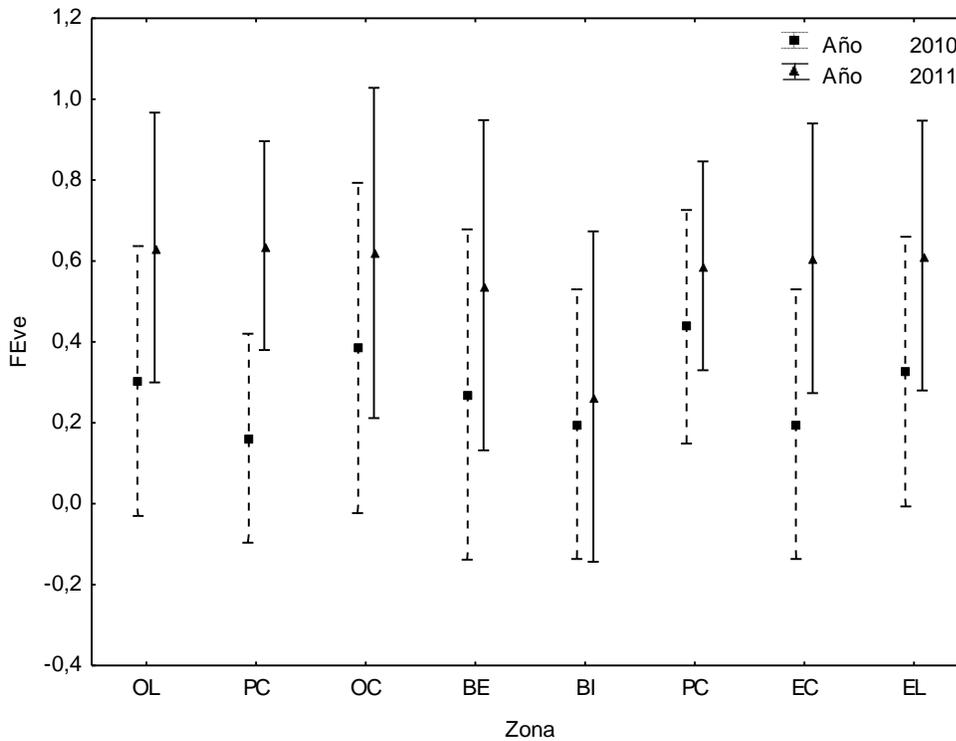
**Figura 42.** Valores medios ( $\pm$ DE) obtenidos para cada año de estudio con respecto al índice de riqueza funcional (a), equitatividad funcional (b) y Dispersión funcional (c) en los años 2010 y 2011.

**Tabla 11:** Análisis de varianza de las medias de la FRic, FEve y FDis para las zonas de la costa de Montevideo.

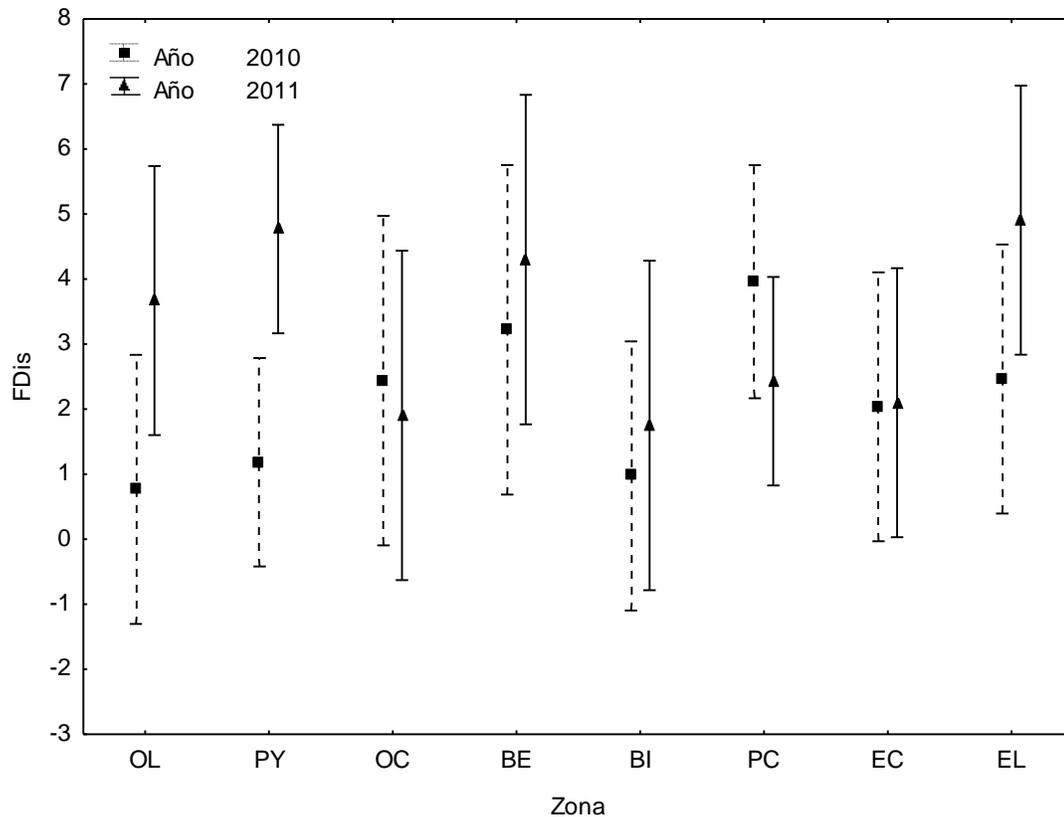
Efecto	Df	F Ric		F Eve		F Dis	
		F-valor	p-valor	F-valor	p-valor	F-valor	p-valor
<b>Año</b>	1	18,75	<b>0,00</b>	10,80	<b>0,00</b>	4,37	<b>0,04</b>
<b>Zona</b>	7	2,62	<b>0,03</b>	0,54	0,79	1,20	0,32
<b>Año*Zona</b>	7	1,36	0,25	0,38	0,91	1,95	0,09
<b>Error</b>	34						



**Figura 43.** Valores medios ( $\pm$ DE) obtenidos para cada zona de estudio con respecto al índice de riqueza funcional (FRic) en los años 2010 y 2011.



**Figura 44.** Valores medios ( $\pm$ DE) obtenidos para cada zona de estudio con respecto al índice de equitatividad funcional (FEve) en los años 2010 y 2011.



**Figura 45.** Valores medios ( $\pm$ DE) obtenidos para cada zona de estudio con respecto al índice de dispersión funcional (FDis) en los años 2010 y 2011.

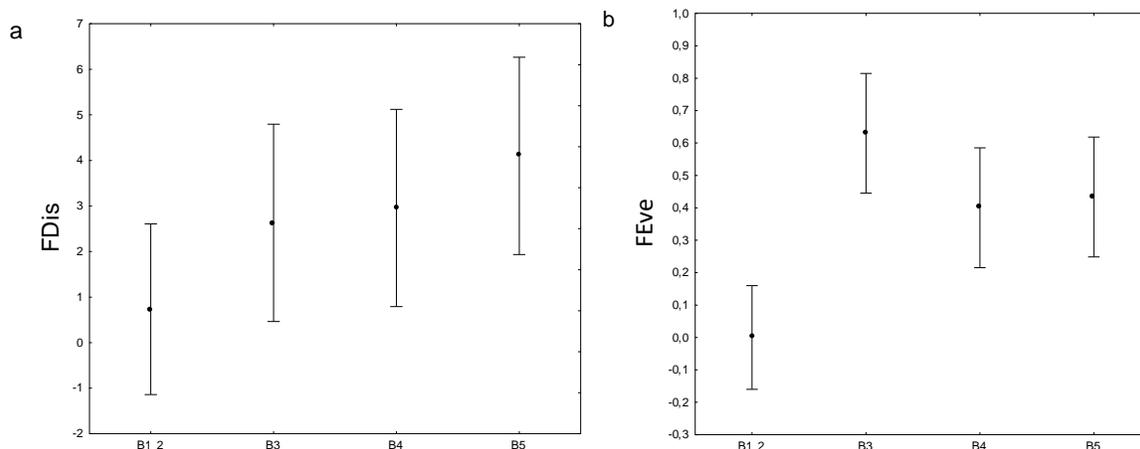
Dentro de la bahía, considerando los tres períodos de muestreo, la dispersión funcional (Figura 46a) no presentó diferencias significativas entre los sitios ( $p > 0,05$ ) (Tabla 12) y en cuanto a la equitatividad funcional (Figura 46b) el sitio B1-2 resultó significativamente menor que el resto (Anexo A Tabla 14). La riqueza y la divergencia funcional no cumplieron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza, con lo cual se hizo un análisis no paramétrico Kruskal-Wallis, el cual tampoco resultó significativo para ninguno de los dos índices (Tabla 13).

**Tabla 12.** Análisis de varianza de las medias de los índices equidad funcional y dispersión funcional para los sitios dentro de la Bahía de Montevideo.

Efecto	df	F Fve		F Dis	
		F-valor	p-valor	F-valor	p-valor
<b>Sitio</b>	3	12,5	<b>&lt;0,001</b>	2,5	0,12
<b>Error</b>	9				

**Tabla 13.** Análisis de varianza de Kruskal-Wallis para los índices funcionales que no cumplieron con alguno de los dos supuestos de ANOVA, en el análisis de la Bahía de Montevideo.

Índice	H	p-valor
<b>F Ric</b>	7,4	0,59
<b>F Div</b>	10,79	0,13

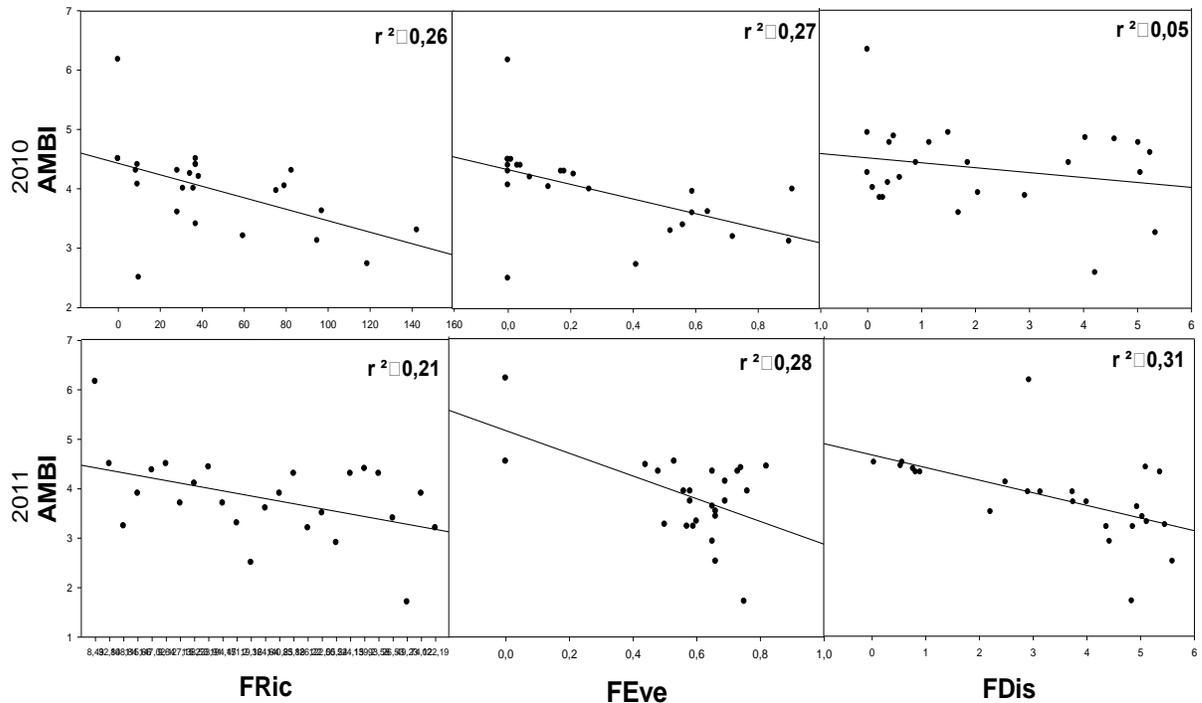


**Figura 46.** Valores medios ( $\pm$ DE) de los índices (a) FDis y (b) FEve para el análisis de la Bahía de Montevideo considerando los tres períodos de muestreo.

Las correlaciones realizadas entre los índices de diversidad funcional que dieron resultados significativos (FRic, FEve y FDis) y el índice biótico marino (AMBI) mostraron una relación negativa, es decir que, todos aumentaron con la disminución de AMBI (con el aumento de la salud/calidad ambiental) (Figura 47). A excepción de FRic en 2011 que no resultó significativa (Tabla 14).

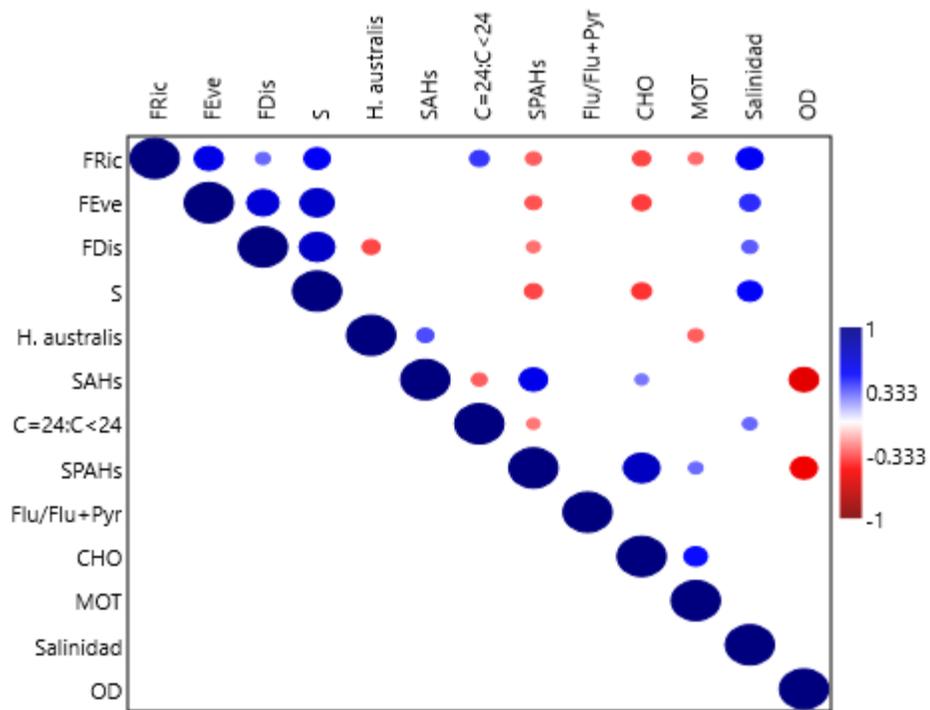
**Tabla 14.** Nivel de significancia (p valor) de las correlaciones realizadas entre los índices de diversidad funcional y AMBI, tanto para el 2010 como para el 2011.

	2010	2011
<b>FRic</b>	<b>0,008</b>	0,76
<b>FEve</b>	<b>0,006</b>	<b>0,01</b>
<b>FDis</b>	<b>0,0001</b>	<b>0,003</b>



**Figura 47.** Relación entre los índices de diversidad funcional y AMBI (a) FRic, (b) FEve, (c) FDis correspondientes al año 2010 y (d) FRic, (f) FEve y (g) FDis correspondientes al año 2011.

Las correlaciones realizadas entre los índices de diversidad funcional y las variables abióticas y biológicas seleccionadas (Figura 47) mostraron que FRic registró correlaciones positivas con el índice  $C \geq 24 / C < 24$  y la salinidad y negativas con SPAHs, CHO y MOT. La FEve presentó correlaciones negativas con SPAHs y CHO y positiva con la salinidad. Finalmente, FDis se correlacionó negativamente con abundancia de *H. australis* y SPAHs y positivamente con la salinidad al igual que los otros dos índices. Asimismo, los tres índices analizados se correlacionaron de manera positiva con la riqueza de especies (Anexo A, Tabla 15).



**Figura 48.** Correlaciones lineales (Pearson) entre los índices de diversidad funcional y variables biológicas, ambientales y de contaminación. Esta matriz muestra solamente las correlaciones con  $p < 0,05$ .

## 4.4. Discusión

### 4.4.1. Análisis de rasgos funcionales (BTA)

El ordenamiento basado en los rasgos funcionales realizado para los años 2010 y 2011 reflejaría una diferenciación espacial posiblemente relacionada con las diferencias de salinidad causada por el evento ENOS sumado a la intrusión salina observada en el año 2011. La salinidad tiene una relación inversa con el caudal del RdelP, en ese sentido, Brugnoli et al. (2019) reportaron el valor máximo de caudal registrado en los últimos 16 años (1999-2014) durante el evento ENOS 2009-2010 en la costa de Montevideo.

En ambos años, con el análisis BTA se observa claramente como la especie dominante *Heleobia australis* fue la responsable del ordenamiento espacial de los sitios estudiados. Este pequeño gasterópodo desempeña un rol importante en determinar la estructura de la comunidad, aunque se puede ver una mayor incidencia en el año 2010 determinada en el mayor porcentaje de varianza explicado en el PC1 del ACP 2010, cuyo conjunto de rasgos más importantes corresponde exclusivamente a dicha especie. La dominancia de esta especie fue previamente reportada por varios autores a lo largo de los años (Venturini, 2004; Muniz et al., 2005; Hutton et al., 2015; Villarmarzo, 2018). Si bien la distribución de la especie fue amplia en toda la costa de Montevideo, sus mayores abundancias fueron encontradas en la zona de Punta Yeguas (PY), en la bahía externa (BE) y en el este cercano (EC). Esta especie es considerada oportunista de segundo orden, es decir que está presente en escenarios de ligeros a pronunciados desequilibrios (Borja et al., 2000) y es altamente tolerante a los contaminantes orgánicos (Muniz et al., 2006; Echeverría et al., 2010). El enriquecimiento orgánico (junto con la clorofila a) fue descrito por varios autores como el mayor generador de cambios funcionales de las comunidades macrobentónicas (Piló et al., 2016; Van der Linden et al., 2016; Ellis et al., 2017). Estos cambios se ven reflejados por la aparición de rasgos como hábitos alimenticios depositívoros o la presencia o dominancia de especies oportunistas de acuerdo con las respuestas típicas del ensamble macrobéntónico a la carga orgánica (Pearson & Rosenberg, 1978). Es importante destacar que en las zonas más contaminadas (bahía interna, BI) *H. australis* estuvo presente, pero en menores abundancias respecto a las zonas adyacentes consideradas moderadamente

perturbadas, coincidiendo en cierta forma con su caracterización de oportunista de segundo orden.

Sin embargo, *H. australis* no es la única especie que estructura el ensamble en la costa de Montevideo. En 2010 se registra un conjunto de rasgos que corresponden principalmente a especies de poliquetos y que influyen en el ordenamiento. Estas especies son *N. fluviatilis*, *S. grubei*, *A. succinea* y otras pertenecientes al género *Notomastus*. Además, se reporta al oligoqueto *Bothrioneurum*. Los poliquetos son organismos que pueden ser utilizados como indicadores de la diversidad de una comunidad, así como la calidad del ambiente, ya que cada región es habitada por diversas especies de poliquetos que responden rápidamente a los cambios en las condiciones ambientales (Dean, 2008). La presencia de este conjunto de poliquetos podría estar indicando cambios en las condiciones ambientales de los sedimentos. Todas las especies observadas son típicas de sedimentos enriquecidos orgánicamente, adaptados a condiciones de estrés como fue reportado anteriormente (Venturini et al., 2004; Muniz et al., 2011).

En el año 2011, además de *H. australis*, se detectaron otras dos especies que influyen marcadamente en la ordenación de las estaciones, los bivalvos *Erodona mactroides* y *Mactra isabellana*. Ambas consideradas sensibles a las perturbaciones, y según Borja et al. (2000) muy sensibles al enriquecimiento orgánico, presentes en ambientes no contaminados. Esto deja en evidencia que en el año 2011 hubo una mejora en la calidad ambiental que favoreció a estas especies, que posiblemente este relacionada con las mayores salinidades observadas. En este trabajo se han encontrado distribuidas a lo largo de la costa de Montevideo, excepto en la zona de BI que es la zona más contaminada como ya se describió en el Capítulo 1. Ambas especies cumplirían funciones similares en el sistema, aumentando así la redundancia funcional. Según Francisco & De la Cueva (2017) la redundancia funcional también puede ser considerada bajo hipótesis de resiliencia en el ecosistema, donde un sistema con componentes redundantes tiende a ser más resiliente. En este trabajo esta mayor redundancia está asociada a zonas de moderada perturbación. A su vez, se identificó que especies consideradas indiferentes a la perturbación (Borja et al., 2000) como *G. multidentis*, *S. grubei* y *Kinbergonuphis* sp. cumplieron un rol importante en el ordenamiento de los

rasgos funcionales. Al igual que en 2010, surgió *A. succinea* como una especie funcionalmente relevante para la comunidad, identificada como tolerante al exceso de materia orgánica, pudiendo encontrarse también en condiciones normales (Borja et al., 2000). Estos resultados coinciden con lo reportado por Muniz & Venturini (2019).

Se observa entonces, de cierta manera, un recambio de especies en la transición del 2010 al 2011, registrando especies adaptadas a vivir en ambientes más perturbados (oportunistas de primer y segundo orden) en 2010 y especies más sensibles o indiferentes a la perturbación en el año 2011. El recambio de especies puede cumplir un rol crucial en el funcionamiento del ecosistema (De Juan et al., 2013; Piló et al., 2015), la pérdida de especies sensibles a los agentes de estrés, representa un factor relevante en la diversidad a diferentes niveles de perturbación (Smith & Knapp, 2003). La presencia de estas especies es de vital importancia para preservar la estabilidad de un ecosistema (Walker et al., 1999; Dimitriadis & Koutsoubas, 2011). En este sentido, es importante mencionar que existe un componente de la diversidad que atiende directamente esta cuestión y es la diversidad beta ( $\beta$ ), la cual proporciona una medida de las diferencias biológicas entre los ambientes (Costa & Melo, 2008). Para futuros estudios sería conveniente incluir la diversidad beta como parte de los análisis, en complemento con los estudios uni y multivariados ya que pueden proporcionar una herramienta útil para entender los cambios espaciales y temporales en los patrones de diversidad de los ensamblajes macrobentónicos sometidos a diferentes perturbaciones (Bevilacqua et al., 2012).

En el ordenamiento temporal y espacial realizado solamente en la bahía se observa la influencia de *E. mactroides* y *M. isabelleana* particularmente en las estaciones de la bahía externa (B4 y B5 para los tres años y B3 en 2010). Estas especies, como se mencionó anteriormente indican una mayor calidad ambiental. Estudios previos ya han reportado esta situación en zonas estuarinas de Uruguay (Muniz et al., 2005; Giménez et al., 2014; Villarmazo, 2018, entre otros). La influencia de *H. australis*, se asocia con las estaciones de la zona interna. Según Hutton et al., (2015) la dominancia de esta especie podría estar relacionada a un tipo de perturbación crónica más que al estrés natural del estuario. A su vez se registra a la especie *Heteromastus filiformis* principalmente asociada a las estaciones de zona externa. Si bien esta especie es considerada oportunista de segundo

orden e indicadora de enriquecimiento orgánico, aparece asociada a estaciones de relativamente alta diversidad y riqueza. Con lo cual se puede reportar que estaría más relacionada a zonas de moderada perturbación.

Teniendo en cuenta los tres análisis de BTA realizados, se destacan como rasgos más importantes, por un lado, el “tamaño del cuerpo”. El tamaño de los organismos tiene gran relevancia en el funcionamiento y la dinámica de los ecosistemas (Blanchard et al., 2009) y puede tener más influencia en la estructura trófica que la propia identidad de cada especie (Jennings et al., 2001). Algunos estudios relacionan áreas más perturbadas con la dominancia de organismos de pequeño tamaño (Piló et al., 2016; Villarmarzo, 2018) ya que por un lado presentan la ventaja adaptativa de tener ciclos de vida cortos permitiéndoles rápidas colonizaciones y por otro, al no tener competencia con otras especies más grandes y ciclos de vida largos, están libres de dicha presión (Goodman, 1982; Murphy, 1968 en Badii et al., 2013). En este trabajo el tamaño pequeño estuvo asociado a otros rasgos típicos de escenarios de contaminación o mala calidad ambiental (oportunistas de segundo orden, por ejemplo) y el tamaño grande asociado a rasgos característicos de ambientes más saludables (como sensibles a la perturbación). Otro de los rasgos importantes fue el “hábito alimenticio”, que es utilizado para inferir cambios en el funcionamiento de un ecosistema (Gaspar et al., 2009; Carvalho et al., 2011b; Gusmao et al., 2016). Alimentarse de los depósitos superficiales es el hábito característico de la especie dominante *H. australis* y es un rasgo que está asociado a sitios impactados (Selck et al., 1999; Piló et al., 2016; Garaffo et al., 2018). Este hábito alimenticio describe el movimiento de materia y energía a lo largo de la trama trófica y determina la capacidad de las especies de aprovechar o tolerar diferentes condiciones hidrodinámicas. Por ejemplo, si se observa un cambio de predominancia de organismos filtradores a depositívoros de superficie, estaría indicando una potencial reducción en el movimiento del agua y mayor sedimentación (Rosenberg 1995). Con estos resultados, el cambio de hábito alimenticio de depositívoro a filtrador (entre 2010 y 2011 respectivamente) estaría relacionado con la calidad del ambiente más que a la hidrodinámica. En la bahía se pueden considerar condiciones de menor hidrodinamia respecto de la zona costera adyacente (Muniz et al., 2011), pero la dominancia de depositívoros no se restringe a esta zona. Entonces este hecho estaría asociado a una mayor sedimentación, pero por mayor contribución de materia orgánica. En 2010 la alta descarga de los ríos producida

por al evento ENOS, pudo haber generado una mayor sedimentación, resultando en una mayor dominancia de *H. australis*.

Estudios realizados en un estuario en Portugal (Piló et al., 2016) muestran un escenario comparable con los resultados obtenidos en este trabajo. Si bien abordan la contaminación desde el punto de vista de los metales, hay puntos en común. Los autores describen que las zonas contaminadas se encuentran dominadas por el gasterópodo *Peringia ulvae*, conocido por su tolerancia a la contaminación por metales (Cardoso et al., 2013) y consideran que fue la especie más influyente en las zonas más contaminadas, mientras que los rasgos tamaño grande y ciclos de vida largos fueron predominantes en las zonas menos contaminadas, principalmente conducido por bivalvos (*Cerastoderma edule*, *Solen marginatus* y *Ruditapes philippinarum*) y el poliqueto *Nephtys hombergii*. Un trabajo reciente sugiere que el nivel de contaminación por metales en la costa de Montevideo es de moderado a bajo, con los mayores niveles en la zona interna de la bahía (Muniz et al., 2019), mostrando un patrón espacial similar al reportado en este trabajo para los hidrocarburos. Estas referencias nos podrían estar indicando cierta analogía con lo reportado por los autores en Portugal, siendo *H. australis* la especie más importante, en términos de abundancia, en este sistema y que por otro lado *E. mactroides*, *M. isabellana*, *G. multidentis*, *S. grubei* y *Kinbergonuphis sp.* son organismos que aportan redundancia al sistema, presentes en ambientes con menores niveles de contaminación orgánica y por hidrocarburos.

#### **4.4.2. Índices de diversidad funcional**

Los índices de diversidad funcional analizados para toda la zona costera de Montevideo revelaron algunas diferencias espaciales y temporales que responden al grado de estrés generado por los múltiples factores actuantes en el área de estudio. La riqueza funcional presentó diferencias significativas entre los años y las zonas. Estos cambios en FRic pueden deberse a que la intensidad de la perturbación es lo suficientemente fuerte como para causar la extinción local de especies con valores de rasgos extremos (Mouillot et al., 2013). Esto resulta en un cambio en el área de espacio funcional ocupado por las especies de la comunidad y genera un aumento en el valor del índice en el año con menos perturbaciones, en este caso 2011 (Villéger et al. 2010).

En cada una de las zonas estudiadas, el tipo de perturbación que podría estar influenciando la FRic fue diferente. En la zona oeste (OL, PY y OC) los valores de FRic podrían estar asociados al aumento del aporte de materia orgánica debido al evento ENOS de 2010. Brugnoli et al. (2019) describieron aumentos de N y P en la costa de Montevideo, debido al gran aporte de nutrientes provenientes del Río Uruguay y Paraná hacia el estuario del RdIP. Estos nutrientes llegan hasta la costa de Montevideo y posiblemente se produzca un aumento en la productividad primaria que derive luego en un aumento de la tasa de sedimentación, modificando así el funcionamiento de la comunidad bentónica. Asimismo, en esta zona, también la riqueza de especies fue menor en 2010 que en 2011. Estudios previos describen una tendencia de la FRic a ser colineal con la riqueza de especies (Cadotte et al., 2011; Gusmao et al., 2016). Según el ACP realizado con las variables ambientales en 2010 (Capítulo 1) esta zona tiene altos niveles de hidrocarburos de origen natural identificados mediante CPI y  $C \geq 24 : C < 24$ . El estudio realizado por Muniz et al. (2011) reportó el deterioro en la calidad ambiental de la zona oeste de la costa de Montevideo respecto a años anteriores y asociaron este hecho al aumento en la deposición de efluentes no tratados por parte de los municipios de la zona. Esta situación sigue vigente (Muniz et al., 2019), con lo cual aporta fundamentos a los resultados observados.

En el análisis de la bahía (a escala de zona), se observa que tanto BI com BE no variaron a lo largo de los años. BI tiene niveles extremadamente altos de contaminación crónica por PAHs provenientes tanto de petróleo crudo como de la combustión del mismo, sumado a altas concentraciones de AHs y está clasificada como hipertrófica según el contenido orgánico del sedimento. Además, se encuentra en una zona de baja hidrodinamia (Muniz et al., 2011). Frente a este escenario crítico, de baja redundancia funcional y alta dominancia de una sola especie, con condiciones ambientales y perturbaciones constantes en el tiempo, se observa que FRic no cambia. Por otro lado, BE tiene menores niveles de contaminación, una mayor redundancia funcional con una menor dominancia de especies y una diversidad considerablemente mayor que en la zona de BI, por lo tanto tiene mayor capacidad de amortiguar las fluctuaciones ambientales (Tilman, 1997).

En cuanto a la zona este, PC se asoció en el ACP ambiental a altos niveles de materia orgánica (principalmente en 2010, Capítulo 1) debido fundamentalmente al emisario submarino y a la presencia de hidrocarburos derivados de petróleo. Estudios previos describen cambios en el funcionamiento de la macrofauna bentónica sometida a la presión que representa un emisario de efluentes domésticos (Souza et al., 2013; Gusmao et al., 2016). En la zona EC se registró una menor riqueza de especies en 2010, explicando los menores valores de FRic. Posiblemente los cambios en el funcionamiento estén relacionados al enriquecimiento orgánico artificial, a otras fuentes de contaminación o con el transporte de detritos naturales y los gradientes de salinidad propios de un estuario (Brauko et al., 2020).

FRic registró correlaciones positivas con hidrocarburos de origen natural, sugiriendo que a una predominancia de estos hidrocarburos por sobre los derivados del petróleo o de la combustión del mismo, indicarían mejores condiciones ambientales. Cuanto más saludable es un sitio, más grande es el espacio funcional ocupado por el ensamble (Mason et al., 2005) y eso se traduce como una mejor calidad ambiental. En ese mismo sentido, una zona más deteriorada tendrá un espacio funcional reducido, como lo indica la relación negativa que presentó FRic con variables indicadoras de contaminación por PAHs y enriquecimiento orgánico (SPAHS, CHO y MOT).

La menor equitatividad funcional registrada en 2010 implicaría que algunas partes del nicho funcional están siendo subutilizadas. Lo cual podría reducir la productividad e incrementar la oportunidad de que posibles invasores se establezcan (Mason et al., 2005), generando un ambiente de menor salud o calidad. Las correlaciones negativas de FEve con PAHs y CHO refuerzan la idea de que cuanto menos saludable un sitio, menor será la eficiencia en el uso de los recursos (Mason et al., 2005).

La dispersión funcional más baja en el 2010 indica ensambles con una abundancia relativa de especies con categorías únicas de rasgos funcionales, más baja (Gerisch et al., 2012). Estudios realizados con índices de diversidad funcional y comunidades bentónicas relacionan los altos valores de estos índices con ambientes de buena calidad (Gusmao et al., 2016; Garaffo et al., 2018). Además, según Mouillot et al. (2013), la dispersión funcional podría ser más sensible a los impactos de niveles moderados de contaminación, ya que esto afecta la abundancia de las especies más que a la presencia

de las mismas. Por eso estos índices podrían actuar como indicadores de alerta temprana ya que no necesitan extirpaciones de especies o extinciones locales para cambiar a lo largo de gradientes de perturbación. Asimismo, FDis, se correlacionó negativamente con la abundancia de *H. australis* señalando que, a mayor abundancia de la especie, menor calidad ambiental. Este resultado se adapta con más claridad a los sitios clasificados como moderadamente perturbados, ya que en los considerados de alta o extremadamente alta perturbación la dominancia de *H. australis* es alta, pero con abundancias bajas. Por lo tanto, es necesario ser cauteloso con este resultado. A su vez, FDis se correlacionó negativamente con indicadores de contaminación por PAHs.

Las condiciones ambientales del 2010 y 2011 fueron diferentes como ya se discutió previamente. Con variaciones en la salinidad, carga de materia orgánica y niveles de contaminación por hidrocarburos a lo largo de toda la zona de estudio. Sin embargo, a través del análisis de los índices funcionales se observa que Bahía de Montevideo no se ve temporalmente afectada por estas condiciones ambientales. Si se analiza en profundidad lo que ocurre en la bahía, FEve fue el único índice que presentó diferencias significativas entre sitios, lo cual implica que hay diferencias en la eficiencia del uso de los recursos (Mason et al., 2005) y que la abundancia relativa de las especies no se distribuye de manera equitativa, indicando menor calidad ambiental en los sitios B1-2. Las especies dominantes en estos sitios fueron oportunistas de primer y segundo orden (*H. australis*, *Bothrioneurum* e *Hirudineos*). Sin embargo y de manera descriptiva cabe mencionar que, para los cuatro índices analizados las estaciones consideradas alta o extremadamente perturbadas (B1 y B2) siempre obtuvieron los valores más bajos. El bajo nivel de energía hidrodinámica de la zona junto con altos estados tróficos (Villarmarzo, 2018) y altos niveles de contaminación generan un ambiente de baja calidad en el cual unas pocas especies son capaces de sobrevivir, encontrándose además en bajas abundancias.

De los cuatro índices analizados, tres de ellos (FRic, FEve y FDis) mostraron una significativa relación negativa con el índice biótico AMBI. Este índice ha sido ampliamente utilizado para evaluar el estado ecológico de las comunidades bentónicas sometidas a diferentes tipos de perturbaciones (Borja et al., 2019). Con lo cual, relaciones inversas entre éste y los índices de diversidad funcional estarían indicando que ensambles con

menor riqueza, equitatividad y dispersión funcional serían zonas de menor calidad ambiental. Estudios previos (Brauko et al., 2015; Gusmao et al., 2016; Piló et al., 2016) reportaron la misma relación entre los índices y AMBI, haciendo hincapié en que hace falta mayor validación para ser evaluados como sustitutos de la salud ambiental bentónica. Este trabajo aporta evidencia en ese sentido.

Todas las variables que tuvieron correlaciones significativas con los cuatro índices fueron identificadas en el capítulo 1 mediante el análisis BIOENV, como las variables que explicaron mejor la estructura del ensamble observada en cuanto a la composición y distribución de las especies en la comunidad incrementando entonces la complementareidad y robustez de los estudios presentados en este trabajo.

Por todo lo expuesto en este capítulo, se concluye que los análisis de BTA e índices de diversidad funcional utilizados constituyen una aproximación confiable para detectar cambios en el funcionamiento del ensamble a lo largo de gradientes de perturbación orgánica. El índice FRic es un índice que discrimina de manera efectiva zonas con distintos niveles de perturbación y grados de calidad ambiental de manera satisfactoria en este trabajo. Por otro lado, el índice FEve se ajusta mejor para identificar dichos niveles de calidad ambiental en escalas más pequeñas (estaciones). La distribución, funcionamiento y composición de las comunidades bentónicas está fuertemente influenciada por las condiciones ambientales en una amplia gama de escalas (Underwood & Chapman, 1996). Observar variaciones en los ensambles a escalas espaciales pequeñas es un patrón ya conocido cuando se trabaja con comunidades bentónicas y particularmente en estuarios, debido a la fuerza de los factores naturales que estructuran las mismas, que a su vez podrían enmascarar impactos antropogénicos (Elliott & Quintino, 2007).

Aun cuando se han logrado grandes avances en el análisis de la diversidad funcional, determinar cuál es el método más apropiado y bajo qué condiciones aplicarlo es un tema que sigue generando discusión (Laliberté & Legendre, 2010; Ding et al., 2013; Mason et al., 2013). Los resultados aquí obtenidos respaldan el conocimiento previo de que los organismos bentónicos exhiben respuestas distintas a diferentes niveles de perturbación (Blanchet et al., 2012).

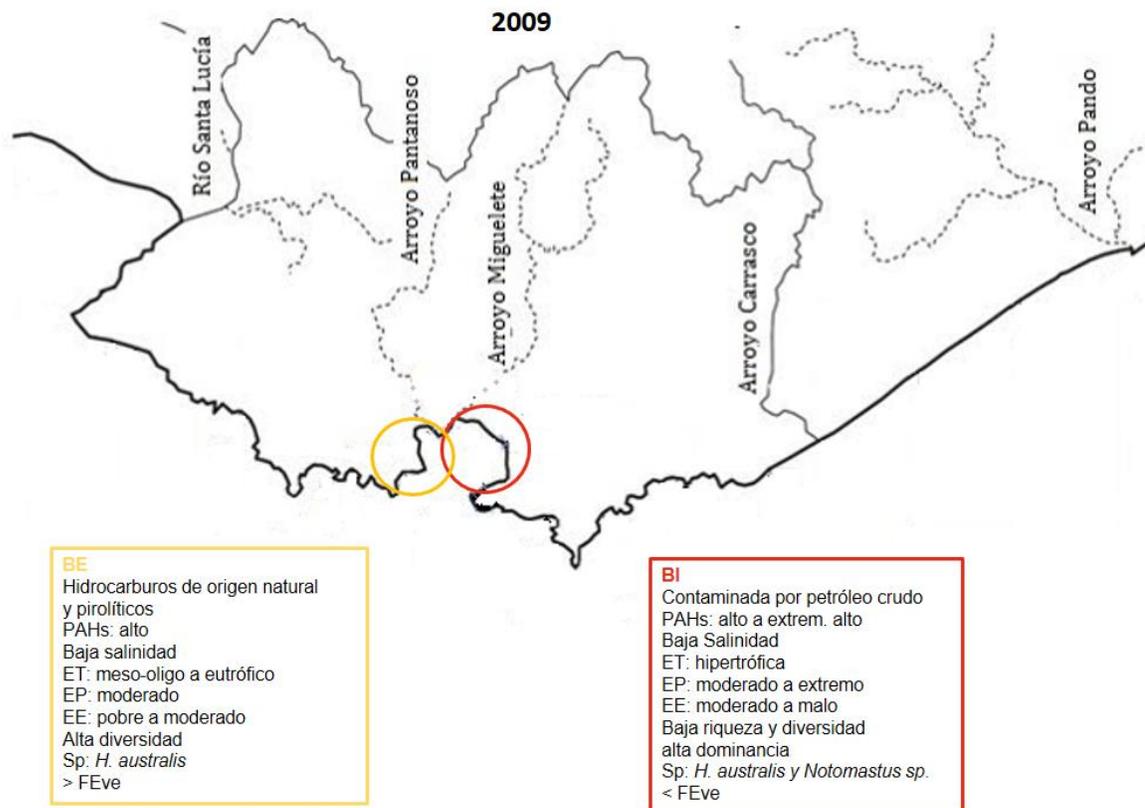


## 5. CONCLUSIONES GENERALES Y PERSPECTIVA

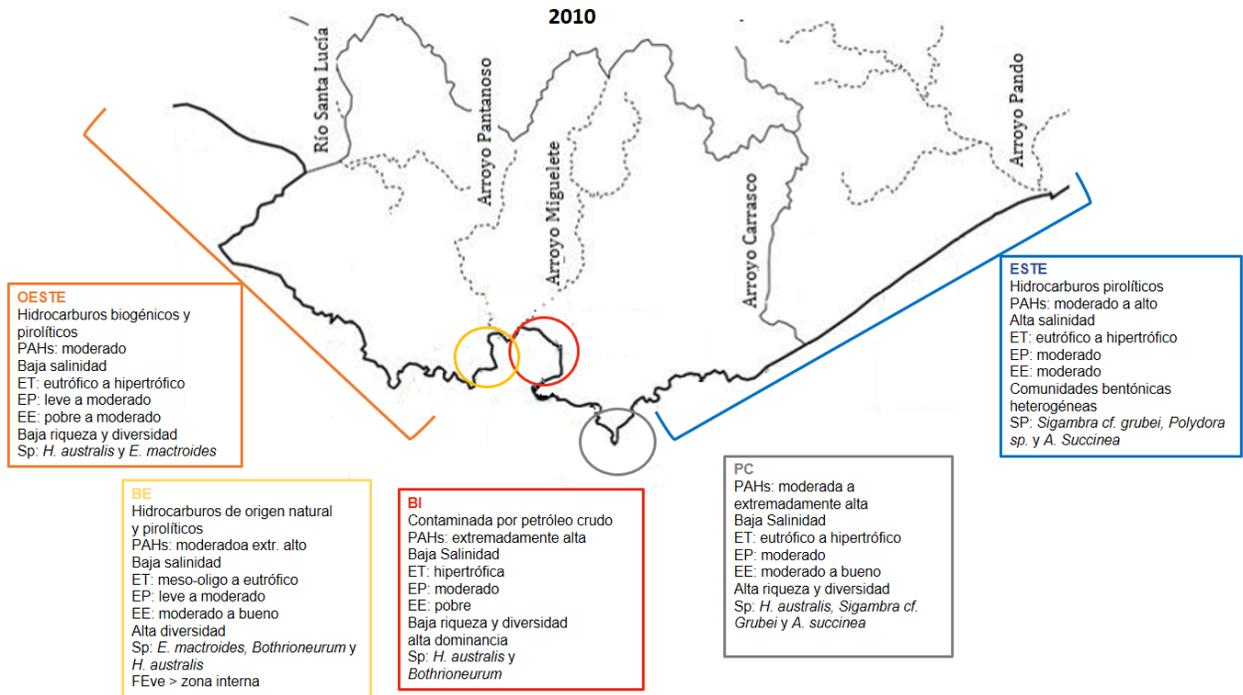
A lo largo del trabajo, se logró cumplir con los objetivos establecidos inicialmente (Figuras 49, 50, 51 y 52). Se relacionaron los diferentes niveles de contaminación de la zona de estudio con las variables abióticas y su relación con la estructura y composición de las comunidades de macrofauna bentónica. Se determinó el origen de los hidrocarburos, niveles de contaminación, índices bióticos y el estado ecológico. Se logró identificar en la zona Oeste de la costa de Montevideo la presencia principalmente de hidrocarburos biogénicos y salinidades bajas, asociados a comunidades de macrofauna bentónica con menor riqueza y diversidad y con una calidad ecológica en promedio menor en 2010 respecto al año siguiente. En la Bahía de Montevideo a lo largo de los tres años se observó la heterogeneidad que la caracteriza, con la zona interna contaminada por petróleo e hipertrófica, con comunidades de baja riqueza y diversidad y alta dominancia en relación a la zona externa. La zona externa se caracterizó por la presencia de hidrocarburos tanto de origen natural como pirolíticos y estado eutrófico. Las comunidades fueron más diversas y funcionalmente más equitativas que en la zona interna. La zona Este se caracterizó por la presencia de hidrocarburos pirolíticos y las mayores salinidades, asociadas a comunidades heterogéneas sin patrón claro en términos de diversidad y riqueza, pero con una tendencia a mejorar el estado ecológico en 2011. Se destacó la dominancia de *H. australis* en el ordenamiento de las comunidades. La distribución y abundancia de esta especie estuvo determinada por un conjunto de variables que coincide con los factores que determinan la estructura de las comunidades en toda la zona costera submareal de Montevideo.

Por otro lado, se lograron identificar posibles efectos de las variables abióticas e hidrocarburos (AHs y PAHs) en el funcionamiento del ensamble macrobentónico, a través del análisis de rasgos funcionales (BTA). Se observó cierto recambio de especies en la transición 2010 a 2011, encontrando principalmente especies oportunistas de primer y segundo orden en el 2010 y especies sensibles, tolerantes o indiferentes a las perturbaciones en 2011. Además, se observó en el año 2011 una mayor redundancia funcional. Se estimó la diversidad funcional a través del uso de índices y éstos indicaron que, en promedio, el 2011 tuvo mejores condiciones que el 2010. Además, hubo una

relación negativa entre los índices de diversidad funcional y el índice de calidad ambiental AMBI.

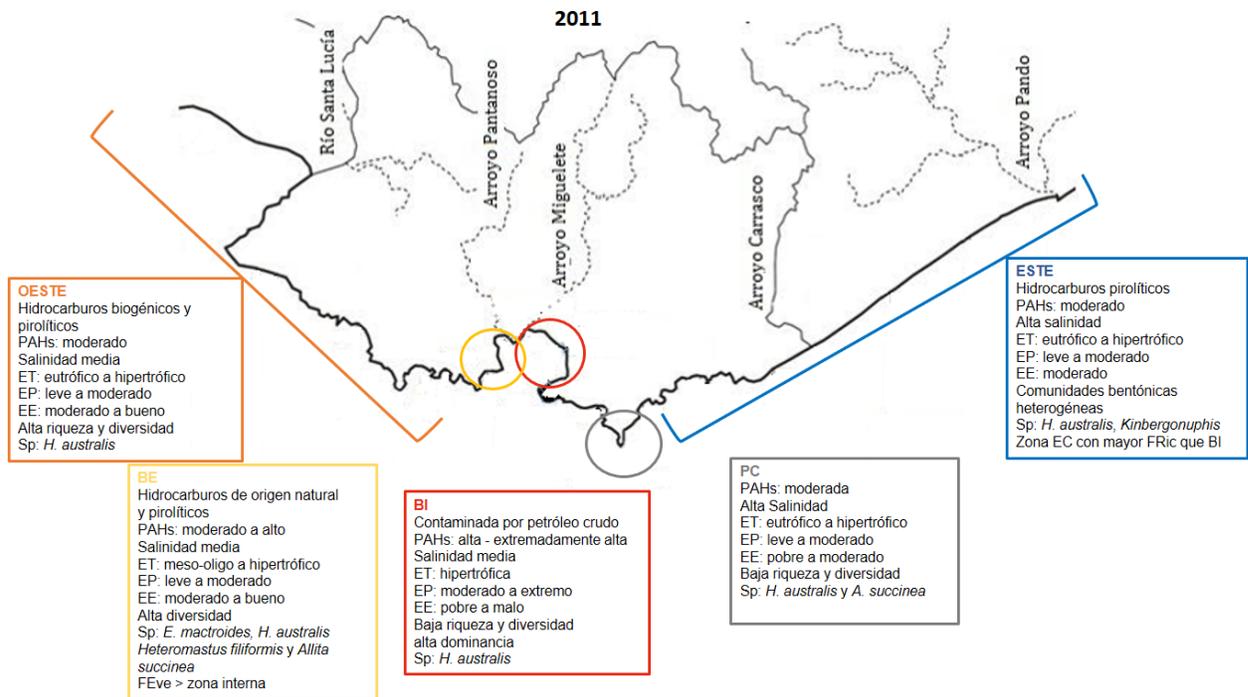


**Figura 49.** Esquema de caracterización de las zonas de la Bahía de Montevideo en el año 2009 según el tipo de hidrocarburos predominante, el nivel de contaminación por PAHs, el nivel de salinidad, el estado trófico (ET), estado de perturbación de la zona (EP), estado ecológico (EE), características de la comunidad macrobentónica, especies características e índices de diversidad funcional. Los niveles “alto”, “moderado” y “bajo” son relativos a todo el período de muestreo.

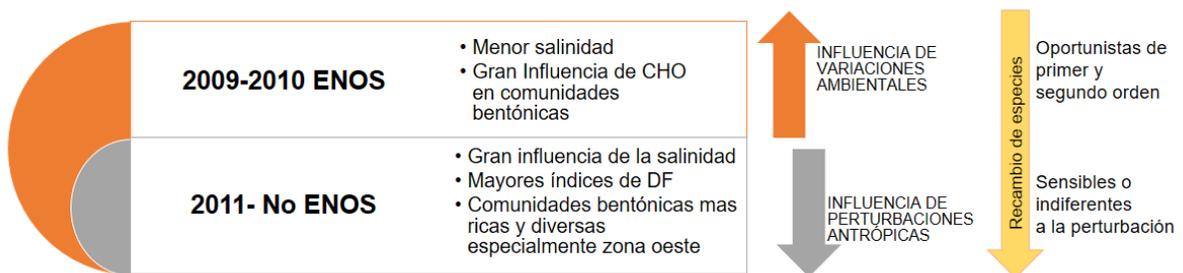


**Figura 50.** Caracterización de las zonas de la costa de Montevideo en el año 2010 según el tipo de hidrocarburos predominante, el nivel de contaminación por PAHs, el nivel de salinidad, el estado trófico (ET), estado de perturbación de la zona (EP), estado ecológico (EE), características de la comunidad macrobentónica, especies características e índices de diversidad funcional (si corresponde). Los niveles “alto”, “moderado” y “bajo” son relativos a todo el período de muestreo.

Es importante destacar la necesidad de crear modelos estadísticos para los ecosistemas marinos de sedimentos blandos que puedan predecir respuestas biológicas ante los cambios producidos en el ambiente provocados por las actividades antrópicas. Si bien en este trabajo los modelos se utilizaron para explicar los patrones estructurales observados, es posible utilizarlos también para predecir escenarios futuros.



**Figura 51.** Caracterización de las zonas de la costa de Montevideo en el año 2011 según el tipo de hidrocarburos predominante, el nivel de contaminación por PAHs, el nivel de salinidad, el estado trófico (ET), estado de perturbación de la zona (EP), estado ecológico (EE), características de la comunidad macrobentónica, especies características e índices de diversidad funcional (si corresponde). Los niveles “alto”, “moderado” y “bajo” son relativos a todo el período de muestreo.



**Figura 52.** Esquema de cambios temporales observados en la costa de Montevideo en el período 2009 - 2011).

Esta es la primera vez que se evalúa la diversidad funcional de los ensamblajes bentónicos en las costas de Montevideo. A pesar de la fortaleza del análisis de BTA e índices de FD, aún tienen sus limitaciones, sobre todo cuando se trabaja en zonas con múltiples estresores como es el caso del estuario del RdIP. En estos escenarios complejos debemos considerar que las especies pueden reaccionar de la misma manera a dos

perturbaciones diferentes o que surjan efectos sinérgicos entre ellos (Culhane et al., 2014).

A pesar de la complejidad que supone trabajar en áreas urbanas con tantos estresores y fuentes de contaminación, los resultados obtenidos mediante el análisis funcional proporcionaron información detallada, diferente y complementaria al análisis clásico de estructura comunitaria y ha demostrado tener un rendimiento similar con respecto a los enfoques tradicionales. Ambos tipos de análisis en conjunto ayudan a comprender la dinámica de estos sistemas, con un alto potencial de aplicación en las evaluaciones de los sistemas y en el monitoreo de la calidad ambiental.

## Referencias

- Aboul-Kassim, T.A.T. & Simoneit, B.R.T., 1996. Lipid geochemistry of superficial sediments from the coastal environment of Egypt. I. Aliphatic hydrocarbons-characterization and sources. *Marine Chemistry* 54, 135-158.
- Acha, M., Mianzan, H., Guerrero, R., Carreto, J. & Giberto, D., 2008. An overview of physical and ecological processes in the Rio de la Plata Estuary. *Continental Shelf Research* 28, 1579-1588
- Agard, J.B.R., Gobin J. & Warwick, R.M., 1993. Analysis of marine macrobenthic community structure in relation to pollution, natural oil seepage and seasonal disturbance in a tropical environment (Trinidad, West Indies). *Marine Ecology Progress Series* 92, 233-243.
- Aguiar, V.M.C. & Braga, E.S., (2007). Seasonal and tidal variability of phosphorus along a salinity gradient in the heavily polluted estuarine system of Santos/São Vicente – São Paulo, Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 54, 464-488.
- Akaike, H., 1973. Information theory and an extension of maximum likelihood principle. In: Petran B.N., Cseaki F. (Eds), *International Symposium on Information Theory*. Akadeemiai Kiado, Budapest: 267–281.
- Albano, M. J., Lana, P. C., Bremec, C., Elias, R., Martins, C. C., Venturini, N., Muniz, P., Rivero, S. & Obenat, S., 2013. Macrobenthos and multi-molecular markers as indicators of environmental contamination in a South American port (Mar del Plata, Southwest Atlantic). *Marine Pollution Bulletin* 73, 102-114.
- Alves, A.S., Adão, H., Ferreroc, T.J., Marquesa, J.C., Costad, M.J. & Patrício, J., 2013. Benthic meiofauna as indicator of ecological changes in estuarine ecosystems: The use of nematodes in ecological quality assessment. *Ecological Indicators* 24, 462-475.
- Amaral, A.C.Z. & Nonato, E.F., (1996). *Anelida Polichaeta: características, glossário e chaves para famílias e gêneros da costa brasileira*. Editora da UNICAMP, São Paulo, Brasil.
- Amaral, A.C.Z., Rizzo, A.E. & Arruda, E.P., (2005). *Manual de identificação dos invertebrados marinhos da região sudeste'sul do Brasil: volume 1*. Editora da Universidade São Paulo, São Paulo.
- Amorim, R. M., Delgado, J. d. F., Baptista Neto, J. A., Crapez, M. A. C. C., Fernandez, C. S., e Negrello Filho, O. A., & Fonseca, E. M. (2020). The benthic macrofauna along

- the estuarine gradient of the Paranaguá estuary. *Regional Studies in Marine Science*, 39, 101459.
- Ayup, R. N., 1986. Comportamento dos sedimentos em suspensão no Rio de la Plata exterior e proximidades. *Pesquisas*, 18,39-68, figs. 1-12.
- Barnes, R.S.K. & Hendy, W., 2015. Functional uniformity underlies the common spatial structure of macrofaunal assemblages in intertidal seagrass beds. *Biological Journal of the Linnean Society*, 115, 114-126.
- Barros, F., Correia de Carvalho, G., Costa, &, Hatje, V., 2012. Subtidal benthic macroinfaunal assemblages in tropical estuaries: Generality amongst highly variable gradients. *Marine Environmental Research* 81, 43-52
- Barros, F., Hatje, V., Figueiredo, M.B. & Magalhaes, W.F., 2008. The structure of the benthic macrofaunal assemblages and sediments characteristics of the Paraguaçu estuarine system, NE, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78, 753-762
- Baumard, P., Budzinski, H. & Garrigues, P., 1998. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels of the western Mediterranean Sea. *Environ. Toxicol. Chem.* 17, 765–776.
- Belan, T.A., 2003. Benthos abundance pattern and species composition in conditions of pollution in Amursky Bay (the Peter the Great Bay, the Sea of Japan). *Marine Pollution Bulletin* 46, 1111-9.
- Bernardino, A. F., Pagliosa, P. R., Christofolletti, R. A., Barros, F., Netto, S. A., Muniz, P., & Lana, P. da C. (2016). Benthic estuarine communities in Brazil: moving forward to long term studies to assess climate change impacts. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(spe2), 81–96.
- Berner, R.A., 1989. Biogeochemical cycles of carbon and sulphur and their effect on atmospheric oxygen over Phanerozoic time. *Paleogeography, Paleoclimatology and Paleoecology* 75, 97-122.
- Bevilacqua, S., Frascchetti, S., Musco, L. & Terlizzi, A., 2009. Taxonomic sufficiency in the detection of natural and human-induced changes in marine assemblages: a comparison of habitats and taxonomic groups. *Marine Pollution Bulletin* 58(12), 1850-1859.
- Bianchi, A.A., Bianucci, L., Piola, A.R., Ruiz Pino, D., Schloss, I., Poisson, A. & Balestrini, C.F., 2005. Vertical stratification and air-sea CO<sub>2</sub> fluxes in the Patagonian shelf. *Journal of Geophysical Research* 110, 1-10.
- Bícego, C.M., Taniguchi, S., Yogui, G.T., Montone, R.C., da Silva, D.A.M., Lourenço, R.A.,

- Martins, C.C., Sasaki, S.T., Pellizari, V.H. & Weber, R.R., 2006. Assessment of contamination by polychlorinated biphenyls and aliphatic and aromatic hydrocarbons in sediments of the Santos and São Vicente Estuary System, São Paulo, Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 52, 1784-1832.
- Bigot, L., Conand, Ch, Amouroux, J.M., Frouin, P., Bruggemann, H. & Grémare, A., 2006. Effects of industrial outfalls on tropical macrobenthic sediment communities in Reunion Island (Southwest Indian Ocean). *Marine Pollution Bulletin* 52, 865-880.
- Blanchard, J.L., Jennings, S., Law, R., Castle, M.D., McCloghrie, P., Rochet, M.J. & Benoît, E., 2009. How does abundance scale with body size in coupled size-structured food webs? *Journal of Animal Ecology*. 78, 270-280.
- Blanchet, H., Bachelet, G., de Montaudouin, X., Lavesque, N. & Grémare, A., 2012. Biodiversity and bio-evaluation methods in transitional waters: a theoretical challenge. *Transit. Water Bull.* 6, 13-19.
- Borja, A. & I. Muxika, 2005. Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) 750 in the assessment of the benthic ecological quality. *Marine Pollution Bulletin*, 50 (751), 787-789.
- Borja, A., Chust, G., & Muxika, I., 2019. Forever young: The successful story of a marine biotic index. *Advances in Marine Biology*.
- Borja, A., Franco, J. & Pérez, V., 2000. A Marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*. 40, 1100-1114.
- Borja, A., Muxika, I. & Franco, F., 2003. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin*. 46, 835-845.
- Boschi, E.E. & Cousseau, M.B., (2004). *La vida entre Mareas: Vegetales y animales de las costas de Mar del Plata, Argentina*. INIDEP, Mar del Plata.
- Boschi, E.E., 1988. El ecosistema estuarial del Río de la Plata (Argentina y Uruguay). *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México* 15, 159–182.
- Brauko, K. M., Cerveira, A. F., Freitas, R. F., Hadlich, H. L., Beras, T., Fonseca, A. L., & Pagliosa, P. R., 2020. Comparing structural and functional approaches to distinguish benthic communities from eutrophic and non-eutrophic estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 157, 111290.

- Brauko, K. M., Souza, F. M. de, Muniz, P., Camargo, M. G. de, & Lana, P. da C., 2015. Spatial variability of three benthic indices for marine quality assessment in a subtropical estuary of Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 91(2) 454-460.
- Breitburg, D., Levin, L. A., Oschlies, A., Grégoire, M., Chavez, F. P., Conley, D. J., ... Zhang, J. (2018). Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. *Science*, 359(6371).
- Bremner, J., 2008. Species traits and ecological functioning in marine conservation and management. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366(1–2), 37-47.
- Bremner, J., Rogers, S.I. & Frid, C.L.J., 2006a. Matching biological traits to environmental conditions in marine benthic ecosystems. *Journal Marine Systems* 60, 302-316.
- Brown, S.S., Gaston, G.R., Rakocinski, C.F. & Heard, R.W., 2000. Effects of sediment contaminants and environmental gradients on macrobenthic community trophic structure in Gulf of Mexico estuaries. *Estuaries* 23(3), 411-424.
- Brugnoli, E., Muniz, P., Venturini, N. & Burone, L., 2007. Environmental Perturbation and Coastal Benthic Biodiversity in Uruguay. *Progress in environmental research*. pp.75-126.
- Brugnoli, E., Sans, K., Muniz, P., Venturini, N., Gómez, M., & García-Rodríguez, F., 2019. Mesozooplankton y variación ambiental durante el evento enos 2009-2010 en la costa norte del estuario del río de la plata. *CICIMAR Océánides* 34, 1-16.
- Brugnoli, E., Verocai, J., Muniz, P. & García-Rodríguez, F., 2018. Weather, Hydrological and Oceanographic Conditions of the Northern Coast of the Río de la Plata Estuary during ENSO 2009–2010. In *Estuary* 19-38. In Tech Open, London.
- Budzinski, H., Jones, I., Bellocq, J., Piérard, C. & Garrigues, P., 1997. Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde estuary. *Marine Chemistry* 58, 85–97.
- Burnham K.P. & Anderson D.R., 2002. *Model Selection and Multimodel Inference*, 2nd edn. Springer-Verlag, New York, NY:488.
- Burone, L. & Pires-Vanin A. M. S., 2006. Foraminiferal assemblages in the Ubatuba Bay. Southeastern Brazilian coast. *Scientia Marina* 70(2), 203-217.
- Byers, S., Mills, E. & Stewart, P., 1978. Comparison of methods of determining organic carbon in marine sediments, with suggestions for a standard method. *Hydrobiologia* 58, 43-47.

- Cadotte, M., Carscadden, K. & Mirotnick, N., 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*. 48, 1079-1087.
- Caeiro, S., Angel Del Valls, T., & Chapman, P. M., 2012. Considerations for integrative environmental assessments of contaminated estuarine sediments. *Management of Environmental Quality: An International Journal* 23(4), 400-413.
- Camargo, M.Z., Sandrini-Neto L., Carreira R.S. & Camargo M.G., 2017. Effects of hydrocarbon pollution in the structure of macrobenthic assemblages from two large estuaries in Brazil. *Marine Pollution Bulletin*.
- Carcedo, C. & Fiori, S., 2011. Patrones de distribución y abundancia de *Heleobia australis* (Caenogastropoda: Cochliopidae) en el estuario de Bahía Blanca, Argentina. *Sociedad Malacológica de Chile (SMACH). Amici Molluscarum*, 59-66.
- Cardoso, P.G., Sousa, E., Matos, P., Henriques, B., Pereira, E., Duarte, A.C. & Pardal, M.A., 2013. Impact of mercury contamination on the population dynamics of *Peringia ulvae* (Gastropoda): implications on metal transfer through the trophic web. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 129, 189-197.
- Carvalho, S., Pereira, P., Pereira, F., de Pablo, H., Vale, C. & Gaspar, M.B., 2011b. Factors structuring temporal and spatial dynamics of macrobenthic communities in a eutrophic coastal lagoon (Óbidos lagoon, Portugal). *Marine Environmental Research* 71, 97-110.
- Cazzaniga, 2011. El género *Heleobia* (Caenogastropoda: Cochliopidae) en América del Sur. *Amici Molluscarum* Número especial 7.
- Cerniglia, C.E., 1992. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Biodegradation* 3, 351-368.
- Chapin F.S., Eugster W., McFadden J.P., Lynch AH & Walker D.A., 2000. Summer differences among Arctic ecosystems in regional climate forcing. *Journal of Climate* 13, 2002-2010.
- Chave, J., 2004. Neutral theory and community ecology. *Ecology Letters* 7, 241-253.
- Cheng, H.X., Zhao, C.D., Liu, F., Yang, K., Liu, Y.H. & Li, M., 2013. Mercury drop trend in urban soils in Beijing, China, since 1987. *Journal of Geochemical Exploration* 124, 195-200.
- Chevenet, F., Dolédec, S. & Chessel, D., 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology* 31(3), 295-309.

- Cibic, T., Franzo, A., Celussi, M., Fabbro, C. & Del Negro, P., 2012. Benthic ecosystem functioning in hydrocarbon and heavy-metal contaminated sediments of an Adriatic lagoon. *Marine Ecology Progress Series* 458, 69–87.
- Clarke, K.R. & Ainsworth, M., 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series* 92, 205-219.
- Clarke, K.R. & Green, R.H., 1988. Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Marine Ecology Progress Series* 46, 213-226.
- Colombo, J.C., Barreda, A., Bilosa, C., Cappelletti, N., Demichelis, S., Lombardi, P., Migoya, M.C., Skorupka, C. & Suárez, G., 2005. Oil spill in the Río de la Plata Estuary, Argentina: 1. Biogeochemical assessment of waters, sediments, soils and biota. *Environmental Pollution* 134, 277–289.
- Colombo, J.C., Pelletier, E., Brochu, C. & Khalil, M., 1989. Determination of hydrocarbon sources using n-alkane and polyaromatic hydrocarbon distribution indexes. Case study: Rio de la Plata Estuary, Argentina. *Environmental Science and Technology* 23(7).
- Commendatore, M.G., Nievas, M.L., Amin, O. & Esteves, J.L., 2012. Sources and distribution of aliphatic and polyaromatic hydrocarbons in coastal sediments from Ushuaia Bay (Tierra del Fuego, Patagonia, Argentina). *Marine Environmental Research* 74, 20-31.
- Costa, S. & Melo, A.S., 2008. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. *Hydrobiologia* 598, 131-138.
- Covazzi Harriague, A., Misic, C., Petrillo, M. & Albertelli, G., 2007. Stressors affecting the macrobenthic community in Rapallo Harbour (Ligurian Sea, Italy). *Scientia Marina* 71, 705-714.
- Culhane, F. E., Frid, C., Royo Gelabert, E., White, L. & Robinson, L.A., 2018. Linkage matrix of marine ecosystem services and ecosystem components, Version 1.0.
- Danulat, E., Muniz, P., García-Alonso, J. & Yannicelli B., 2002. First assessment of the highly contaminated harbour of Montevideo, Uruguay. *Marine Pollution Bulletin* 44, 551-576.
- Dauvin, J.C., Bellan, G. & Bellan-Santini, D., 2010. Benthic indicators: from subjectivity to objectivity—Where is the line? *Marine Pollution Bulletin* 60, 947-953.

- Dauvin, J.C., Ruellet, T., Desroy, N. & Janson A.L., 2007. The ecological quality status of the Bay of Seine and the Seine estuary: Use of biotic indices. *Marine Pollution Bulletin* 55, 241-257.
- De Francesco, G.C. & Isla, F.I., 2003. Distribution and Abundance of Hydrobiid Snails in a Mixed Estuary and a Coastal Lagoon, Argentina. *Estuaries* 26 (3), 790-797.
- De Juan, S., Thrush, S.F. & Demestre, M., 2007. Functional changes as indicators of trawling disturbance on a benthic community located in a fishing ground (NW Mediterranean Sea). *Marine Ecology Progress Series*. 334, 117-129, 7.
- Dean, H.K., 2008. The use of polychaetes (Annelida) as indicator species of marine pollution: a review. *Revista de biologia tropical* 56.
- Dell'Anno A, Mei, M.L., Pusceddu, A. & Danovaro, R., 2002. Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. *Marine Pollution Bulletin* 44, 611-622.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., & Pla L., 2008. FDiversity, version 2008. Cordoba, Argentina. [www.fdiversity.nucleodiversus.org](http://www.fdiversity.nucleodiversus.org). Accessed July 2017
- Díaz, S. & Cabido M., 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16, 646-655.
- Diaz, S., Tilman, D., Fargione, J., Chapin, F.S., Dirzo, R., Kitzberger, T., Gemmill, B., Zobel, M., Vilá, M., Mitchell, C., Wilby, A., Daily, G.C., Galetti, M., Laurance, W.F., Pretty, J., Naylor, R.L., Power, A. & Harvell, D., (2005). Biodiversity regulation of ecosystem services. In *Ecosystem Services and Human Well-Being: Current State and Trends*.
- Dimitriadis, C., Koutsoubas, D., 2011. Functional diversity and species turnover of benthic invertebrates along a local environmental gradient induced by an aquaculture unit: the contribution of species dispersal ability and rarity. *Hydrobiologia* 670, 307-315.
- Ding, Z., Feeley, K.J., Wang, Y., Pakeman, R.J. & Ding, P., 2013. Patterns of bird functional diversity on land-bridge island fragments. *Journal of Animal Ecology* 82, 781-790.
- Dobson, A.J., 2002. *An Introduction to Generalized Linear Models*. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, FL: 221.

- Doledec, S. & Statzner, B., 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: 548 plant and animal species in the Upper Rhone River and its floodplain. *Freshwater Biology* 31, 523-538.
- Echeverría, C.A., R.A.F. Neves, L.A. Pessoa & P.C. Paiva. 2010. Spatial and temporal distribution of the gastropod *Heleobia australis* in an eutrophic estuarine system suggests a metapopulation dynamics. *Natural Science* 2(8), 860-867.
- Egres, A. G., Hatje, V., Miranda, D.A., Gallucci, F. & Barros, F., 2019. Functional response of tropical estuarine benthic assemblages to perturbation by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Ecological Indicators* 96, 229-240.
- Elliott, M. & Quintino, V., 2007 The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin* 54, 640-645.
- Elliott, M. & Whitfield, A.K., 2011. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 94, 306-314.
- Ellis J.I., Clark, D., Atalah, J., Jiang, w., Taiapa, C., Patterson, M., Sinner, J., & Hewitt, J., 2017. Multiple stressor effects on marine infauna: responses of estuarine taxa and functional traits to sedimentation, nutrient and metal loading. *Scientific Reports* 7, 12013.
- Framiflan, M.B. & Brown, O.B., 1996. Study of the Rio de la Plata turbidity front Part I: Spatial and temporal distribution. *Continental Shelf Research* 16, 1259-1282
- Francisco, A.S., & Netto, S.A. (2020) El Niño–Southern Oscillations and Pacific Decadal Oscillation as Drivers of the Decadal Dynamics of Benthic Macrofauna in Two Subtropical Estuaries (Southern Brazil). *Ecosystems* 23, 1380-1394.
- Francisco, V. & de la Cueva H., 2017. Nuevas perspectivas en la diversidad funcional de ambientes marinos. *Latin American Journal of Aquatic Research* 45, 261-275.
- Galton, D. (1884). 10th Meeting: Report of the royal commission on metropolitan sewage. *Journal of the Royal Society of Arts*, 33, 290.
- Garaffo, G. V., Jaubet, M. L., Llanos, E. N., Saracho Bottero, M. A. & Elías, R., 2018. Assessing functional diversity of microbenthic assemblages in sewage-affected intertidal shores. *International Aquatic Research* 10, 333-347.
- García-Rodríguez, F., Brugnoli, E., Muniz, P., Venturini, N., Burone, L., Hutton, L.M., Rodríguez, M., Pita, A., Kandratavicius, N., Pérez, L., & Verocai, J., 2014. Warm-phase ENSO events modulate the continental freshwater input and the trophic state

- of sediments in a large South American estuary. *Marine and Freshwater Research*, 65, 1-11.
- García-Rodríguez, F., del Puerto, L., Venturini, N., Pita, A. L., Brugnoli, E., Burone, L., & Muniz, P., 2011. Diatoms, protein and carbohydrate sediment content as proxies for coastal eutrophication in Montevideo, Río de la Plata estuary, Uruguay. *Brazilian Journal of Oceanography* 54, 293-310.
- Gaspar, M.B., Carvalho, S., Constantino, R., Tata-Regala, J., Cúrdia, J. & Monteiro, C.C., 2009. Can we infer dredge fishing effort from macrobenthic community structure? *Journal of Marine Science* 92, 598-606.
- George B., Kumar J.I.N. & Kumar N.R., 2012, Study on the influence of hydro-chemical parameters on phytoplankton distribution along Tapi estuarine area of Gulf of Khambhat, India, *Egyptian Journal of Aquatic Research* 38, 157-170.
- Gerchacov, S.M. & Hatcher, P.G., 1972. Improved technique for analysis of carbohydrates in the sediment. *Limnology and Oceanography* 17, 938–943.
- Gerisch, M., Agostinelli, V., Henle, K. & Dziöck, F., 2012. More species, but all do the same: contrasting effects of flood disturbance on ground beetle functional and species diversity. *Oikos*, 121, 508-515
- Giberto, D. A., Bremec, C. S., Acha, E. M. & Mianzan, H., 2004. Large-scale spatial patterns of benthic assemblages in the SW Atlantic: the Río de la Plata estuary and adjacent shelf waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61, 1-13.
- Giménez, L., Venturini, N., Kandravicius, N., Hutton, M., Lanfranconi, A., Rodríguez, M., Brugnoli, E. & Muniz, P., 2014. Macrofaunal patterns and animal-sediment relationships in Uruguayan estuaries and coastal lagoons (Atlantic coast of South America). *En: Journal of Sea Research*, 87,46-55.
- Goodman, D. 1982. Optimal life histories, optimal notation, and the value of reproductive value. *The American Naturalist*. 119, 803-823.
- Grall, J. & Glémarec, M., 1997. Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44-1, 43-53.
- Gray J.S., Wu, R.S., Ying Ying Or, (2002). Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series*, 238: 249-279
- Gray, J.S. & Elliott, M., 2009. *Ecology of Marine Sediments: From Science to Management*. Edition: Second Publisher: Oxford University Press.
- Gschwend, P.M. & Hites, R.A., 1981. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45, 2359-2367.

- Gusmao, J.B., Brauko, K.M., Eriksson, B.K. & Lana P.C., 2016. Functional diversity of macrobenthic assemblages decreases in response to sewage discharges. *Ecological Indicators* 66,65-75.
- Hartree, E.F., 1972. Determination of proteins: a modification of the Lowry method that give a linear photometric response. *Analytical Biochemistry* 48, 422-427.
- Hawkins, S.J., Sugden, H.E., Mieszkowska, N., Moore, P.J., Poloczanska, E., Leaper, R., Herbert, R.J.H., Genner, M.J., Moschella, P.S., Thompson, R.C., Jenkins, S.R., Southward, A.J. & Burrows, M.T., 2009. Consequences of climate-driven biodiversity changes for ecosystem functioning of North European rocky shores. *Marine Ecology Progress Series*. 396, 245-259.
- Heino, J., 2008. Patterns of functional biodiversity and function–environment relationships in lake littoral macroinvertebrates. *Limnology and Oceanography* 53, 1446-1455.
- Heip, C., 1992. Benthic studies: summary and conclusions. *Marine Ecology Progress Series* 91, 265-269.
- Heitkamp, M. A. & Cerniglia, C. E., 1987. Effects of chemical structure and exposure on the microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in freshwater and estuarine ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry* 6, 535-6.
- Hellou J., King, T.L., Steller S.E. & Yeats, P., 2002. Trends in the Distribution of PCBs Compared to PACs in Sediments and Mussels of Halifax Harbour. *Water Qual. Res. J. Canada*, 37, 2, 413-428.
- Hutton, M., Venturini, N., García-Rodríguez, F., Brugnoli, E. & Muniz, P., 2015. Assessing the ecological quality status of a temperate urban estuary by means of benthic biotic indices. *Mar. Pollut. Bull.* 91, 441–453.
- Jennings, S., Pinnegar, J.K., Polunin, N.V.C. & Boon, T.W., 2001. Weak cross-speciesrelationships between body size and trophic level belie powerful size-basedtrophic basedtrophic structuring in fish communities. *Journal of Animal Ecology* 70, 934-944.
- Joseph, M. M., Kumar, C. S. R., Kumar, T. R. G., Renjith, K. R., & Chandramohanakumar, N. (2008). Biogeochemistry of surficial sediments in the intertidal systems of a tropical environment. *Chemistry and Ecology*, 24(4), 247-258.
- Kanaly, R. A., & Harayama, S., 2000. Biodegradation of High-Molecular-Weight Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Bacteria. *Journal of Bacteriology* 182(8), 2059-2067.

- Kingston, P.F., 1992. Impact of offshore oil production installations on the benthos of the North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 49, 45-53.
- Kruskal, J.B. & Wish, M., 1978. *Multidimensional Scaling*. Sage University Paper Series on Quantitative Applications in the Social Sciences 7, 11, Sage Publications, Newbury Park.
- Lake, P.S., 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters.
- Laliberté, E. & Legendre, P., 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91, 299-305.
- Latimer J.S. & Quinn J.G., 1996. Historical trends and current inputs of hydrophobic organic contaminants in an urban estuary: the sedimentary record. *Environmental Science & Technology* 30(2), 623-633.
- Lavorel, S. & Garnier, E., 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16, 545-556.
- Law, R. J. & Biscaya, J. L., 1994. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)--problems and progress in sampling, analysis and interpretation. *Marine Pollution Bulletin* 29, 235-241.
- Leventhal, J.S., 1983. An interpretation of carbon and sulfur relationships in Black Sea sediments as indicators of environments of deposition. *Geochim. Cosmochim. Acta* 47, 133-137.
- Liu, Y., Chen, L., Huang, Q.H., Li, W.-Y., Tang, Y.-J. & Zhao, J.F., 2009. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments of the Huangpu River, Shanghai, China. *Science of the Total Environment* 407, 2931-2938.
- López-Laborde, J. & Nagy, G., 1999. Hydrography and sediment transport characteristics in the Río de la Plata. In: Piccolo, Pino-Quivira (Ed.), *Estuaries of the South America: Their Geomorphology and Dynamics*. Springer-Verlag, Berlin.
- Loreau, M., Naeem, S. & Inchausti, P. (Eds.), 2002. *Biodiversity and Ecosystem Functioning. Synthesis and Perspectives*. Oxford University Press, Oxford, UK, 308.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A., Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D.G., Schmid, B., Tilman, D. & Wardle, D.A., 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294 (5543), 804-808.

- Lu S.Y., Zhang P.Y., Yu G., Zhu W. P. & Xiang C. S., 2005. The contaminants release rule of *Zizania caduciflora*, *Phragmites australis* and *Eichhornia crassipes*. Chinese J. 5.
- Martins, C. C., Braun, J. A. F., Seyffert, B. H., Machado, E. C., & Fillmann, G., 2010. Anthropogenic organic matter inputs indicated by sedimentary fecal steroids in a large South American tropical estuary (Paranaguá estuarine system, Brazil). *Marine Pollution Bulletin* 60(11), 2137-2143.
- Martins, C.C., Ferreira, J.A., Taniguchi, S., Mahiques, M.M., Bícigo, M.C. & Montone, R.C., 2008a. Spatial distribution of sedimentary linear alkylbenzenes and faecal steroids of Santos Bay and adjoining continental shelf, SW Atlantic, Brazil: origin and fate of sewage contamination in the shallow coastal environment. *Marine Pollution Bulletin* 56, 1359–1363.
- Martins, C.C., Gomes, F.B.A., Ferreira, J.A. & Montone, R.C., 2008b. Organic markers of sewage contamination in surface sediments from Santos Bay, São Paulo. *Química Nova* 31, 1008-1014.
- Mason, N.W.H, De Bello, F., Mouillot, D., Pavoine, S. & Dray, S., 2013. A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science* 24, 794-806.
- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee W.G. & Wilson, J.B., 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111, 112-118.
- Maurer D, Nguyen H, Robertson G & Gerlinger T., 1999. The Infaunal Trophic Index (ITI): Its Suitability for Marine Environmental Monitoring. *Ecological Applications* 9(2), 699–713.
- McLusky, D.S. & Elliott, M., (2004). *The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats and Management*. Oxford: Oxford University Press.
- McLusky, D.S. & Elliott, M., 2004. *The Estuarine Ecosystem; Ecology, Threats and Management*, third ed. OUP, Oxford.
- Micheli, F., Heiman, K.W., Kappel, C.V., Martone, R.G., Sethi, S.A., Osio, G.C., Frascchetti, S., Shelton, A.O. & Tanner, J.M., 2016. Combined impacts of natural and human disturbances on rocky shore communities. *Ocean & Coastal Management* 126, 42-50.

- Mille, G., Asia, L., Guiliano, M., Malleret, L. & Doumenq P., 2007. Hydrocarbons in coastal sediments from the Mediterranean Sea (Gulf of Fos area, France). *Mar. Pollut. Bull.* 54, 566-575.
- Miller, J. M. & Dunn, M. L., 1980. Feeding strategies and patterns of movements in juvenile estuarine fishes. In: V. S. Kennedy (ed.), *Estuarine Perspectives*, New York, Academic Press.
- Moresco, H. & Dol, I., 1996. Metales en Sedimentos de la Bahía de Montevideo. *Natura Neotropicalis* 1(27).
- Mosbahi, N., Serbaji, M. N., Pezy, J.P., Neifar, L. & Dauvin, J.C., 2019. Response of benthic macrofauna to multiple anthropogenic pressures in the shallow coastal zone south of Sfax (Tunisia, central Mediterranean Sea). *Environmental Pollution* 253, 474-487
- Mouchet, M.A., Villéger, S., Mason, N.W.H. & Mouillot, D., 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology* 24, 867-876.
- Mouillot, D., Graham, N.A.J., Villéger, S., Mason, N.W.H. & Bellwood, D.R., 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution* 28, 167-177.
- Muel, B. & Saguem, S., 1985. Determination of 23 polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric particulate matter of the Paris area and photolysis by sun light. *Inter. J. Environmental Analytical Chemistry* 19, 111-131.
- Muniz, P. & Venturini, N., 2015. Macrobenthic communities in a temperate urban estuary of high dominance and low diversity: Montevideo Bay (Uruguay). *Oceánides* 10, 9–20.
- Muniz, P. & Venturini, N., 2019. Environmental Conditions in the Estuarine Coast of Montevideo (Uruguay): Historical Aspects and Present Status: An Update. *Encyclopedia of Environmental Health*, 2nd Edition, 408-418.
- Muniz, P., da Cunha Lana, P., Venturini, N., Elías, R., Vallarino, E., Bremec, C., de Castro Martins, C. & L. Sandrini. 2013. Un manual de protocolos para evaluar la contaminación marina por efluentes domésticos. Pontal do Sul. Paraná: Editorial Universidad de la República, Montevideo.
- Muniz, P., Danulat, E., Yannicelli, B., García-Alonso, J., Medina, G. & Bicego, M.C., 2004a. Assessment of contamination by heavy metals and petroleum hydrocarbons

- in sediments of Montevideo Harbour (Uruguay). *Environment International*. 29, 1019-1028.
- Muniz, P., Hutton, M., Kandratavicius, N., Lanfranconi, A., Brugnoli, E., Venturini, N., & Giménez, L., 2012. Performance of biotic indices in naturally stressed estuarine environments on the Southwestern Atlantic coast (Uruguay): a multiple scale approach. *Ecological Indicators* 19, 89-97.
- Muniz, P., Marrero, A., Brugnoli, B., Kandratavicius, N., Rodríguez, M., Bueno, C., Venturini, N. & Rubens C.L. Figueira, 2019. Heavy metals and As in surface sediments of the north coast of the Río de la Plata estuary: Spatial variations in pollution status and adverse biological risk. *Regional Studies in Marine Science* 28, 100625.
- Muniz, P., Pires-Vanin, A.M.S, Martins, C.C., Montone, R.C. & Bicego, M.C., 2006. Trace metals and organic compounds in the benthic environment of a subtropical embayment (Ubatuba Bay, Brazil). *Baseline / Marine Pollution Bulletin* 52, 1090-1117.
- Muniz, P., Venturini, N. & Gómez-Erache, M., 2004b. Spatial distribution of chromium and lead in sediments from coastal areas of the Río de la Plata estuary (Montevideo, Uruguay). *Brazilian Journal of Biology* 64, 103-116.
- Muniz, P., Venturini, N. & Martínez, A., 2002. Physico-chemical characteristics and pollutants of the benthic environment in the Montevideo coastal zone. *Urug. Marine Pollution Bulletin* 44, 962-968.
- Muniz, P., Venturini, N., Brugnoli, E., Gutiérrez, J. M., & Acuña, A., 2019. Río de la Plata: Uruguay. *World Seas: An Environmental Evaluation*, 703–724.
- Muniz, P., Venturini, N., Hutton, M., Kandratavicius, N., Pita, A., Brugnoli, E., Burone, L. & García-Rodríguez, F., 2011. Ecosystem health of Montevideo coastal zone: a multi approach using some different benthic indicators to improve a ten-year-ago assessment. *Journal of Sea Research* 65, 38-50.
- Muniz, P., Venturini, N., Pires-Vanin, A.M.S., Tommasi, L.R. & Borja, A., 2005. Testing the applicability of a Marine Biotic Index (AMBI) to assessing the ecological quality of soft-bottom benthic communities, in the South America Atlantic region. *Marine Pollution Bulletin* 50, 624-637.
- Murphy, G. 1968. Patterns in life history and the environment. *The American Naturalist* 102, 391-403.

- Naeem, S., & Wright, J. P., 2003. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology Letters* 6(6), 567-579.
- Nagy, G.J., Gómez-Erache, M., López, C.H. & Perdomo, A.C., 2002. Distribution patterns of nutrients and symptoms of eutrophication in the Rio de la Plata River Estuary system. *Hydrobiologia* 475/476, 125-139.
- Nagy, G.J., Martínez, C.M., Caffera, R.M., Pedraloza, G., Forbes, E.A., Perdomo, A.C. & Laborde, J.L., 1997. The hydrological and climatic setting of the Río de la Plata. In: *The Río de la Plata, An Environmental Review*. In: *An EcoPlata Project Background Report*, Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia, pp. 17–68.
- Ocon, C.S., Capitulo, A. & Paggi, A.C., 2008. Evaluation of zoobenthic assemblages and recovery following petroleum spill in a coastal area of Rio de la Plata estuarine system, South America. *Environmental Pollution* 156, 82-89.
- Olsgard F. & Gray J.S., 1995. A comprehensive analysis of the effects of offshore oil and gas exploration and production on the benthic communities of the Norwegian continental shelf. *Marine Ecology Progress Series* 122, 277-306.
- Otegui, M.B.P., Brauko, K.M.B. & Pagliosa, P.R., 2016. Matching ecological functioning with polychaete morphology: consistency patterns along sedimentary habitats. *Journal of Sea Research* 114, 13-21.
- Patrício, J., Adão, H., Neto, J.M., Alves, A.S., Traunspurger, W. & Marques, J.C., 2012. Do nematode and macrofauna assemblages provide similar ecological assessment information? *Ecological Indicators* 14, 124-137.
- Pearson, T.H. & Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology - An Annual Review*.16, 229-311.
- Petchey, O. L., & K. J. Gaston. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9, 741-758.
- Peters, K.E., Walters, C.C. & Moldowan, J.M., 2005. *The Biomarker Guide*, second ed., vol. vols. 1 & 2. Cambridge University Press, Cambridge.
- Piggott, J. J., Townsend, C. R. & Matthaei, C. D. Reconceptualizing synergism and antagonism among multiple stressors. *Ecology and Evolution* 5, 1538-1547.

- Piló, D., Ben-Hamadouc, R., Pereira, F., Carrico, A. Pereira, P., Corzo, A., Gaspar, M.B., & Carvalho, S., 2016. How functional traits of estuarine macrobenthic assemblages respond to metal contamination? *Ecological Indicators* 71, 645–659.
- Piló, D., Pereira, F., Carriço, A., Cúrdia, J., Pereira, P., Gaspar, M.B. & Carvalho, S., 2015. Temporal variability of biodiversity patterns and trophic structure of estuarine macrobenthic assemblages along a gradient of metal contamination. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 167, 286-299.
- Pla, L., Casanoves, F., & Di Rienzo, J., 2011. Functional Diversity Indices. *Quantifying Functional Biodiversity*, 27–51.
- Pratt, D. R., Lohrer, A. M., Pilditch, C. A., & Thrush, S. F., 2014. Changes in Ecosystem Function Across Sedimentary Gradients in Estuaries. *Ecosystems*, 17(1), 182-194.
- Rakocinski, C.F., Brown, S.S. Gaston, G.R., Heard, R.W., Walker, W.W. & J.K. Summers, 2000. Species-abundance-biomass responses by estuarine macrobenthos to sediment chemical contamination. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 7, 201–214.
- Readman et al., 2002
- Rice, D.L., 1982. The detritus nitrogen problem: new observations and perspectives from organic geochemistry. *Marine Ecology Progress Series* 9, 153-162.
- Rios, E., (1994). *Sea shells of Brazil*. FURG, Rio Grande.
- Roman, M. R., Pierson, J. J., Kimmel, D. G., Boicourt, W. C., & Zhang, X. (2012). Impacts of Hypoxia on Zooplankton Spatial Distributions in the Northern Gulf of Mexico. *Estuaries and Coasts*, 35(5), 1261-1269.
- Rosenberg, R., 1995. Benthic marine fauna structured by hydrodynamic processes and food availability. *Netherlands Journal of Sea Research*, 34(4), 303-317.
- Salas, F., Marcos, C., Neto, J.M., Patrício, J., Pérez-Ruzafa, A., & Marques, J.C., 2006. User-friendly guide for using benthic ecological indicators in coastal and marine quality assessment. *Ocean & Coastal Management* 49, 308-331.
- Selck, H., Decho, A.W. & Forbes, V.E., 1999. Effects of chronic metal exposure and sediment organic matter on digestive absorption efficiency of cadmium by the deposit-feeding polychaete *Capitella* species I. *Environ. Toxicol. Chem.* 18, 1289-1297.
- Shannon, C.E. & Weaver W., 1963. *The mathematical theory of communication*. The University of Illinois Press, Urbana.

- Sicre, M.A., Marty, J.C. & Saliot, A., 1987. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in different sized aerosols over the Mediterranean Sea: Occurrence and origin. *Atmos Environ* 21, 2247-2259.
- Simpson, E.H., 1949. Measurement of Diversity. *Nature*, 163: 688.
- Smith, M.D. & Knapp, A.K., 2003. Dominant species maintain ecosystem function with nonrandom species loss. *Ecology Letters* 6, 509-517.
- Snelgrove, P.V.R., 1998. The biodiversity of macrofaunal organisms in marine sediments. *Biodiversity and Conservation* 7 (9), 1123-1132.
- Solaun O., Belzunce, M.J. Franco, J. Valencia V. & Borja, Á. (2009). Estudio de la contaminación en los sedimentos de los estuarios del País Vasco (1998-2001). 'Revista de Investigación Marina'. 10: 47.
- Souza, F.M., Brauko, K.M., Lana, P.C., Muniz, P. & Camargo, M.G., 2013. The effect of urban sewage on benthic macrofauna: a multiple spatial scale approach. *Marine Pollution Bulletin* 67, 234-240.
- Suguio, K., 1973. *Introdução a sedimentologia*. Edgard Blucher/ EDUSP, Sao Paulo, 317.
- Tilman, D., 1997. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. *Science*, 277(5330), 1300-1302.
- Tilman, D., 2001. Functional diversity. In: Levin, S.A. (Ed.), *Encyclopaedia of Biodiversity*. Academic Press, San Diego, USA, 109-120.
- Tudurí, A., Becoña, L.P., Venturini, N., Rodríguez-Gallego, L., García-Rodríguez, F., González, L., Lescano, C., Costa, S., del Puerto, L., Bergamino, L. (2021). Trophic assessment in South American Atlantic coastal lagoons: Linking water, sediment and diatom indicators. *Marine Pollution Bulletin*, 165.
- Tweedley, J.R., Warwick, R.M. & Potter, I.C., 2015. Can biotic indicators distinguish between natural and anthropogenic environmental stress in estuaries. *Journal of Sea Research*.
- Tyler, E.H.M., Somerfield, P.J., Berghe, E.V., Bremner, J., Jackson, E., Langmead, O., Palomares, M.L.D. & Webb, T.J., 2012. Extensive gaps and biases in our knowledge of a well-known fauna: implications for integrating biological traits into macroecology. *Global Ecology and Biogeography* 21, 922-934.
- Underwood A.J., & Chapman, M.G., 1996. Scales of spatial patterns of distribution of intertidal invertebrates. *Oecologia* 107, 202-224.

- Underwood, A.J., 1994. On Beyond BACI: Sampling Designs that Might Reliably Detect Environmental Disturbances. *Ecological Applications* 4, 3-15.
- UNEP (United Nations Environment Programme. Determinations of petroleum hydrocarbons in sediments) 1992. Reference Methods for Marine Pollution Studies. 20, 75.
- Van der Linden, P., Marchini, A., Dolbeth, M., Patrício, J., Veríssimo, H. & Marques, J.C., 2016. The performance of trait-based indices in an estuarine environment. *Ecological Indicators* 61 (2), 378-389.
- Van der Linden, S., Maibach, E., & Leiserowitz, A., 2015. Improving Public Engagement with Climate Change. *Perspectives on Psychological Science* 10(6), 758-763.
- Veiga, P., Torres, A.C., Aneiros, F., Sousa-Pinto, I., Troncoso, J.S. & Ruball, M., 2016. Consistent patterns of variation in macrobenthic assemblages and environmental variables over multiple spatial scales using taxonomic and functional approaches. *Marine Environmental Research* 120, 191-201.
- Venturini N. & Tommasi, L.R., 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons and changes in the trophic structure of polychaete assemblages in sediments of Todos os Santos Bay, Northeastern, Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 48, 97–107.
- Venturini, N., Bicego M.C., Taniguchi S., Sasaki S.T., García-Rodríguez F., Brugnoli E. & Muniz P., 2015. A multi-molecular marker assessment of organic pollution in shore sediments from the Río de la Plata Estuary, SW Atlantic. *Marine Pollution Bulletin* 91, 461-475.
- Venturini, N., Muniz, P. & Rodriguez, M., 2004. Macrobenthic subtidal communities in relation to sediment pollution: the phylum-level meta-analysis approach in a south-eastern coastal region of South America. *Marine Biology* 14, 119-126.
- Venturini, N., Muniz, P., Bicego, M.C., Martins, C.C. & Tommasi, L.R., 2008. Petroleum contamination impact on macrobenthic communities under the influence of an oil refinery: integrating chemical and biological multivariate data. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78, 457–467.
- Venturini, N., Pita, A.L., Brugnoli, E., García-Rodríguez, F., Burone, L., Kandratavicius, N., Hutton, M. & Muniz, P., 2012. Benthic trophic status of sediments in a metropolitan area (Rio de la Plata estuary): linkages with natural and human pressures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 112, 139-152.
- Venturini, N., Rodriguez, M. & Muniz, P., 1999. Comunidades bentónicas submareales de la Bahía de Montevideo y su relación con los aportes de materia orgánica en la

región. Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay (Actas de las V Jornadas de Zoología del Uruguay, 11 (Segunda Epoca), 48.

- Villarmarzo, J., 2018. Estructura funcional de la macrofauna en sistemas estuarinos uruguayos. Tesina de grado de la Licenciatura en Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias, Udelar.
- Villéger, S., Mason, N.W.H. & Mouillot, D., 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89, 2290-2301.
- Villéger, S., Miranda, J.R., Hernández, D.F. & Mouillot, D., 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications* 20, 1512-1522.
- Vinagre, P. A., Veríssimo, H., Pais-Costa, A. J., Hawkins, S. J., Borja, Á., Marques, J. C., & Neto, J. M., 2017. Do structural and functional attributes show concordant responses to disturbance? Evidence from rocky shore macroinvertebrate communities. *Ecological Indicators* 75, 57-72
- Walker, B., Kinzig, A. & Langridge, J., 1999. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems* 2, 95-113.
- Wang, D., Tian, F., Yang, M., Liu, C. & Li, Y.-F., 2009. Application of positive matrix factorization to identify potential sources of PAHs in soil of Dalian, China. *Environmental Pollution* 157, 1559-1564.
- Wang, Z., Fingas, M. & Page, D.S., 1999. Oil spill identification. *Journal of Chromatography A* 843, 369-411.
- Wang, Z., Yang, Z.Y. & Chen, T.-H., 2012. Source apportionment of sediment-associated aliphatic hydrocarbon in a eutrophicated shallow lake, China. *Environmental Science Pollution Research* 19, 4006-4015.
- Warwick, R. & Clarke, K., 1993. Comparing the severity of disturbance: a metaanalysis of marine macrobenthic community data. *Marine Ecology Progress Series*, 221-231.
- Warwick, R.M. & Clarke, K.R., 1991. A comparison of some methods for analyzing changes in benthic community structure. *Journal of the Marine Biology Association of the UK* 71, 225-244.
- Warwick, R.M., 1993. Environmental impact studies on marine communities: Pragmatical considerations. *Australian Journal of Ecology* 18, 63-80.

- Wu, Y., Zhang, J. & Tang, Y. (1999). Geochemistry of n-alkanes and polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments from the South China Sea. *J. of Ocean University of Qingdao* 29, 112-120.
- Xu, J., Yin, K., Lee J.H.W., Liu, H., Ho, A.Y.T., Yuan, X., Harrison P.J. (2010) Long-term and seasonal changes in nutrients, phytoplankton biomass, and dissolved oxygen in Deep Bay, Hong Kong. *Estuaries and Coasts*, 33:399-416.
- Yin, K., Xu, J. & Harrison, P.J. (2010). A comparison of eutrophication processes in three Chinese subtropical semi-enclosed embayments with different buffering capacities. In: *Coastal Lagoons: Critical Habitats of Environmental Change* (eds Kennish MJ, Paerl HW), 368-394.
- Yu, H., Chin, M., West, J. J., Atherton, C. S., Bellouin, N., Bergmann, D., & Tan, Q., 2013. A multimodel assessment of the influence of regional anthropogenic emission reductions on aerosol direct radiative forcing and the role of intercontinental transport. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 118(2), 700-720.
- Yunker, M.B. & Macdonald, R.W., 2003. Alkane and PAH depositional history, sources and fluxes in sediments from the Fraser River Basin and Strait of Georgia, Canada. *Organic Geochemistry* 34, 1429–1454.
- Zander, M., 1983. Physical and chemical properties of polycyclic aromatic hydrocarbons, 1-26. In A. Bjørseth (ed.), *Handbook of polycyclic aromatic hydrocarbons*. Marcel Dekker, Inc., New York, N.Y.
- Zar J., 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall. Fourth edition 65-89.

## Anexo A

**Tabla 1.** Localización geográfica de de las estaciones de muestreo (expresadas en grados minutos y segundos) y la profundidad correspondiente a cada una.

	<b>Coordenadas GGG°MM'SS,S"</b>	<b>Profundidad (m)</b>
<b>L1</b>	34°54'33,3" 56°03'17,8"	4
<b>L2</b>	34°54'52,5" 56°06'15,2"	4
<b>L3</b>	34°54'55,0" 56°15'09,0"	4
<b>L4</b>	34°54'46,0" 56°16'56,0"	6
<b>L5</b>	34°53'19,12" 56°21'25,0"	7,3
<b>L6</b>	34°51'35,0" 56°24'43,0"	6,9
<b>L7</b>	34°49'46,10" 56°27'23,80"	6
<b>L8</b>	34°46'11,80" 56°27'23,80"	4,4
<b>L9</b>	34°53'33,2" 56°00'57,0"	4
<b>L10</b>	34°52'5,3" 55°58'27,0"	4,5
<b>L11</b>	34°50'13,0" 55°55'8,1"	5,5
<b>L12</b>	34°48'54,2" 55°51'43,5"	5,5
<b>PY</b>	34° 55'00,0'' 56° 19' 00,0''	8,5
<b>PYE</b>	34° 55'00'' 56° 18' 00''	7
<b>PYS</b>	34° 55'50,0'' 56° 19' 00,0''	7
<b>PYW</b>	34° 55'00,0'' 56° 20' 00,0''	6,9
<b>PYN</b>	34° 54'10'' 56° 19'00''	
<b>PC</b>	34°57'20"	6

<b>CN</b>	56°09'37,5"	6
	34°57'05,6"	
<b>CE</b>	56°09'36"	6
	34°57'22"	
<b>CS</b>	56°09'16,4"	6
	34°57'38,4"	
<b>CW</b>	56°09'38,4"	6
	34°57'22"	
	56°09'55,6"	

---

**Tabla 2.** Valores obtenidos para las variables: salinidad, temperatura (Temp), oxígeno disuelto (OD), arena, materia orgánica total (MOT), proteínas (PRT), carbohidratos (CHO), razón carbono/azufre (C/S), correspondientes al 2009, 2010 y 2011.

Sitios	Salinidad	Temp (°C)	OD (mg/l)	Arena (%)	MOT %	PRT (mg/g)	CHO (mg/g)	C/S
<b>2009</b>								
<b>B1</b>	7,01	13,60	3,98	56,42	5,46	5,89	5,10	n.d.
<b>B2</b>	7,03	14,50	3,23	34,21	11,25	22,21	53,51	n.d.
<b>B3</b>	7,56	10,40	3,20	7,04	9,27	6,75	13,08	n.d.
<b>B4</b>	6,86	9,78	7,43	1,26	8,48	3,95	4,38	n.d.
<b>B5</b>	7,10	8,80	5,64	31,32	8,72	2,94	4,16	n.d.
<b>2010</b>								
<b>L8</b>	0,10	25,70	8,20	7,20	3,17	1,93	4,53	0,70
<b>L7</b>	1,00	25,00	7,60	32,60	7,30	3,30	7,14	1,02
<b>L6</b>	2,70	24,90	7,10	1,90	7,04	4,15	9,32	0,76
<b>L5</b>	3,20	24,90	6,80	2,90	7,52	3,30	6,72	1,12
<b>PYN</b>	4,80	25,10	7,20	2,80	3,27	3,60	10,35	1,43
<b>PYE</b>	4,30	25,10	7,63	1,40	7,03	5,34	12,58	4,57
<b>PYS</b>	2,70	25,30	7,80	0,50	5,37	2,76	5,41	6,09
<b>PYW</b>	1,70	25,40	8,00	3,60	7,78	4,28	12,19	6,50
<b>PY</b>	3,00	25,30	7,80	1,60	7,29	2,65	13,83	3,07
<b>L4</b>	3,40	25,90	7,80	4,20	7,71	3,36	9,58	0,80
<b>L3</b>	2,20	26,60	8,06	2,10	6,35	3,85	11,58	0,55
<b>B1</b>	5,30	24,60	4,26	22,65	5,56	4,52	7,18	1,44
<b>B2</b>	3,20	24,60	3,55	20,40	12,14	22,21	52,51	3,82
<b>B3</b>	4,80	25,10	2,77	2,54	9,34	6,75	13,16	1,67
<b>B4</b>	7,00	24,20	8,05	0,98	7,74	3,95	4,42	4,05
<b>B5</b>	6,90	24,00	4,35	31,80	2,15	2,94	4,16	2,47
<b>CE</b>	6,10	24,10	3,04	2,10	14,32	4,32	11,72	1,22
<b>CN</b>	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<b>CS</b>	4,50	26,40	7,19	1,20	13,12	4,71	9,81	1,34
<b>CW</b>	6,10	25,70	6,96	0,90	12,76	3,87	14,88	0,86
<b>PC</b>	4,00	26,10	7,28	0,00	9,32	3,57	20,85	0,45
<b>L2</b>	5,00	26,20	7,88	2,20	10,85	3,59	12,52	0,87
<b>L1</b>	13,60	27,50	6,27	4,20	12,71	4,12	5,92	2,15
<b>L9</b>	13,30	27,80	5,49	0,70	9,05	4,70	8,85	1,02
<b>L10</b>	11,50	28,60	10,06	0,79	8,66	4,85	19,08	0,45
<b>L11</b>	11,70	28,60	11,03	2,75	10,85	4,03	13,77	0,79
<b>L12</b>	13,40	28,20	10,00	1,55	9,77	3,95	15,04	0,65
<b>2011</b>								
<b>L8</b>	6,60	26,10	7,85	4,10	3,24	5,36	1,82	0,34
<b>L7</b>	13,90	28,10	6,83	0,80	6,58	6,09	6,72	0,72
<b>L6</b>	14,10	24,54	7,12	0,40	7,72	6,61	9,40	0,92
<b>L5</b>	14,60	23,97	6,98	0,60	9,08	6,25	4,93	0,83
<b>PYN</b>	14,70	25,12	11,32	0,60	8,38	4,08	10,37	2,45
<b>PYE</b>	14,85	25,74	10,60	4,70	8,92	7,16	11,56	3,73
<b>PYS</b>	14,90	24,87	11,61	0,30	7,91	5,77	8,59	3,75
<b>PYW</b>	14,64	25,87	11,23	0,40	7,24	5,49	1,20	3,25
<b>PY</b>	15,10	24,43	11,56	0,40	7,53	5,29	7,47	2,60
<b>L4</b>	15,20	24,21	7,11	0,90	8,50	5,70	11,44	1,35
<b>L3</b>	15,40	24,31	7,05	16,50	6,45	5,25	5,10	0,89
<b>B1</b>	18,24	26,90	0,38	4,00	9,02	26,79	7,46	3,12

<b>B2</b>	24,76	24,24	2,03	4,60	15,12	41,33	32,09	4,37
<b>B3</b>	24,90	25,35	4,03	3,50	11,69	14,49	4,41	2,72
<b>B4</b>	26,62	23,86	3,17	18,50	4,82	2,77	3,13	4,44
<b>B5</b>	25,22	24,06	1,74	22,00	3,12	7,40	3,49	2,17
<b>CE</b>	21,67	23,53	6,76	0,30	7,55	7,24	10,55	0,64
<b>CN</b>	18,43	23,45	8,24	0,40	7,95	8,61	10,57	0,43
<b>CS</b>	21,54	23,47	8,92	2,20	7,65	7,27	9,12	0,78
<b>CW</b>	20,61	23,57	7,12	7,80	7,69	8,99	5,21	0,52
<b>PC</b>	24,55	23,10	5,19	0,40	7,11	6,38	5,36	0,34
<b>L2</b>	24,42	23,50	6,51	0,20	7,17	7,66	7,98	0,57
<b>L1</b>	22,47	23,37	7,63	0,70	7,50	4,99	6,83	1,27
<b>L9</b>	21,89	23,39	8,00	1,40	7,24	7,65	10,59	0,82
<b>L10</b>	24,11	23,44	7,92	0,40	7,38	3,97	11,43	0,39
<b>L11</b>	23,67	23,44	7,78	0,80	6,88	5,49	10,70	0,50
<b>L12</b>	24,70	23,42	8,45	0,60	6,48	4,47	9,50	0,43

**Tabla 3.** Concentraciones de hidrocarburos alifáticos (AHs) ( $\mu\text{g/g}$  ss) correspondientes a los años 2009, 2010 y 2011.

	<b>C12</b>	<b>C13</b>	<b>C14</b>	<b>C15</b>	<b>C16</b>	<b>C17</b>	<b>C18</b>	<b>C19</b>	<b>C20</b>	<b>C21</b>	<b>C22</b>	<b>C23</b>	<b>C24</b>	<b>25</b>	<b>C26</b>
<b>2009</b>															
<b>B1</b>	0,01	0,03	0,09	0,17	0,24	0,27	0,26	0,25	0,30	0,34	0,77	0,97	1,65	1,61	2,15
<b>B2</b>	0,02	0,05	0,07	0,12	0,13	0,22	0,14	0,21	0,14	0,29	0,15	0,12	0,17	0,46	0,24
<b>B3</b>	0,02	0,02	0,03	0,04	0,06	0,12	0,03	0,08	0,06	0,31	0,06	0,03	0,11	0,17	0,06
<b>B4</b>	0,02	0,03	0,05	0,07	0,09	0,18	0,06	0,12	0,08	0,27	0,09	0,08	0,12	0,18	0,10
<b>B5</b>	0,04	0,07	0,13	0,16	0,18	0,29	0,13	0,26	0,12	0,44	0,16	0,12	0,20	0,34	0,21
<b>2010</b>															
<b>B1</b>	0,03	0,13	0,20	0,40	0,21	0,36	0,24	0,22	0,15	0,25	0,15	0,08	0,16	0,19	0,09
<b>B2</b>	0,08	0,30	0,45	0,69	0,47	0,57	0,38	0,38	0,23	0,38	0,20	0,12	0,34	0,51	0,18
<b>B3</b>	0,01	0,03	0,03	0,08	0,06	0,22	0,09	0,22	0,06	0,26	0,14	0,04	0,18	0,17	0,11
<b>B4</b>	0,04	0,06	0,05	0,07	0,02	0,13	0,04	0,11	0,03	0,10	0,07	0,09	0,08	0,13	0,08
<b>B5</b>	<0,003	0,02	0,02	0,05	0,04	0,12	0,06	0,10	0,05	0,11	0,07	0,07	0,15	0,12	0,09
<b>CE</b>	0,05	0,06	0,23	0,16	0,17	0,14	0,11	0,09	0,06	0,08	0,07	0,15	0,09	0,18	0,09
<b>CN</b>	0,03	0,04	0,13	0,10	0,11	0,18	0,07	0,07	0,04	0,06	0,05	0,12	0,08	0,16	0,08
<b>CS</b>	0,03	0,04	0,13	0,09	0,08	0,10	0,04	0,04	0,02	0,06	0,04	0,09	0,05	0,12	0,06
<b>CW</b>	0,02	0,05	0,17	0,15	0,19	0,22	0,16	0,14	0,10	0,13	0,12	0,20	0,17	0,24	0,15
<b>PC</b>	0,03	0,04	0,16	0,11	0,11	0,12	0,06	0,05	0,04	0,05	0,04	0,10	0,06	0,14	0,07
<b>L1</b>	0,01	0,02	0,11	0,08	0,08	0,08	0,04	0,04	0,02	0,04	0,03	0,06	0,04	0,09	0,05
<b>L2</b>	0,03	0,03	0,10	0,07	0,09	0,12	0,08	0,08	0,05	0,08	0,06	0,12	0,09	0,17	0,09
<b>L3</b>	0,01	0,02	0,02	0,03	0,03	0,08	0,04	0,06	0,03	0,08	0,05	0,09	0,07	0,13	0,07
<b>L4</b>	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,07	0,03	0,03	0,03	0,06	0,06	0,14	0,09	0,21	0,11
<b>L5</b>	0,03	0,04	0,15	0,09	0,09	0,11	0,06	0,05	0,04	0,04	0,04	0,09	0,05	0,12	0,06
<b>L6</b>	0,04	0,05	0,18	0,12	0,13	0,13	0,09	0,06	0,05	0,06	0,05	0,10	0,06	0,13	0,06
<b>L7</b>	0,02	0,02	0,08	0,05	0,05	0,07	0,03	0,03	0,03	0,04	0,05	0,10	0,06	0,14	0,07
<b>L8</b>	<0,003	<0,001	0,02	0,02	0,03	0,04	0,03	0,03	0,03	0,04	0,04	0,10	0,06	0,15	0,07
<b>L9</b>	0,04	0,06	0,24	0,16	0,17	0,17	0,10	0,08	0,04	0,06	0,05	0,10	0,06	0,14	0,07
<b>L10</b>	0,02	0,03	0,10	0,08	0,09	0,17	0,08	0,09	0,05	0,06	0,06	0,14	0,09	0,18	0,09
<b>11</b>	0,02	0,02	0,08	0,06	0,08	0,12	0,07	0,07	0,04	0,06	0,05	0,11	0,07	0,15	0,08
<b>L12</b>	0,02	0,02	0,06	0,05	0,06	0,09	0,05	0,05	0,03	0,04	0,03	0,06	0,04	0,10	0,05
<b>PYN</b>	0,02	0,02	0,05	0,02	0,04	0,05	0,05	0,04	0,03	0,04	0,04	0,09	0,05	0,12	0,06
<b>PYE</b>	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,08	0,05	0,04	0,03	0,06	0,06	0,16	0,10	0,25	0,12
<b>PYS</b>	0,03	0,03	0,09	0,11	0,12	0,14	0,08	0,06	0,04	0,05	0,04	0,09	0,05	0,13	0,06
<b>PYW</b>	0,02	0,02	0,09	0,06	0,06	0,06	0,04	0,03	0,03	0,04	0,04	0,09	0,05	0,12	0,06
<b>PY</b>	0,01	0,02	0,02	0,03	0,04	0,10	0,05	0,05	0,04	0,05	0,04	0,11	0,06	0,15	0,07

2011																
<b>B1</b>	<0,003	<0,001	<0,002	0,14	<0,001	0,31	0,17	0,19	0,21	0,39	0,12	0,12	0,19	0,35	0,15	
<b>B2</b>	<0,003	<0,001	<0,002	0,19	0,10	0,38	0,21	0,27	0,25	0,43	0,20	0,23	0,25	0,82	0,39	
<b>B3</b>	<0,003	<0,001	<0,002	0,11	<0,001	0,17	0,04	0,10	0,06	0,37	<0,003	0,26	0,26	0,23	0,26	
<b>B4</b>	0,003	<0,001	<0,002	<0,004	<0,001	0,02	0,03	<0,005	0,03	0,05	0,03	0,03	0,04	0,05	0,04	
<b>B5</b>	<0,003	<0,001	<0,002	<0,004	0,03	0,06	0,04	0,03	0,05	0,14	0,04	0,04	0,08	0,07	0,05	
<b>CE</b>	<0,003	<0,001	0,05	0,04	0,06	0,08	0,07	0,07	0,04	0,06	0,05	0,12	0,07	0,17	0,09	
<b>CN</b>	0,03	0,04	0,10	0,09	0,11	0,17	0,15	0,14	0,09	0,12	0,09	0,16	0,11	0,22	0,12	
<b>CS</b>	<0,003	<0,001	<0,002	<0,004	<0,001	0,04	<0,002	<0,005	0,02	0,07	0,04	0,11	0,07	0,18	0,08	
<b>CW</b>	0,02	0,02	0,04	0,04	0,06	0,10	0,10	0,10	0,06	0,08	0,06	0,11	0,07	0,15	0,08	
<b>PC</b>	0,02	0,02	0,06	0,06	0,08	0,13	0,11	0,10	0,07	0,10	0,08	0,14	0,10	0,20	0,11	
<b>L1</b>	<0,003	<0,001	0,04	0,06	0,06	0,14	0,10	0,11	0,05	0,10	0,06	0,15	0,10	0,22	0,12	
<b>L2</b>	<0,003	<0,001	<0,002	<0,004	<0,001	0,06	0,08	0,09	0,10	0,13	0,13	0,22	0,18	0,29	0,17	
<b>L3</b>	<0,003	<0,001	0,07	0,06	0,09	0,14	0,13	0,11	0,07	0,07	0,05	0,09	0,06	0,11	0,06	
<b>L4</b>	0,03	0,04	0,11	0,10	0,14	0,19	0,17	0,14	0,08	0,10	0,08	0,15	0,10	0,20	0,11	
<b>L5</b>	<0,003	<0,001	0,07	<0,004	0,07	0,10	0,10	0,08	0,06	0,07	0,06	0,12	0,08	0,16	0,09	
<b>L6</b>	<0,003	<0,001	0,05	<0,004	0,05	0,07	0,06	0,05	0,04	0,06	0,05	0,12	0,07	0,17	0,08	
<b>L7</b>	<0,003	<0,001	0,04	0,04	0,05	0,13	0,07	0,06	0,04	0,05	0,05	0,11	0,07	0,15	0,09	
<b>L8</b>	<0,003	<0,001	<0,002	<0,004	<0,001	0,05	<0,002	<0,005	<0,008	<0,011	0,003	0,05	0,03	0,08	0,03	
<b>L9</b>	<0,003	<0,001	<0,002	<0,004	<0,001	0,06	0,05	0,04	0,03	0,06	0,04	0,10	0,07	0,16	0,07	
<b>L10</b>	<0,003	<0,001	<0,002	<0,004	<0,001	0,06	0,04	0,04	0,02	0,06	0,04	0,11	0,07	0,16	0,08	
<b>L11</b>	<0,003	<0,001	0,04	0,03	0,05	0,07	0,06	0,06	0,04	0,06	0,04	0,08	0,06	0,13	0,06	
<b>L12</b>	<0,003	<0,001	0,03	<0,004	0,03	0,05	0,05	0,04	0,03	0,05	0,04	0,08	0,05	0,12	0,06	
<b>PYN</b>	<0,003	<0,001	0,05	0,05	0,06	0,07	0,06	0,05	0,04	0,07	<0,003	0,07	0,06	0,11	0,06	
<b>PYE</b>	<0,003	<0,001	0,09	0,08	0,10	0,12	0,11	0,09	0,05	0,06	0,04	0,08	0,05	0,12	0,06	
<b>PYS</b>	<0,003	<0,001	0,03	<0,004	0,03	0,04	0,04	0,03	0,02	0,04	0,03	0,07	0,04	0,11	0,05	
<b>YW</b>	<0,003	<0,001	0,07	0,05	0,08	0,09	0,10	0,07	0,04	0,05	0,03	0,07	0,05	0,10	0,05	
<b>PY</b>	<0,003	<0,001	0,08	0,07	0,10	0,11	0,13	0,10	0,06	0,06	0,04	0,10	0,05	0,11	0,06	

	C27	C28	C29	C30	C31	C32	C33	C34	C35	C36	C37	C38	C39	Pristano	Fitano
<b>2009</b>															
<b>B1</b>	1,63	1,88	1,47	1,49	1,44	1,63	1,26	1,20	0,73	0,62	0,30	0,32	0,14	0,57	0,57
<b>B2</b>	0,41	0,24	0,80	0,21	0,83	0,24	0,49	0,18	0,31	0,15	0,18	0,16	0,18	0,99	1,12
<b>B3</b>	0,11	0,04	0,35	0,07	0,48	0,07	0,27	0,06	<0,012	0,04	0,05	<0,012	0,03	0,28	0,52
<b>B4</b>	0,18	0,10	0,41	0,09	0,59	0,08	0,36	0,07	0,19	0,04	0,04	0,04	0,04	0,49	0,66
<b>B5</b>	0,36	0,19	0,80	0,19	1,07	0,20	0,62	0,15	0,37	0,10	0,12	0,09	0,10	1,06	1,27
<b>2010</b>															
<b>B1</b>	0,11	0,08	0,23	0,13	0,20	0,06	0,13	0,03	0,09	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,56	2,04
<b>B2</b>	0,05	0,20	0,96	0,39	1,06	0,25	0,58	0,21	0,34	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,62	2,51
<b>B3</b>	0,21	0,11	0,36	0,30	0,51	0,14	0,29	0,06	0,18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,63	0,66
<b>B4</b>	0,21	0,11	0,40	0,16	0,56	0,10	0,40	0,04	0,16	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,25	0,26
<b>B5</b>	0,21	0,11	0,40	0,16	0,53	0,11	0,33	0,05	0,14	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,29	0,31
<b>CE</b>	0,27	0,13	0,52	0,14	0,68	0,10	0,52	0,03	0,20	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,09	0,08
<b>CN</b>	0,26	0,11	0,57	0,13	0,62	0,09	0,45	0,04	0,18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,11	0,09
<b>CS</b>	0,21	0,08	0,39	0,12	0,53	0,07	0,38	0,05	0,16	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,09	0,06
<b>CW</b>	0,31	0,16	0,55	0,17	0,76	0,12	0,53	0,04	0,22	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,19	0,21
<b>PC</b>	0,23	0,09	0,41	0,11	0,59	0,08	0,43	0,03	0,17	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,08	0,07
<b>L1</b>	0,15	0,06	0,29	0,08	0,42	0,06	0,32	0,03	0,13	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,06	0,04
<b>L2</b>	0,28	0,11	0,55	0,15	0,73	0,12	0,55	0,05	0,22	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,09	0,08
<b>L3</b>	0,20	0,10	0,42	0,12	0,54	0,07	0,39	0,03	0,15	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,15	0,17
<b>L4</b>	0,36	0,15	0,66	0,18	0,93	0,12	0,69	0,06	0,27	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,07	0,07
<b>L5</b>	0,20	0,08	0,36	0,08	0,51	0,06	0,37	0,05	0,14	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,06	0,05
<b>L6</b>	0,22	0,08	0,44	0,09	0,67	0,07	0,49	0,04	0,17	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,08	0,06
<b>L7</b>	0,25	0,09	0,50	0,11	0,76	0,08	0,56	0,04	0,20	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,02	0,02
<b>L8</b>	0,30	0,11	0,66	0,12	0,98	0,10	0,67	0,04	0,22	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,02	0,03
<b>L9</b>	0,24	0,10	0,45	0,12	0,64	0,09	0,47	0,04	0,19	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,11	0,08
<b>L10</b>	0,28	0,10	0,51	0,14	0,72	0,10	0,53	0,04	0,21	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,13	0,07
<b>L11</b>	0,26	0,10	0,47	0,13	0,63	0,11	0,45	0,05	0,18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,09	0,07
<b>L12</b>	0,17	0,07	0,35	0,08	0,44	0,06	0,30	0,04	0,11	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,06	0,04
<b>PYN</b>	0,19	0,08	0,33	0,08	0,46	0,06	0,31	0,07	0,11	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,03	0,04
<b>PYE</b>	0,38	0,16	0,75	0,18	1,03	0,13	0,77	0,08	0,30	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,06	0,06
<b>PYS</b>	0,21	0,08	0,40	0,10	0,55	0,07	0,40	0,03	0,15	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,13	0,07
<b>PYW</b>	0,21	0,08	0,39	0,09	0,53	0,07	0,37	0,05	0,14	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,03	0,02
<b>PY</b>	0,26	0,10	0,48	0,11	0,70	0,08	0,51	0,04	0,19	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,05	0,05

2011															
<b>B1</b>	0,32	0,18	0,71	0,45	0,98	0,29	0,69	0,30	0,68	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,83	2,53
<b>B2</b>	0,96	0,49	1,92	0,99	2,24	0,60	1,43	0,57	0,88	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,18	2,16
<b>B3</b>	0,22	0,14	0,55	0,53	0,73	0,33	0,66	<0,012	0,45	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,62	1,08
<b>B4</b>	0,07	0,04	0,12	0,06	0,17	0,04	0,13	<0,012	<0,012	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,04	0,06
<b>B5</b>	0,10	0,05	0,17	0,11	0,25	0,09	0,20	<0,012	0,10	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,21	0,19
<b>CE</b>	0,27	0,12	0,56	0,14	0,77	0,11	0,60	0,05	0,22	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,07	0,07
<b>CN</b>	0,33	0,15	0,65	0,19	0,88	0,14	0,68	0,06	0,25	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,13	0,12
<b>CS</b>	0,28	0,12	0,61	0,15	0,78	0,11	0,60	0,12	0,22	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,05	0,05
<b>CW</b>	0,24	0,11	0,50	0,14	0,71	0,10	0,57	0,06	0,22	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,07	0,09
<b>PC</b>	0,31	0,14	0,63	0,16	0,89	0,13	0,70	0,06	0,26	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,11	0,08
<b>L1</b>	0,40	0,15	0,75	0,18	1,07	0,15	0,87	0,09	0,32	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,12	0,07
<b>L2</b>	0,37	0,17	0,71	0,18	1,02	0,14	0,83	0,07	0,31	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,01	0,07
<b>L3</b>	0,18	0,09	0,38	0,11	0,60	0,09	0,50	0,05	0,20	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,11	0,11
<b>L4</b>	0,33	0,13	0,60	0,15	0,86	0,12	0,68	0,07	0,25	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,15	0,14
<b>L5</b>	0,27	0,10	0,47	0,12	0,64	0,09	0,52	0,05	0,18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,07	0,06
<b>L6</b>	0,25	0,11	0,57	0,13	0,83	0,10	0,65	0,05	0,23	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,04	0,05
<b>L7</b>	0,26	0,11	0,49	0,12	0,71	0,09	0,55	0,05	0,19	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,04	0,05
<b>L8</b>	0,15	0,05	0,35	0,06	0,45	0,05	0,31	0,02	0,09	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,01	<0,002
<b>L9</b>	0,30	0,12	0,59	0,14	0,84	0,12	0,66	0,07	0,25	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,06	0,06
<b>L10</b>	0,29	0,12	0,55	0,15	0,83	0,12	0,69	0,07	0,27	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,03	0,04
<b>L11</b>	0,21	0,09	0,42	0,11	0,61	0,09	0,47	0,05	0,18	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,06	0,05
<b>L12</b>	0,21	0,09	0,43	0,11	0,62	0,09	0,48	0,06	0,19	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,04	0,03
<b>PYN</b>	0,19	0,08	0,38	0,11	0,61	0,09	0,50	0,05	0,19	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,07	0,06
<b>PYE</b>	0,19	0,07	0,35	0,09	0,49	0,07	0,39	0,04	0,15	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,11	0,09
<b>PYS</b>	0,17	0,07	0,35	0,08	0,45	0,07	0,36	0,03	0,13	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,03	0,03
<b>PYW</b>	0,17	0,07	0,33	0,08	0,46	0,06	0,36	0,03	0,13	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,07	0,08
<b>PY</b>	0,20	0,07	0,36	0,09	0,48	0,07	0,37	<0,012	0,13	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,07	0,09

n.d: no day dato

**Tabla 4.** Concentraciones totales de AHs (SAHs), % de Mezcla Compleja sin Resolver (UCM por su sigla en inglés), Sumatoria de n-alcanos (Sn-alcanos), pristano y fitano. También los valores de los índices diagnóstico: sumatoria de alcanos de cadenas de carbono mayor o igual a 24/Sumatoria de alcanos de cadena de carbono menor a 24 ( $C \geq 24 / C < 24$ ), pristano/fitano (Pri/Fit), pristano/n-alcanos de 17 carbonos (Pri/n-C<sub>17</sub>) y el Índice de Preferencia de Carbono (CPI, por su sigla en inglés).}

Sitios	S AHs	UCM (%)	S n-alcanos	$C \geq 24 / C < 24$	Pristano	Fitano	Pri/Fit	Pri/n-C <sub>17</sub>	CPI
<b>2009</b>									
<b>B1</b>	202,18	80,62	23,21	5,28	0,57	0,57	0,99	2,13	0,86
<b>B2</b>	176,44	85,74	6,91	3,15	0,99	1,12	0,89	4,48	2,70
<b>B3</b>	76,09	67,16	2,77	2,23	0,28	0,52	0,53	2,38	4,20
<b>B4</b>	256,34	93,41	3,78	2,32	0,49	0,66	0,75	2,78	3,71
<b>B5</b>	399,48	89,55	7,23	2,44	1,06	1,27	0,84	3,62	3,32
<b>2010</b>									
<b>L8</b>	19,50	78,83	3,87	9,26	0,02	0,03	0,82	0,67	6,08
<b>L7</b>	18,10	79,71	3,42	4,98	0,02	0,02	1,08	0,31	5,57
<b>L6</b>	23,10	81,02	3,59	2,37	0,08	0,06	1,29	0,57	5,33
<b>L5</b>	18,62	81,07	2,94	2,46	0,06	0,05	1,19	0,00	4,67
<b>PYN</b>	10,96	75,54	2,39	3,94	0,03	0,04	0,65	0,52	4,22
<b>PYE</b>	33,06	84,14	4,86	6,92	0,06	0,06	1,16	0,00	4,76
<b>PYS</b>	32,68	88,14	3,11	2,56	0,13	0,07	1,76	0,00	4,69
<b>PYW</b>	14,74	79,81	2,74	3,73	0,03	0,02	1,78	0,51	4,65
<b>PY</b>	20,76	81,68	3,33	4,75	0,05	0,05	1,11	0,53	5,02
<b>L4</b>	49,41	89,91	4,34	7,45	0,07	0,07	0,99	1,01	4,44
<b>L3</b>	66,20	93,24	2,82	4,31	0,15	0,17	0,87	1,95	4,06
<b>B1</b>	172,43	83,50	3,91	0,62	2,56	2,04	1,25	7,15	1,91
<b>B2</b>	446,32	89,79	9,34	1,20	2,62	2,51	1,04	4,62	2,42
<b>B3</b>	392,73	92,95	3,84	2,14	0,63	0,66	0,95	2,86	2,01
<b>B4</b>	180,21	93,33	3,23	3,01	0,25	0,26	0,94	1,88	3,32
<b>B5</b>	182,60	93,38	3,12	3,35	0,29	0,31	0,92	2,38	2,80
<b>CE</b>	51,46	88,90	4,30	2,14	0,09	0,08	1,07	1,00	4,22
<b>CN</b>	39,86	87,65	3,76	2,79	0,11	0,09	1,23	0,60	4,49
<b>CS</b>	35,30	88,82	3,00	2,96	0,09	0,06	1,50	0,00	4,17
<b>CW</b>	48,25	84,78	5,07	2,08	0,19	0,21	0,90	0,88	3,50
<b>PC</b>	27,56	85,01	3,33	2,65	0,08	0,07	1,18	0,72	4,58
<b>L2</b>	43,26	87,31	4,02	3,38	0,09	0,08	1,24	0,77	4,26

L1	18,03	83,80	2,33	2,76	0,06	0,04	1,66	0,71	4,59
L9	24,98	78,26	3,90	2,07	0,11	0,08	1,37	0,65	4,51
L10	24,26	79,74	3,97	3,07	0,13	0,07	1,76	0,75	4,44
L11	25,69	99,66	3,47	3,38	0,09	0,07	1,26	0,69	4,05
L12	30,54	90,51	2,38	3,19	0,06	0,04	1,42	0,70	4,71
<b>2011</b>									
L8	41,3	82,62	1,77	18,37	0	0	0	0	6,04
L7	11,6	66,72	3,53	4,48	0,04	0,05	0,93	0,34	4,69
L6	20,79	76,58	3,78	6,00	0,04	0,05	0,88	0,58	5,2
L5	25,05	77,37	3,49	3,75	0,07	0,06	1,09	0,69	4,51
PYN	30,62	84,42	2,94	4,68	0,07	0,06	1,12		4,62
PYE	27,66	80,15	2,88	2,55	0,11	0,09	1,14		4,46
PYS	30,85	83,27	2,25	5,73	0,03	0,03	0,92	0,7	4,72
PYW	40,38	79,64	2,53	2,89	0,07	0,08	0,88	0,77	4,81
PY	18,43	88,71	2,85	2,35	0,07	0,09	0,82	0,67	
L4	12,82	76,99	4,93	2,72	0,15	0,14	1,06		4,47
L3	36,48	80,10	3,29	2,81	0,11	0,11	1,02	0,78	4,48
B1	202,18	80,63	6,93	3,21	2,83	2,53	1,12	9,06	2,33
B2	176,44	85,74	13,8	5,11	2,18	2,16	1,01	5,79	2,56
B3	76,09	67,17	5,47	3,89	0,62	1,08	0,57	3,55	n.d.
B4	256,34	93,41	0,93	4,02	0,04	0,06	0,77	1,88	n.d.
B5	399,48	89,55	1,69	2,87	0,21	0,19	1,08	3,3	n.d.
CE	6,34	0,00	3,82	4,91	0,07	0,07	1,01	n.d.	4,68
CN	7,08	0,00	5,1	2,93	0,13	0,12	1,06	0,75	3,96
CS	22,12	82,78	3,59	11,85	0,05	0,05	0,94		4,4
CW	4,42	0,00	3,73	3,84	0,07	0,09	0,75	0,67	4,31
PC	33,4	81,11	4,67	3,74	0,11	0,08	1,52	0,86	4,38
L2	41,76	82,28	5,27	5,53	0	0,07	0	n.d.	4,08
L1	29,98	74,75	5,26	5,10	0,12	0,07	1,74	0,88	4,75
L9	29,21	80,97	3,78	8,96	0,06	0,06	0,98	0,92	4,92
L10	33,94	80,05	3,77	9,22	0,03	0,04	0,86	0,54	4,68
L11	21,89	78,25	3	4,70	0,06	0,05	1,2	0,83	4,56
L12	35,75	80,36	2,9	6,44	0,04	0,03	1,06	0,71	4,58

**Tabla 5.** Concentraciones de hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAH) (ng/g ss) correspondientes a los años 2009, 2010 y 2011.

	Naftaleno	Metilnaftalenos	Bifenil	Etilnaftaleno	Dimetilnaftalenos	Acenaftileno	Acenafteno	Trimetilnaftaleno	Fluoreno	Metilfluoreno	Dibenzotiofeno	Fenantreno	Antraceno	Dimetilfluoreno	Metildibenzotiofeno	Metilfenantreno	Dimetildibenzotiofeno	Dimetilfenantreno
<b>2009</b>																		
<b>B1</b>	7,71	8,45	1,95	2,86	40,6	<3.70	<1.3	110	3,99	37,8	6,41	68,2	7,50	31,9	20,2	99,4	54,9	62,4
<b>B2</b>	337	301	56,4	68,7	633	14,2	355	808	298	324	141	2529	158	202	120	1064	155	325
<b>B3</b>	22,7	34,2	6,36	7,67	82,6	4,14	7,22	102	9,24	48,9	10,5	95,7	18,5	38,0	11,6	113	55,6	101
<b>B4</b>	8,48	9,13	2,25	<2.6	21,2	<3.70	<1.3	30,6	2,37	11,1	2,79	18,9	4,78	10,3	2,59	31,0	11,9	31,9
<b>B5</b>	20,2	25,0	5,59	5,94	64,4	7,33	3,67	72,9	7,10	28,5	6,53	59,7	11,8	21,6	7,20	80,4	48,6	56,6
<b>2010</b>																		
<b>B1</b>	12,8	86,4	12,5	91,8	1548	8,68	8,78	3445	35,1	549	62,4	153	7,11	618	186	940	48,9	1631
<b>B2</b>	88,1	232	43,8	133	1706	26,9	14,9	2830	63,0	446	111	288	38,3	702	220	1561	84,7	2899
<b>B3</b>	18,2	29,5	8,90	30,2	299	6,30	7,30	889	18,4	153	54,8	47,0	7,93	211	92,7	371	37,2	782
<b>B4</b>	8,70	10,2	2,83	2,7	28,2	5,83	<1,3	23,1	2,3	8,14	2,05	15,4	4,36	7,13	1,48	21,4	<1,30	24,9
<b>B5</b>	7,04	8,86	2,52	<2,6	22,3	7,27	1,40	18,0	2,36	8,52	1,8	24,4	5,53	5,81	<1,30	27,2	<1,30	32,9
<b>CE</b>	9,76	31,1	6,89	6,07	69,0	4,93	1,51	28,6	4,24	9,43	<1,30	19,4	6,52	4,09	<1,30	33,3	<1,30	29,8
<b>CN</b>	16,6	29,0	6,69	6,38	70,6	12,9	1,41	23,1	4,94	10,4	1,5	26,2	12,1	6,43	<1,30	31,0	<1,30	29,6
<b>CS</b>	7,25	17,6	3,78	3,89	38,3	4,90	<1,3	15,9	2,32	5,08	<1,30	11,0	2,56	2,05	<1,30	12,4	<1,30	10,6
<b>CW</b>	9,51	20,6	5,24	5,49	59,4	<3,70	<1,3	23,9	2,98	8,81	<1,30	11,1	2,52	4,30	<1,30	20,8	<1,30	28,8
<b>PC</b>	5,51	20,4	3,43	3,77	38,6	<3,70	<1,3	20,2	2,31	5,39	<1,30	7,4	1,16	1,93	<1,30	9,64	<1,30	8,96
<b>L1</b>	2,5	9,38	2,15	<2,6	25,9	<3,70	<1,3	12,6	1,60	2,83	<1,30	5,42	1,28	<1,3	<1,30	6,99	<1,30	5,41
<b>L2</b>	22,8	28,7	5,41	5,38	50,7	29,8	2,79	24,3	4,40	10,1	1,9	46,5	16,5	4,19	<1,30	53,7	<1,30	39,5
<b>L3</b>	5,21	7,76	1,96	<2,6	15,8	<3,70	<1,3	12,4	<1,3	5,04	<1,30	6,0	1,59	3,78	<1,30	11,8	<1,30	15,6

<b>L4</b>	7,66	9,36	2,36	<2,6	16,3	<3,70	<1,3	7,4	<1,3	3,10	<1,30	4,49	<1,1	1,33	<1,30	7,21	<1,30	8,18
<b>L5</b>	6,74	20,8	3,38	3,23	34,9	<3,70	<1,3	15,8	2,00	3,31	<1,30	5,59	<1,1	<1,3	<1,30	6,78	<1,30	5,44
<b>L6</b>	6,72	18,5	3,07	2,84	29,1	<3,70	<1,3	18,2	2,41	5,90	<1,30	7,51	<1,1	2,2	<1,30	8,50	<1,30	5,64
<b>L7</b>	6,41	14,0	2,22	<2,6	19,8	<3,70	<1,3	11,2	1,51	2,53	<1,30	5,45	<1,1	<1,3	<1,30	6,28	<1,30	3,82
<b>L8</b>	5,50	5,39	1,83	<2,6	9,6	<3,70	<1,3	3,4	<1,3	1,86	<1,30	4,89	1,22	<1,3	<1,30	8,04	<1,30	3,90
<b>L9</b>	5,48	18,8	3,60	3,88	42,7	<3,70	<1,3	24,8	3,06	5,23	<1,30	15,3	2,39	2,39	<1,30	17,8	<1,30	12,6
<b>L10</b>	5,99	13,0	2,44	<2,6	23,4	<3,70	<1,3	13,4	1,60	3,77	<1,30	8,01	1,78	1,84	<1,30	10,8	<1,30	10,9
<b>L11</b>	7,45	14,8	2,63	<2,6	29,4	5,8	<1,3	14,2	2,3	5,06	<1,30	16,2	6,01	2,31	<1,30	21,4	<1,30	20,1
<b>L12</b>	16,2	10,3	2,83	<2,6	21,8	15,1	1,7	16,4	3,1	6,74	1,8	34,4	14,2	3,80	<1,30	46,1	<1,30	37,8
<b>PY</b>	5,72	8,36	1,63	<2,6	11,2	<3,70	<1,3	7,2	<1,3	2,79	<1,30	4,76	<1,1	<1,3	<1,30	4,97	<1,30	3,40
<b>PYE</b>	6,46	6,56	2,24	<2,6	13,1	<3,70	<1,3	9,64	<1,3	3,70	<1,30	5,94	<1,1	1,52	<1,30	7,75	<1,30	7,70
<b>PYS</b>	5,31	12,7	2,47	3,45	44,5	<3,70	<1,3	52,3	2,50	7,89	<1,30	8,14	1,21	3,28	<1,30	13,7	<1,30	10,6
<b>PYW</b>	8,85	19,1	3,89	3,45	33,6	<3,70	<1,3	14,5	1,81	3,67	<1,30	5,44	<1,1	<1,3	<1,30	7,03	<1,30	5,05
<b>PY</b>	3,62	4,20	1,48	<2,6	9,48	<3,70	<1,3	8,43	<1,3	2,71	<1,30	4,29	<1,1	1,51	<1,30	6,80	<1,30	6,44
<b>2011</b>																		
<b>B1</b>	9,54	47,8	6,25	55,2	586	10,8	9,11	2946	39,2	428	40,7	48,9	11,4	720	271	530	1207	1951
<b>B2</b>	12,8	41,2	7,39	13,6	177	5,89	4,26	350	12,0	62,6	21,6	99,5	17,7	226	77,2	349	489	948
<b>B3</b>	1,83	14,2	2,37	5,68	56,2	<3,70	3,53	209	9,34	41,6	10,5	46,4	7,06	150	61,8	94,6	730	344
<b>B4</b>	<1,6	15,1	3,52	3,60	54,3	<3,70	35,4	38,1	44,0	27,9	12,6	210	100	11,0	2,00	188	5,07	93,5
<b>B5</b>	<1,6	5,65	<1,3	<2,6	15,2	3,89	<1,3	21,8	1,48	7,04	<1,30	10,9	4,95	5,36	1,33	24,5	10,9	34,2
<b>CE</b>	4,72	11,7	1,96	<2,6	20,5	<3,70	<1,3	19,4	1,59	4,65	<1,30	8,12	1,27	3,14	<1,30	12,1	3,11	10,8
<b>CN</b>	7,12	18,4	3,19	3,13	37,9	<3,70	<1,3	40,7	3,00	9,09	1,82	18,4	4,73	6,81	2,48	26,9	7,56	22,1
<b>CS</b>	2,21	6,94	1,42	<2,6	11,3	<3,70	<1,3	9,38	<1,3	3,26	<1,30	6,76	1,75	2,47	<1,30	12,1	4,69	10,0
<b>CW</b>	3,98	12,0	2,14	<2,6	21,3	<3,70	<1,3	19,5	1,62	5,00	<1,30	8,77	<1,1	4,42	1,34	15,0	5,68	13,6
<b>PC</b>	4,53	13,5	2,33	<2,6	26,1	<3,70	<1,3	25,7	1,91	6,09	<1,30	11,0	2,23	4,35	1,83	16,5	4,64	13,6
<b>L1</b>	5,50	12,4	1,95	<2,6	19,8	<3,70	<1,3	18,7	1,73	5,01	<1,30	11,2	2,61	3,22	1,63	14,9	3,38	10,6
<b>L2</b>	4,60	5,98	<1,3	<2,6	8,77	5,43	<1,3	8,76	1,63	4,44	<1,30	16,1	7,70	3,81	2,00	23,8	4,62	18,9
<b>L3</b>	3,43	13,9	2,47	<2,6	29,0	<3,70	<1,3	28,5	2,27	7,98	<1,30	9,15	1,37	6,06	<1,30	19,0	4,64	14,5
<b>L4</b>	5,78	18,7	3,20	3,50	39,7	<3,70	<1,3	44,3	2,79	10,1	<1,30	13,1	1,53	6,37	1,48	18,3	5,63	13,6

<b>L5</b>	3,36	11,4	2,12	<2,6	20,8	<3,70	<1,3	14,7	1,40	3,33	<1,30	4,70	<1,1	2,61	<1,30	9,05	2,50	6,00
<b>L6</b>	5,32	16,4	2,37	<2,6	26,6	<3,70	<1,3	25,4	1,84	4,78	<1,30	5,87	<1,1	3,00	<1,30	11,6	3,27	8,07
<b>L7</b>	3,93	10,0	1,45	<2,6	15,2	<3,70	<1,3	15,7	1,38	3,98	<1,30	6,65	<1,1	2,26	<1,30	11,0	<1,30	6,62
<b>L8</b>	3,00	6,43	<1,3	<2,6	7,92	<3,70	<1,3	6,63	<1,3	2,52	<1,30	7,69	2,04	1,38	<1,30	14,7	<1,30	5,38
<b>L9</b>	6,25	10,6	2,64	<2,6	18,1	4,18	<1,3	18,5	2,30	6,28	<1,30	21,9	5,30	5,31	<1,30	28,3	3,33	28,1
<b>L10</b>	6,49	9,32	1,53	<2,6	14,1	<3,70	<1,3	14,2	<1,3	3,66	<1,30	7,36	2,13	2,58	<1,30	12,0	<1,30	9,73
<b>L11</b>	6,55	10,3	1,65	<2,6	17,3	<3,70	<1,3	18,8	1,31	4,08	<1,30	7,72	1,70	2,63	<1,30	11,2	1,58	8,45
<b>L12</b>	8,86	8,55	1,49	<2,6	11,9	<3,70	<1,3	14,5	1,37	4,71	<1,30	9,19	2,63	3,29	<1,30	13,1	<1,30	8,82
<b>PY</b>	24,0	38,9	6,01	4,33	50,8	6,39	1,32	35,3	3,29	8,44	1,79	27,5	5,71	5,06	<1,30	30,8	3,45	18,0
<b>PYE</b>	6,93	13,1	2,40	<2,6	27,6	<3,70	<1,3	37,0	1,99	7,03	<1,30	10,6	1,18	4,10	<1,30	13,3	1,36	8,84
<b>PYS</b>	5,59	6,80	<1,3	<2,6	9,20	<3,70	<1,3	9,10	<1,3	2,80	<1,30	5,93	1,18	1,67	<1,30	9,22	<1,30	5,20
<b>PYW</b>	4,70	9,65	1,66	<2,6	17,0	<3,70	<1,3	21,0	1,57	5,29	<1,30	8,35	<1,1	3,39	<1,30	12,9	1,49	7,77
<b>PY</b>	4,95	10,8	2,06	<2,6	20,8	<3,70	<1,3	26,5	1,80	6,51	<1,30	10,0	1,21	4,47	<1,30	14,7	1,88	10,4

	Pireno	Metilfluoranteno	Reteno	Metilpireno	Benzo(c)fenantreno	Benzo(a)antraceno	Criseno	Metilcriseno	Dimetilcriseno	Benzo(b)fluoranteno	Benzo(j)fluoranteno	Benzo(k)fluoranteno	Benzo(e)pireno	Benzo(a)pireno	Perileno	Indeno[1,2,3-c,d]pireno	Dibenzo(a,h)antraceno	Benzo(b)criseno	Benzo(g,h,i)perileno	Coroneno
<b>2009</b>																				
<b>B1</b>	132	56,4	6,2	47,5	12,4	65,9	128	88,1	38,4	57,7	84,5	64,8	90,1	150	39,6	69,3	2,70	1,66	87,9	12,4
<b>B2</b>	1624	589	55,6	441	118	491	1137	602	265	724	724	478	688	1064	775	784	165	84,9	757	75,7
<b>B3</b>	166	102	33,2	191	15,3	58,9	164	283	267	123	92	80	131	128	230	126	32,6	16,6	118	26,1
<b>B4</b>	45,7	29,2	12,0	30,8	5,33	24,7	59,8	84,0	65,3	39,1	38,0	31,6	45,1	56,3	104	44,1	9,62	5,52	46,0	8,41
<b>B5</b>	125	73,7	22,6	67,0	13,6	70,9	154	158	118	106	98	75	121	163	96,3	133	29,8	16,1	133	22,6
<b>2010</b>																				
<b>B1</b>	137	172	47,2	225	10,6	54,3	180	303	353	71,9	76,1	59,2	90,1	86,9	90,6	88,0	20,2	9,92	85,8	15,9
<b>B2</b>	438	428	204	706	5,82	186	666	1490	1469	305	234	223	336	383	367	343	24,1	44,2	387	82,6
<b>B3</b>	103	106	59,2	207	7,01	29,7	183	381	417	72,5	87,2	76,6	109	83,7	434	96,9	26,3	12,0	100	9,89
<b>B4</b>	46,1	26,3	5,41	21,9	4,02	23,2	50,7	45,4	15,9	42,9	34,7	33,6	46,6	64,4	109	58,2	11,3	8,1	54,4	14,2
<b>B5</b>	70,5	36,6	6,89	28,1	7,10	41,1	74,7	51,8	36,6	41,1	57,2	67,0	58,1	93,7	46,1	81,3	15,8	12,5	80,9	17,4
<b>CE</b>	81,1	80,1	5,35	28,7	11,7	79,0	126	50,1	21,2	46,4	40,5	69,7	74,4	112	115	82,9	24,8	17,2	75,6	5,18
<b>CN</b>	67,0	34,1	2,86	19,0	5,52	32,4	55,0	25,3	13,3	30,9	39,2	35,9	37,1	60,3	113	43,7	8,27	7,13	46,5	10,2
<b>CS</b>	25,2	14,2	<1,30	11,7	2,69	13,5	22,5	15,6	9,9	12,1	19,4	19,6	19,8	27,3	105	23,8	4,91	3,51	23,1	5,00
<b>CW</b>	24,1	13,3	3,94	11,2	2,02	10,5	20,8	14,6	10,7	10,4	8,81	11,9	14,4	18,4	96,0	14,2	2,84	1,91	15,2	3,46
<b>PC</b>	12,4	7,54	1,48	5,97	5,64	4,97	10,7	7,02	4,19	6,33	6,63	7,18	8,12	11,0	78,8	8,96	1,54	1,11	10,0	3,34
<b>L1</b>	12,7	7,22	<1,30	6,5	<1,20	6,2	11,3	4,88	2,59	5,21	8,38	6,64	8,11	11,6	47,4	9,1	1,56	1,31	8,43	1,28
<b>L2</b>	171,5	95,0	2,9	49,2	17,5	89,0	155	72,4	29,1	103	145	120	120	204	129	152	33,7	31,2	146	27,7
<b>L3</b>	15,1	9,92	2,48	9,14	1,63	7,08	13,4	10,3	9,5	10,1	7,78	11,8	11,5	14,7	81,5	12,7	2,54	1,67	12,6	3,34
<b>L4</b>	10,9	5,93	1,49	5,12	<1,20	4,10	8,63	5,97	4,33	6,19	5,63	6,38	6,89	6,3	93,2	6,99	1,21	<1,10	7,21	2,84
<b>L5</b>	5,81	3,01	<1,30	2,58	<1,20	1,92	5,33	3,15	1,89	2,75	2,84	3,19	3,57	3,5	67,9	3,6	<1,00	<1,10	4,04	1,92
<b>L6</b>	9,42	5,15	1,35	4,38	<1,20	4,41	6,93	3,27	<1,20	3,60	4,63	4,35	5,24	5,1	69,2	4,5	<1,00	<1,10	5,82	1,77
<b>L7</b>	9,38	5,60	<1,30	3,79	<1,20	3,76	7,51	3,19	<1,20	3,97	4,42	4,31	4,43	4,6	73,0	4,5	<1,00	<1,10	5,09	1,68
<b>L8</b>	17,5	10,8	<1,30	7,54	1,72	7,51	14,2	5,29	<1,20	6,51	6,89	7,29	8,51	11,4	65,5	7,26	1,64	1,21	7,69	1,56
<b>L9</b>	34,6	19,4	1,61	11,8	3,35	18,18	30,9	15,1	6,65	21,1	18,8	22,4	22,9	34,4	87,5	25,9	4,59	3,73	22,1	5,49

<b>10</b>	18,2	9,35	1,86	6,72	1,73	8,02	15,5	8,12	6,36	7,49	10,1	12,5	12,5	15,5	97,0	13,2	2,23	1,73	13,2	3,27
<b>L11</b>	54,2	32,2	2,23	16,3	4,98	31,2	48,9	19,7	5,7	24,9	33,2	39,5	37,1	60,5	106	48,6	9,03	8,2	47,1	10,7
<b>L12</b>	143,5	87,0	4,70	39,2	13,3	85,7	124,1	47,6	20,2	69,0	83,2	91,7	91,0	158,3	101	114,4	26,3	20,8	110	15,7
<b>PY</b>	3,91	2,53	<1,30	1,36	<1,20	1,31	3,28	1,26	<1,20	3,67	3,37	3,62	2,52	1,47	66,2	2,5	<1,00	<1,10	3,03	<1,20
<b>YE</b>	10,66	5,53	1,59	4,55	<1,20	3,62	8,36	5,06	3,01	4,21	5,15	6,30	6,48	6,15	96,1	6,03	1,10	<1,10	6,66	1,67
<b>PYS</b>	15,7	8,73	2,11	7,42	1,56	5,90	11,1	5,80	2,33	5,17	6,98	6,69	7,34	8,98	91,5	6,61	1,19	<1,10	6,59	2,16
<b>PYW</b>	7,65	4,84	<1,30	3,95	3,61	3,32	7,10	4,49	2,20	4,21	4,40	4,72	5,34	5,42	102,9	4,27	<1,00	<1,10	5,92	2,04
<b>PY</b>	8,65	3,93	1,39	3,37	<1,20	2,65	6,78	3,98	2,05	4,75	4,35	3,80	4,81	4,80	90,1	4,89	<1,00	<1,10	4,92	2,04
<b>2011</b>																				
<b>B1</b>	209	201	72,1	304	19,1	78,9	224	406	430	67,0	117	97,4	126	118	85,4	100,0	20,3	11,7	113	26,7
<b>B2</b>	215	151	70,98	312	19,3	86,3	238	580	578	66,1	83,8	91,5	156	149	161	120	33,3	16,6	142	41,9
<b>B3</b>	137	95,6	58,0	122	14,2	51,3	110	211	220	87,6	70,3	70,5	96,9	74,8	441	79,5	18,8	8,71	87,4	15,2
<b>B4</b>	393	342	3,38	80,7	41,8	280	368	234	60,8	137	170	175	194	303	96,3	185	62,6	42,8	162,0	21,5
<b>B5</b>	60,7	30,6	3,73	25,2	4,95	28,4	50,6	45,1	28,4	39,8	27,6	31,1	44,3	58,8	42,5	44,8	9,30	7,16	49,0	9,03
<b>CE</b>	14,5	7,70	5,88	5,85	1,43	5,17	13,65	8,23	4,64	5,62	5,81	6,57	6,84	8,97	160	3,07	<1,00	<1,10	4,94	<1,20
<b>CN</b>	45,7	26,0	4,25	14,4	4,43	22,0	37,3	23,4	12,7	13,7	21,0	20,8	29,6	38,4	147	21,95	2,90	2,33	27,64	2,96
<b>CS</b>	19,3	11,5	1,59	10,2	2,55	7,69	17,7	12,0	9,47	7,86	5,96	7,77	10,5	12,2	194	7,26	1,21	<1,10	9,14	1,54
<b>CW</b>	16,4	8,6	2,44	7,26	1,83	7,06	13,0	10,9	8,30	5,02	9,63	9,66	10,5	12,9	123	8,49	1,28	<1,10	9,02	<1,20
<b>PC</b>	19,9	11,2	2,78	7,96	2,26	8,52	18,5	10,9	6,79	10,7	11,0	11,8	12,0	13,1	153	8,57	1,24	<1,10	10,1	1,96
<b>L1</b>	26,3	13,5	1,42	8,80	2,40	11,4	23,5	13,6	7,24	9,96	10,9	13,7	16,8	24,1	136	13,5	2,11	1,45	15,7	2,95
<b>L2</b>	65,7	32,9	4,22	17,7	5,75	32,6	56,1	27,6	11,6	23,0	34,8	35,1	40,7	59,3	130	36,6	6,18	4,30	41,3	7,17
<b>L3</b>	15,9	9,38	2,96	6,50	1,50	6,99	12,4	10,3	7,74	6,10	10,0	11,1	10,3	12,1	77,0	8,70	1,60	<1,10	9,46	2,03
<b>L4</b>	14,6	7,83	3,09	6,18	1,60	5,44	13,4	8,62	6,04	4,96	5,94	5,83	8,67	7,45	135	6,39	1,07	<1,10	7,50	1,74
<b>L5</b>	9,64	5,83	<1,30	3,96	<1,20	3,26	8,94	5,22	2,98	3,07	3,66	3,54	5,98	4,56	92,2	3,34	<1,00	<1,10	4,08	<1,20
<b>L6</b>	8,35	4,20	2,25	3,84	<1,20	2,71	7,41	4,81	2,83	2,66	3,38	3,18	4,77	4,06	98,0	2,80	<1,00	<1,10	3,52	<1,20
<b>L7</b>	11,9	7,12	2,16	5,27	1,46	4,53	10,5	5,16	2,37	5,91	4,26	3,73	7,24	7,27	105	4,77	<1,00	<1,10	5,82	<1,20
<b>L8</b>	29,5	17,4	<1,30	11,9	3,63	12,4	23,7	10,8	2,59	11,5	8,51	9,55	14,78	19,87	106	8,26	1,28	<1,10	9,51	1,26
<b>L9</b>	55,6	29,6	2,89	20,3	5,01	25,7	50,8	33,3	18,5	34,8	25,3	29,3	35,9	49,8	116	29,2	4,95	3,26	33,48	3,22
<b>L10</b>	22,5	12,4	<1,30	7,78	2,18	10,6	21,5	12,7	6,95	9,52	11,0	12,0	16,4	21,8	101	12,65	2,09	1,20	14,85	2,15
<b>L11</b>	18,7	10,1	1,39	7,14	1,98	8,58	17,7	11,1	5,93	14,5	15,1	15,1	15,2	20,0	102	13,50	2,30	1,49	14,33	2,24
<b>L12</b>	29,1	18,0	1,47	12,9	7,90	16,6	24,5	14,4	7,11	10,7	14,2	14,4	20,5	28,3	97,1	19,1	3,43	2,12	22,0	2,78
<b>PY</b>	64,2	29,5	2,27	21,8	5,78	23,5	46,4	31,2	15,9	42,0	30,7	36,6	42,3	62,2	74,0	40,5	7,82	5,28	40,9	4,23
<b>PYE</b>	13,1	6,64	1,78	5,60	1,50	5,07	11,2	7,40	4,58	4,92	6,70	6,00	8,37	9,13	84,8	6,34	<1,00	<1,10	6,92	<1,20

<b>PYS</b>	13,1	8,05	<1,30	6,05	1,58	5,19	11,3	7,40	3,38	4,90	3,61	4,88	6,57	9,08	98,6	4,96	<1,00	<1,10	6,15	<1,20
<b>PYW</b>	12,6	7,37	1,67	5,97	1,37	4,80	10,6	6,00	3,03	3,37	3,87	3,88	6,65	7,04	95,7	4,24	<1,00	<1,10	5,11	<1,20
<b>PY</b>	12,4	7,88	2,09	5,54	1,57	4,82	10,9	6,45	3,17	3,92	4,64	5,54	7,37	8,35	100,7	4,88	<1,00	<1,10	5,49	<1,20

**Tabla 6.** Concentración total de PAHs (Total PAHs) (ng/g ss) e índices diagnósticos: fenatreno/antraceno (Phe/Ant), Fluoreno/Fluoreno+Pireno (Flu/Flu+Pir), Hidrocarburos de bajo peso molecular/hidrocarburos de alto peso molecular (LMW/HMW) correspondientes a 2009, 2010 y 2011.

Sitios	Total PAHs	Phe/Ant	Flu/Flu+Pyr	LMW/HMW
<b>2009</b>				
<b>B1</b>	1967,79	9,10	0,55	0,41
<b>B2</b>	21740,77	15,97	0,58	0,57
<b>B3</b>	3300,83	5,18	0,47	0,30
<b>B4</b>	1037,45	3,95	0,50	0,25
<b>B5</b>	2467,52	5,08	0,53	0,28
<b>2010</b>				
<b>L8</b>	250,43	4,01	0,46	0,22
<b>L7</b>	222,14	4,95	0,48	0,50
<b>L6</b>	258,9	6,83	0,46	0,76
<b>L5</b>	231,69	5,08	0,49	0,89
<b>PYN</b>	155,41	4,33	0,52	0,49
<b>PYE</b>	257,55	5,40	0,47	0,34
<b>PYS</b>	383,26	6,73	0,42	0,78
<b>PYW</b>	290,89	4,95	0,48	0,59
<b>PY</b>	214	3,90	0,44	0,31
<b>L4</b>	267,25	4,08	0,47	0,34
<b>L3</b>	350,11	3,77	0,49	0,33
<b>B1</b>	11760,54	21,52	0,51	4,08
<b>B2</b>	20190,24	7,54	0,47	1,32
<b>B3</b>	5746,38	5,93	0,44	1,14
<b>B4</b>	935,98	3,53	0,52	0,22
<b>B5</b>	1185,29	4,41	0,55	0,17
<b>CE</b>	1526,82	2,97	0,58	0,21
<b>CN</b>	1054,6	2,17	0,54	0,38
<b>CS</b>	540,45	4,29	0,49	0,34
<b>CW</b>	537,88	4,38	0,52	0,61
<b>PC</b>	343,15	6,38	0,48	0,60
<b>L2</b>	2425,99	2,82	0,52	0,17
<b>L1</b>	251,14	4,23	0,54	0,43
<b>L9</b>	606,44	6,40	0,52	0,35
<b>L10</b>	380,89	4,50	0,52	0,34
<b>L11</b>	851,58	2,69	0,54	0,21
<b>L12</b>	1845,42	2,42	0,54	0,14
<b>2011</b>				
<b>L8</b>	383,58	3,77	0,44	0,18
<b>L7</b>	284,84	6,05	0,48	0,38
<b>L6</b>	282,24	5,34	0,49	0,69
<b>L5</b>	251,7	4,27	0,46	0,49
<b>PYN</b>	957,02	4,81	0,48	0,40
<b>PYE</b>	336,07	9,00	0,45	0,67
<b>PYS</b>	260,96	5,03	0,42	0,28
<b>PYW</b>	289,11	7,59	0,44	0,49
<b>PY</b>	321,8	8,31	0,44	0,56
<b>L4</b>	454,29	8,55	0,51	0,71
<b>L3</b>	378,75	6,68	0,48	0,6

<b>B1</b>	11886,356	4,28	0,4	3
<b>B2</b>	6368,54	5,63	0,4	0,84
<b>B3</b>	4003,212	6,57	0,52	0,81
<b>B4</b>	4845,132	2,1	0,62	0,21
<b>B5</b>	850,1	2,2	0,5	0,21
<b>CE</b>	385,53	6,39	0,48	0,37
<b>CN</b>	782,37	3,88	0,52	0,37
<b>CS</b>	436,49	3,86	0,44	0,2
<b>CW</b>	396,65	7,97	0,5	0,41
<b>PC</b>	476,91	4,92	0,5	0,39
<b>L2</b>	862,65	2,09	0,53	0,16
<b>L1</b>	496,59	4,27	0,52	0,29
<b>L9</b>	831,57	4,14	0,53	0,24
<b>L10</b>	408,99	3,46	0,52	0,26
<b>L11</b>	410,36	4,54	0,5	0,29
<b>L12</b>	480,21	3,49	0,47	0,23

---

**Tabla 7.** Matriz de correlación de Pearson realizada para las variables abióticas, índices diagnósticos de AHs y PAHs seleccionados. Se marcan en negrita aquellas que fueron significativas.

	S <sup>AHs</sup>	%UCM	S n-alkanes	C <sub>≥24</sub> /C <sub>&lt;24</sub>	Pri/Phy	pri/n-C17	CPI	Total PAHs	Phe/Ant	Flu/Flu+Pyr	LMW/HMW	Arena %	MOT (%)	PRT (mg/g)	CHO (mg/g)	Salinidad	OD (mg/L)	C/S
S AHs		0,104	<b>0,006</b>	<b>0,038</b>	0,433	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	<b>0,042</b>	0,165	0,070	<b>0,000</b>	0,782	<b>0,004</b>	0,274	0,172	<b>0,000</b>	<b>0,029</b>
%UCM			0,670	0,785	0,407	0,306	0,689	0,605	0,435	0,158	0,624	0,304	0,235	0,779	0,992	0,062	0,717	0,081
S n-alkanes				0,187	0,636	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	0,785	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	0,214	<b>0,000</b>	<b>0,007</b>	0,464	<b>0,000</b>	0,451
C <sub>≥24</sub> /C <sub>&lt;24</sub>					0,303	<b>0,039</b>	<b>0,001</b>	0,129	0,151	0,297	0,101	0,167	0,133	0,283	0,492	0,659	0,144	0,051
Pri/Phy						0,987	0,835	0,853	0,918	0,247	0,824	0,818	0,736	0,766	0,672	0,068	0,271	0,495
pri/n-C17							<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	0,345	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	0,658	<b>0,000</b>	0,088	0,223	<b>0,000</b>	0,117
CPI								<b>0,000</b>	<b>0,001</b>	0,127	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	0,306	<b>0,001</b>	0,137	0,518	<b>0,000</b>	0,077
Total PAHs									<b>0,000</b>	0,734	<b>0,001</b>	<b>0,002</b>	0,053	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	0,385	<b>0,000</b>	0,099
Phe/Ant										0,086	<b>0,000</b>	<b>0,003</b>	0,267	<b>0,000</b>	0,047	<b>0,008</b>	<b>0,005</b>	0,063
Flu/Flu+Pyr											0,350	0,559	0,678	0,816	0,888	<b>0,000</b>	0,152	0,122
LMW/HMW												<b>0,003</b>	0,858	<b>0,010</b>	0,612	0,058	0,006	0,282
Arena %													0,145	<b>0,010</b>	0,597	0,140	<b>0,000</b>	0,348
MOT (%)														<b>0,019</b>	<b>0,001</b>	0,219	0,396	0,876
PRT (mg/g)															<b>0,000</b>	0,419	<b>0,001</b>	0,149
CHO (mg/g)																0,728	0,217	0,526
Salinidad																	0,687	<b>0,000</b>
OD (mg/L)																		0,701
C/S																		

**Tabla 8.** Lista de especies de invertebrados de macrofauna bentónica encontrados durante los tres períodos de muestreo (2009, 2010 y 2011) en la costa de Montevideo.

<b>Phylum</b>	<b>Clase</b>	<b>Taxa</b>	
Mollusca	Bivalvia	<i>Erodona mactroides</i> <i>Macra isabelleana</i>	<b>Bosc 1802</b> <b>d'Orbigny 1846</b>
	Gasterópoda	<i>Heleobia australis</i>	<b>d'Orbigny, 1835</b>
Arthropoda	Crustácea	Cumacea indet.	<b>Kroyer 1846</b>
	Malacostraca	Decapoda indet.	<b>Latreille 1802</b>
		Amphipodo indet.	<b>Latreille, 1816</b>
		<i>Cyrtograpsus angulatus</i>	<b>Dama 1851</b>
Annelida	Clitellata	<i>Bothrionerum sp.</i>	<b>Stoic 1886</b>
		Hirudineos indet.	<b>Lamarck 1818</b>
	Polychaeta	<i>Alitta succinea</i>	<b>Frey y Leuckart 1847</b>
		<i>Glycinde multidentis</i>	<b>Grube 1862</b>
		<i>Heteromastus filiformis</i>	<b>Claparède 1864</b>
		<i>Kinbergonuphis sp.</i>	<b>Fauchald 1982</b>
		<i>Laeonereis culveri</i>	<b>Webster 1879</b>
		<i>Malacoceros sp.</i>	<b>Quatrefages, 1843</b>
		<i>Nephtys fluviatilis</i>	<b>Monro 1937</b>
		<i>Notomastus sp.</i>	
		<i>Parandalia sp.</i>	<b>Emerson y Fauchald 1971</b>
		<i>Polydora sp.</i>	
		<i>Sigambra cf. grubei</i>	<b>Grube 1858</b>
		<i>Spionidae sp.</i>	<b>Grube 1850</b>
		<i>Glyceridae (Hemipodus)</i>	<b>Quatrefages, 1865</b>
<i>Oweniidae sp.</i>			

**Tabla 9:** Media de índices bióticos (riqueza, índice de diversidad de Simpson, índice de diversidad de Shannon-Wiener, equitatividad y abundancia de *H. australis*) y desvío estándar de cada sitio de la costa de Montevideo para cada año de muestreo.

Sitios	Riqueza (S)	Simpson		Shannon-wiener (H)		Equitatividad (Eq)		Ab. <i>H. Australis</i>		
	ds S	Simpson	ds Simpson	Shannon-wiener (H)	ds H	Eq	ds Eq	Ab. <i>H. Australis</i>	ds Ab. <i>H. Australis</i>	
<b>B2</b>	1	0	0	0	0	0	1	0	0,67	1,15
<b>B3</b>	3,67	0,57	0,49	0,29	0,91	0,50	0,71	0,22	18,00	14,53
<b>B4</b>	3,67	0,57	0,19	0,08	0,38	0,15	0,40	0,008	385,33	383,98
<b>B5</b>	7,67	3,51	0,38	0,25	0,72	0,43	0,29	0,03	314,00	207,74
<b>2010</b>										
<b>L8</b>	3,67	0,88	0,53	0,02	0,88	0,06	0,67	0,13	35,00	8,544
<b>L7</b>	3	0,38	0,19	0,07	0,38	0,12	0,49	0,06	209,33	13,65
<b>L6</b>	1,67	0,12	0,05	0,05	0,12	0,10	0,73	0,23	42,67	19,5
<b>L5</b>	1,67	0,05	0,02	0,01	0,05	0,05	0,69	0,26	179,00	53,33
<b>PYN</b>	3	0,77	0,45	0,10	0,77	0,15	0,73	0,11	18,00	3,60
<b>PYE</b>	2,33	0,03	0,01	0,006	0,03	0,01	0,46	0,09	350,00	61,51
<b>PYS</b>	3	0,21	0,09	0,04	0,21	0,09	0,44	0,11	191,67	31,79
<b>PYW</b>	3	0,10	0,03	0,02	0,10	0,06	0,37	0,02	333,00	126,5
<b>PY</b>	2,67	0,11	0,04	0,02	0,11	0,06	0,43	0,08	300,67	31,56
<b>L4</b>	3	0,29	0,12	0,02	0,29	0,05	0,44	0,02	80,00	12,1
<b>L3</b>	2,67	0,64	0,41	0,04	0,64	0,01	0,74	0,19	25,00	6,55
<b>B1</b>	1	0	0	0	0	0	1	0	113,67	16,5
<b>B2</b>										
<b>B3</b>	5	0,96	0,47	0,04	0,96	0,08	0,52	0,04	258,67	76,26
<b>B4</b>	3,67	0,66	0,35	0,71	0,71	0,55	0,66	0,90	240,67	42,02
<b>B5</b>	7	0,61	0,86	1,20	1,58	0,81	0,61	1,38	956,67	190,3
<b>CE</b>	3,67	0,55	0,26	0,05	0,55	0,09	0,48	0,10	113,33	30,66
<b>CN</b>										
<b>CS</b>	6	1,52	0,74	0,02	1,52	0,08	0,77	0,08	6,67	4,50
<b>CW</b>	5,67	1,58	0,76	0,05	1,58	0,17	0,86	0,06	3,67	1,53
<b>PC</b>	2,67	0,88	0,56	0,05	0,88	0,16	0,92	0,06	0,67	0
<b>L2</b>	3,67	0,35	0,16	0,11	0,35	0,21	0,39	0,05	358,33	152,1
<b>L1</b>	2,67	0,63	0,40	0,09	0,63	0,08	0,74	0,21	24,00	8,18
<b>L9</b>	6,67	1,45	0,70	0,05	1,45	0,12	0,64	0,10	16,67	2,51
<b>L10</b>	1	0	0	0	0	0	1	0	16,33	5,03
<b>L11</b>	4	0,75	0,38	0,05	0,75	0,08	0,53	0,04	56,67	8,02
<b>L12</b>	8,67	1,12	0,50	0,03	1,12	0,04	0,35	0,02	19,00	8,48
<b>2011</b>										
<b>L8</b>	6	0	0,61	0,02	1,12	0,05	0,51	0,02	194,33	18
<b>L7</b>	6,67	0,88	0,56	0,04	1,10	0,14	0,45	0,02	68,00	22

<b>L6</b>	6,33	0,22	0,46	0,06	0,94	0,11	0,40	0,02	68,33	13
<b>L5</b>	5,33	0,88	0,56	0,04	1,14	0,04	0,60	0,13	20,33	10
<b>PYN</b>	6	2,66	0,71	0,15	1,52	0,45	0,80	0,08	0,00	0,00
<b>PYE</b>	8,33	0,22	0,65	0,09	1,46	0,21	0,53	0,13	60,00	24,6
<b>PYS</b>	4,67	0,22	0,43	0,03	0,85	0,09	0,50	0,02	83,00	19
<b>PYW</b>	4,67	0,22	0,59	0,02	1,09	0,02	0,65	0,10	26,67	11,6
<b>PY</b>	5,33	0,88	0,66	0,03	1,26	0,13	0,68	0,12	17,00	5,3
<b>L4</b>	4,33	3,55	0,10	0,06	0,26	0,16	0,33	0,09	263,33	60
<b>L3</b>	6,33	0,22	0,35	0,05	0,81	0,12	0,35	0,04	89,00	14
<b>B1</b>	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	-	-
<b>B2</b>	2,5	0,25	0,29	0,03	0,50	0,11	0,68	0,11	2,33	2,1
<b>B3</b>	3,33	2,64	0,06	0,03	0,16	0,09	0,38	0,13	374,33	147
<b>B4</b>	7	0	0,74	0,02	1,54	0,05	0,66	0,03	62,67	27,15
<b>B5</b>	6,33	0,22	0,41	0,02	0,87	0,03	0,37	0,03	651,67	87,21
<b>CE</b>	5,67	0,22	0,08	0,01	0,23	0,04	0,22	0,01	322,67	97
<b>CN</b>	1,67	0,22	0,004	0,004	0,01	0,01	0,67	0,28	452,00	60
<b>CS</b>	4,67	0,22	0,44	0,05	0,9	0,14	0,53	0,01	34,67	15
<b>CW</b>	5	0,66	0,31	0,08	0,68	0,18	0,40	0,05	43,33	18
<b>PC</b>	6	0,66	0,67	0,08	1,40	0,21	0,69	0,12	13,33	7,8
<b>L2</b>	5,33	0,22	0,57	0,02	1,16	0,05	0,60	0,05	45,33	18
<b>L1</b>	6	0	0,06	0,01	0,18	0,04	0,20	0,009	612,67	21
<b>L9</b>	6	0	0,09	0,02	0,26	0,05	0,21	0,01	537,67	80
<b>L10</b>	6	0	0,44	0,02	0,93	0,008	0,42	0,003	71,33	19,5
<b>L11</b>	6	0	0,61	0,03	1,24	0,10	0,58	0,06	64,33	22
<b>L12</b>	9,33	0,22	0,80	0,02	1,84	0,12	0,67	0,04	18,00	4

**Tabla 10.** Valores obtenidos a partir del análisis de grupos ecológicos mediante el índice biótico AMBI. Se detalla el porcentaje de cada grupo ecológico (I, II, III, IV y V) obtenido en cada sitio de muestreo y para cada año. Además se presentan los valores del coeficiente biótico (CB), índice biótico (IB) y calificación de estado de perturbación para cada sitio de muestreo en cada año.

	Grupo I (%)	Grupo II (%)	Grupo III (%)	Grupo IV (%)	Grupo V (%)	CB	IB	Estado de perturbación
<b>2009</b>								
<b>B2</b>	0	0	0	100	0	6,16	6	Fuertemente perturbado
<b>B3</b>	0	1,3	28,8	70	0	3,95	3	Moderadamente perturbado
<b>B4</b>	0	0,2	7,9	91,8	0,1	4,35	4	Moderadamente perturbado
<b>B5</b>	0,1	0,2	29,5	68,5	1,7	4,14	3	Moderadamente perturbado
<b>2010</b>								
<b>L8</b>	56,7	2,5	0	40,8	0	1,92	2	Levemente perturbado
<b>L7</b>	9,9	1,6	0	88,6	0	4,02	3	Moderadamente perturbado
<b>L6</b>	2,3	0	0	97,7	0	4,36	4	Moderadamente perturbado

L5	0	1,3	0	98,7	0	4,46	4	Moderadamente perturbado
PYN	10	0	0	90	0	4,02	3	Moderadamente perturbado
PYE	0,3	0	0	99,7	0	4,48	4	Moderadamente perturbado
PYS	0,5	0	0,2	99,3	0	4,47	4	Moderadamente perturbado
PYW	0,6	0	0	99,4	0	4,46	4	Moderadamente perturbado
PY	0,4	0	0	99,6	0	4,47	4	Moderadamente perturbado
L4	0	6,6	0	93,4	0	4,29	3	Moderadamente perturbado
L3	0	27,9	0	72,1	0	3,64	3	Moderadamente perturbado
B1	0	0	0	100	0	4,5	4	Moderadamente perturbado
B3	12,5	3,4	3,7	70	10,4	3,96	3	Moderadamente perturbado
B4	9,4	1,6	0	89	0	4,03	3	Moderadamente perturbado
B5	36,8	1,2	7,2	52,9	1,9	2,73	2	Levemente perturbado
CE	0	0	9,6	90,4	0	4,35	4	Moderadamente perturbado
CS	0	3,7	37	59,3	0	3,81	3	Moderadamente perturbado
CW	0	11,8	47,1	41,2	0	3,45	3	Moderadamente perturbado
PC	0	0	80	20	0	3,22	2	Levemente perturbado
L2	2,9	0	4,5	92,6	0	4,25	3	Moderadamente perturbado
L1	0	0	27,3	72,7	0	4,07	3	Moderadamente perturbado
L9	6	0,7	52,1	41,2	0	3,42	3	Moderadamente perturbado
L10	0	0	0	100	0	4,5	4	Moderadamente perturbado
L11	0	0	19,5	80,5	0	4,20	3	Moderadamente perturbado
L12	1,3	0	78,3	20,3	0	3,26	2	Levemente perturbado
<b>2011</b>								
L8	35,3	13,8	0	50,9	0	2,5	2	Levemente perturbado
L7	29,3	6,5	1,7	61,6	0,9	2,93	2	Levemente perturbado
L6	17,5	7,6	1	73,9	0	3,46	3	Moderadamente perturbado
L5	13,4	19,6	4,1	62,9	0	3,21	2	Levemente perturbado
PYN	21,1	54,4	3,5	21,1	0	1,79	2	Levemente perturbado
PYE	5,1	13,1	7,3	74,5	0	3,74	3	Moderadamente perturbado
PYS	0	5,2	0	94,8	0	4,35	4	Moderadamente perturbado
PYW	6,9	7,9	5,9	79,2	0	3,84	3	Moderadamente perturbado
PY	8,6	11,1	0	80,2	0	3,86	3	Moderadamente perturbado
L4	3,2	1,5	0	95,2	0	4,31	4	Moderadamente perturbado
L3	4,8	3,5	2,2	89,5	0	4,15	3	Moderadamente perturbado
B2	0	0	0	17,6	82,4	6,16	6	Fuertemente perturbado
B3	0	0	0	99,3	0,7	4,50	4	Moderadamente perturbado
B4	20,3	3,7	13,8	62,3	0	3,24	2	Levemente perturbado
B5	10	0,5	6,2	83,2	0	3,93	3	Moderadamente perturbado
CE	0,9	2,2	0,8	96,1	0	4,38	4	Moderadamente perturbado
CN	0	0	0,2	99,8	0	4,49	4	Moderadamente perturbado
CS	4,5	6	11,9	77,6	0	3,94	3	Moderadamente perturbado
CW	3,2	4,5	3,2	89,1	0	4,11	3	Moderadamente perturbado
PC	9,9	28,2	0	62	0	3,14	2	Levemente perturbado
L2	2,7	23,7	0	73,5	0	3,65	3	Moderadamente perturbado
L1	0,8	0,9	0	98,3	0	4,43	4	Moderadamente perturbado
L9	1,9	2,3	0	95,8	0	4,34	4	Moderadamente perturbado
L10	5,5	14,7	6,8	73	0	3,71	3	Moderadamente perturbado
L11	12,9	13,5	15,9	57,8	0	3,30	3	Moderadamente perturbado
L12	8,5	38,6	30,1	22,9	0	2,51	2	Levemente perturbado

**Tabla 11.** Abundancias relativas de especies macrobentónicas, porcentaje de contribución a la diferencia entre los grupos, porcentaje acumulado entre los cuatro grupos de estaciones. y diferencias medias entre ellas según los resultados de SIMPER correspondiente al año 2010.

Especies	OESTE		BAHÍA		dm: 57,01	
	Abundancias relativas		Contribución (%)		Acumulado (%)	
<i>Heleobia australis</i>	11,51	14,64	41,43		41,43	
<i>Erodona mactroides</i>	1,74	7,55	20,86		62,29	
<i>Bothrioneurum sp.</i>	-	2,4	12,75		75,04	
<i>Nephtys fluviatilis</i>	0,89	2,08	7,54		82,58	
<i>Sigambra grubii</i>	0,98	-	4,77		87,35	
<i>Alitta succinea</i>	0,05	1,56	4,46		91,81	
	OESTE		PC		dm: 65,44	
	Abundancias relativas		Contribución (%)		Acumulado (%)	
<i>Heleobia australis</i>	11,51	3,99	55,74		55,74	
<i>Erodona mactroides</i>	1,74	-	10,96		66,71	
<i>Sigambra grubii</i>	0,98	1,79	9,58		76,29	
<i>Nephtys fluviatilis</i>	0,89	0,56	6,91		83,2	
<i>Polydora sp.</i>	-	0,96	6,43		89,63	
<i>Alitta succinea</i>	0,05	1,04	6,17		95,81	
	BAHÍA		PC		dm: 80,24	
	Abundancias relativas		Contribución (%)		Acumulado (%)	
<i>Heleobia australis</i>	14,64	3,99	40,47		40,47	
<i>Erodona mactroides</i>	7,55	-	15,26		55,73	
<i>Bothrioneurum sp.</i>	2,4	-	13,3		69,03	
<i>Sigambra grubii</i>	-	1,79	8,34		77,36	
<i>Alitta succinea</i>	1,56	1,04	6,09		83,45	
<i>Nephtys fluviatilis</i>	2,08	0,56	5,94		89,39	
<i>Polydora sp.</i>	-	0,96	4,46		93,85	
	OESTE		ESTE		dm: 54,85	
	Abundancias relativas		Contribución (%)		Acumulado (%)	
<i>Heleobia australis</i>	11,51	7,31	43,8		43,8	
<i>Erodona mactroides</i>	1,74	0,22	11		54,8	
<i>Polydora sp.</i>	-	1,46	8,96		63,76	
<i>Sigambra grubii</i>	0,98	0,53	7,29		71,05	
<i>Nephtys fluviatilis</i>	0,89	-	6,7		77,75	

<i>Alitta succinea</i>	0,05	0,9	5,21	82,96
<i>Mactra isabelleana</i>	-	0,96	5,04	87,99
<i>Malacoceros sp.</i>	-	0,76	4,94	92,93
	BAHÍA	ESTE	dm: 72,09	
<i>Species</i>	Abundancias relativas		Contribución (%)	Acumulado (%)
<i>Heleobia</i>	14,64	7,31	38,96	38,96
<i>Erodona</i>	7,55	0,22	15,95	54,9
<i>Bothrioneurum</i>	2,4	-	12,05	66,96
<i>Polydora</i>	-	1,46	5,79	72,74
<i>Neanthes succinea</i>	1,56	0,9	5,42	78,16
<i>Nephtys fluviatilis</i>	2,08	-	5,3	83,46
<i>Notomastus</i>	2,14	0,19	3,71	87,17
<i>Mactra isabelleana</i>	-	0,96	3,26	90,43
	PC	ESTE	dm: 62,31	
	Abundancias relativas		Contribución (%)	Acumulado (%)
<i>Heleobia</i>	3,99	7,31	43,88	43,88
<i>Sigambra cf. grubei</i>	1,79	0,53	12,44	56,32
<i>Polydora</i>	0,96	1,46	12,13	68,45
<i>Neanthes succinea</i>	1,04	0,9	8,22	76,67
<i>Malacoceros</i>	0,2	0,76	6,53	83,2
<i>Mactra isabelleana</i>	-	0,96	5,56	88,77
<i>Nephtys fluviatilis</i>	0,56	-	4,69	93,46

dm: disimilitud media

**Tabla 13.** Abundancias relativas de especies macrobentónicas, porcentaje de contribución a la diferencia entre los grupos de cada especie, porcentaje acumulado entre los cuatro grupos de estaciones y diferencias medias entre ellas según los resultados de SIMPER correspondiente al año 2011.

Especies	OESTE	BAHIA	dm: 64.11	
	Abundancias relativas		Contribución (%)	Acumulado (%)
<i>Heleobia australis</i>	7,28	13,58	34,12	34,12
<i>Erodona mactroides</i>	2,11	3,72	12,36	46,48
<i>Heteromastus filiformis</i>	1,71	3,69	9,76	56,24
<i>Alitta succinea</i>	0,99	2,98	9,13	65,37
<i>Sigambra grubii</i>	1,96	-	8,34	73,71
<i>Polydora sp.</i>	0,12	2,05	5,8	79,51
<i>Nephtys fluviatilis</i>	1,85	0,93	5,74	85,26
<i>Glycinde multidens</i>	0,99	-	4,35	89,61
<i>Mactra isabelleana</i>	0,48	-	2,06	91,67

	OESTE	PC	dm: 49.27	
	Abundancias relativas		Contribución (%)	Acumulado (%)
<i>Heleobia australis</i>	7,28	11,07	38,67	38,67
<i>Erodona mactroides</i>	2,11	0	11,78	50,45
<i>Sigambra cf. grubei</i>	1,96	0,6	11,21	61,66
<i>Heteromastus filiformis</i>	1,71	0,58	7,71	69,38
<i>Glycinde multicens</i>	0,99	0,47	5,73	75,11
<i>Mactra isabelleana</i>	0,48	1,19	5,51	80,62
<i>Alitta succinea</i>	0,99	1,25	5,37	85,99
<i>Kinbergonuphis sp.</i>	0,12	0,66	3,8	89,79
<i>Nephtys fluviatilis</i>	1,85	1,28	3,66	93,45
	BAHIA	PC	dm: 63.37	
	Abundancias relativas		Contribución (%)	Acumulado (%)
<i>Heleobia australis</i>	13,58	11,07	39,5	39,5
<i>Heteromastus filiformis</i>	3,69	0,58	10,94	50,44
<i>Alitta succinea</i>	2,98	1,25	10,06	60,5
<i>Erodona mactroides</i>	3,72	0	9,95	70,45
<i>Polydora sp.</i>	2,05	0	6,05	76,5
<i>Mactra isabelleana</i>	0	1,19	5,65	82,15
<i>Nephtys fluviatilis</i>	0,93	1,28	5	87,15
<i>Kinbergonuphis sp.</i>	0	0,66	2,8	89,95
<i>Sigambra grubii</i>	0	0,6	2,63	92,58
	OESTE	ESTE	dm: 55.06	
	Abundancias relativas		Contribución (%)	Acumulado (%)
<i>Heleobia australis</i>	7,28	12,56	29,71	29,71
<i>Kinbergonuphis sp.</i>	0,12	3,19	13,4	43,11
<i>Erodona mactroides</i>	2,11	0	8,47	51,58
<i>Sigambra grubii</i>	1,96	0,3	8,18	59,76
<i>Alitta succinea</i>	0,99	1,89	8,14	67,9
<i>Mactra isabelleana</i>	0,48	1,95	6,63	74,53
<i>Heteromastus filiformis</i>	1,71	1,3	5,96	80,48
Cumacea indet.	0,13	1,43	5,84	86,32
<i>Glycinde multicens</i>	0,99	0,87	4,32	90,64
	BAHIA	ESTE	dm: 64.48	
	Abundancias relativas		Contribución (%)	Acumulado (%)
<i>Heleobia australis</i>	13,58	12,56	32,23	32,23
<i>Kinbergonuphis sp.</i>	0	3,19	11,19	43,42
<i>Alitta succinea</i>	2,98	1,89	8,9	52,32

<i>Heteromastus filiformis</i>	3,69	1,3	8,48	60,79
<i>Erodona mactroides</i>	3,72	0	8,47	69,27
<i>Mactra isabelleana</i>	0	1,95	6,31	75,58
Cumacea indet	0	1,43	5,1	80,67
<i>Polydora sp.</i>	2,05	0	5,08	85,76
<i>Nephtys fluviatilis</i>	0,93	1,54	3,97	89,73
<i>Glycinde multicens</i>	0	0,87	3,18	92,9
	PC	ESTE	dm: 46.97	
	Abundancias relativas		Contribución (%)	Acumulado (%)
<i>Heleobia australis</i>	11,07	12,56	40,53	40,53
<i>Kinbergonuphis sp.</i>	0,66	3,19	13,86	54,39
<i>Alitta succinea</i>	1,25	1,89	9,89	64,27
Cumacea indet	0	1,43	7,73	72,01
<i>Heteromastus filiformis</i>	0,58	1,3	6,64	78,65
<i>Mactra isabelleana</i>	1,19	1,95	5,84	84,49
<i>Glycinde multicens</i>	0,47	0,87	4,59	89,08
<i>Nephtys fluviatilis</i>	1,28	1,54	3,65	92,73

dm: disimilitud media

**Tabla 13.** Abundancias relativas, porcentaje de contribución a la diferencia entre los grupos de cada especie y porcentaje acumulado entre la zona interna y la zona externa de la Bahía de Montevideo correspondiente a los tres años de muestreo.

Especies	BI	BE	dm: 83,82	
	Abundancias relativas		Contribución (%)	Acumulado (%)
<i>Heleobia australis</i>	3,25	17,43	43,9	43,9
<i>Erodona mactroides</i>	-	5,94	13,19	57,09
<i>Notomastus sp.</i>	-	3,29	8,74	65,83
<i>Alitta succinea</i>	-	2,9	8,72	74,55
<i>Heteromastus filiformis</i>	-	2,46	7,01	81,56
<i>Bothrioneurum sp.</i>	1,55	1,21	6,63	88,19
<i>Nephtys fluviatilis</i>	-	1,83	5,25	93,44

dm: disimilitud media

**Tabla 14.** Valores del test *post hoc* Tukey para la variable FEve en la Bahía de Montevideo. En negrita se marcan aquellas que fueron significativas ( $p < 0,05$ ).

	B3	B4	B5	B1-2
B3		0,26	0,38	<b>0,01</b>
B4	0,26		0,99	<b>0,02</b>
B5	0,38	0,99		<b>0,01</b>
B1-2	<b>0,01</b>	<b>0,02</b>	<b>0,01</b>	

**Tabla 15.** Matriz de correlación de Spearman realizada con los Índices de diversidad funcional y las variables ambientales seleccionadas. Se marcan en negrita aquellas que fueron significativas.

	FRic	FEve	FDis	S	Ab H. <i>Australis</i>	SAHs	C $\geq$ 24:C<24	SPAHS	Flu/Flu+Pyr	CHO	MOT	Salinidad	OD
FRic		<b>0,59</b>	<b>0,30</b>	<b>0,53</b>	0,23	0,23	<b>0,39</b>	<b>-0,32</b>	0,07	<b>-0,37</b>	<b>-0,29</b>	<b>0,54</b>	0,06
FEve			<b>0,66</b>	<b>0,70</b>	-0,12	0,28	0,25	<b>-0,34</b>	-0,05	<b>-0,38</b>	-0,20	<b>0,41</b>	0,16
FDis				<b>0,73</b>	-0,36	0,90	0,06	<b>-0,28</b>	-0,04	-0,27	-0,14	<b>0,32</b>	0,14
S					<b>0,06</b>	0,96	0,17	<b>-0,36</b>	0,11	<b>-0,40</b>	-0,18	<b>0,50</b>	0,14
Ab H. <i>Australis</i>						<b>0,01</b>	-0,01	-0,08	0,18	-0,24	<b>-0,32</b>	0,03	-0,23
SAHs							<b>-0,31</b>	<b>0,58</b>	0,06	<b>0,27</b>	0,03	-0,05	<b>-0,60</b>
C $\geq$ 24:C<24								<b>-0,27</b>	-0,16	-0,12	-0,26	<b>0,30</b>	0,26
SPAHS									0,07	<b>0,74</b>	0,29	-0,09	<b>-0,55</b>
Flu/Flu+Pyr										0,03	0,03	0,10	-0,15
CHO											0,48	-0,18	-0,23
MOT												-0,03	-0,15
Salinidad													-0,07
OD													

## Anexo B

### Lista de abreviaciones

ACP	Análisis de Componentes Principales
AHs	<i>Aliphatic Hydrocarbons</i> (Hidrocarburos alifáticos)
AMBI	<i>AZTI Marine Biotic Index</i> (índice biótico marino)
ANCAP	Administración Nacional de Combustibles, Alcohol y Portland
ANOSIM	<i>Analysis of similarities</i> (Análisis de similitudes)
BE	Bahía externa
BI	Bahía interna
BTA	<i>Biological Traits Análisis</i> (Análisis de rasgos funcionales)
C	Carbono
CB	Coeficiente Biótico
CHO	Carbohidratos
CO <sub>2</sub>	Dióxido de Carbono
CPI	<i>Carbon Preference Index</i> (índice de Preferencia de Carbono)
DF	Diversidad Funcional
EC	Este cercano
EL	Este lejano
ENOS	El Niño Oscilación del Sur
FDis	<i>Functional Dispersion</i> / Índice de dispersión funcional
FDiv	<i>Functional Divergence</i> / Índice de divergencia funcional
FEve	<i>Functional Evenness</i> / Índice de equitatividad funcional
Fit	Fitano
FI	Fluoreno
FRic	<i>Functional Richness</i> / Índice de riqueza funcional
GC/FID	<i>Gas Chromatography Flame Ionization Detector</i> (Cromatografía de Gas/ Detector de ionización de llama)
GLMz	<i>Generalized Linear Models</i> (Modelos Lineales Generalizados)

H'	Índice de diversidad de Shannon-Wiener
HCl	Ácido clorhídrico
HMW	<i>High Molecular Weight</i> (Alto peso molecular)
IB	Índice Biótico
IDA	Índices de Diagnóstico Alifáticos
IOUSP	<i>Instituto Oceanográfico de la Universidad de São Paulo</i>
LMW	<i>Low Molecular Weight</i> (Bajo peso molecular)
MOP	Materia Orgánica Particulada
MOT	Materia Orgánica Total
nC-17	n-alcanos de 17 Carbonos
NE	Noreste
nMDS	<i>Non-metric multidimensional scaling</i> (Escalamiento multidimensional no métrico)
OD	Oxígeno disuelto
OE	Oeste Cercano
OL	Oeste Lejano
O-SO	Oeste-Sdusoeste
PAHs	<i>Polycyclic Aromatic Hydrocarbons</i> (Hidrocarburos policíclicos aromáticos)
PC	<i>Principal Component</i> (Componente Principal)
PC	Punta Carretas
Pir	Pireno
PNUMA	Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente
Pri	Pristano
PRT	Proteínas
PY	Punta Yeguas
RdIP	Río de la Plata
S	Azufre
S	Riqueza de especies
SIMPER	<i>Similarity Percentage</i> (Porcentaje de similitud)
UCM	<i>Unresolved Mixture Complex</i> (Mezcla compleja sin resolver)

UNEP

*United Nations Environment Programme* (Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente)