

Influencia de agentes naturales y antropogénicos en la Bahía de Montevideo y su zona costera adyacente en base a asociaciones y tafonomía de foraminíferos

Viviana Centurión Bentancort

Agosto 2011



UNIVERSIDAD
DE LA REPUBLICA
URUGUAY



PEDECIBA

Programa de Desarrollo de las Ciencias Básicas
Universidad de la República - Ministerio de Educación y Cultura

Influencia de agentes naturales y antropogénicos en la Bahía de Montevideo y su zona costera adyacente en base a asociaciones y tafonomía de foraminíferos

Viviana Centurión Bentancort (vceturion@fcien.edu.uy)

Orientadora: Dra. Leticia Burone Magariños (lburone@fcien.edu.uy)

Co-orientador: Dr. Pablo Muniz Maciel (pmmaciel@fcien.edu.uy)

Co-orientador: Dr. Peter Sprechmann (sprechma@chasque.net)

Resumen

El análisis de las asociaciones vivas y totales (vivos+muertos) de foraminíferos así como el estudio tafonómico de los caparazones en la Bahía de Montevideo (BM) y su zona costera adyacente (ZCA), permitió caracterizar el área de estudio. Apartir de los análisis n-MDS realizados para cuatro campañas (Julio, Octubre, Enero y Mayo), fue posible observar un gradiente en las estaciones, definido por las densidades de foraminíferos vivos y totales. Este gradiente va desde la porción interna de la BM que se caracteriza por presentar las menores densidades de foraminíferos, a la desembocadura de la bahía que presenta las mayores densidades, pasando por la zona costera adyacente con densidades medias. El mismo gradiente fue observado en los análisis de componentes principales (ACP), los cuales señalan a la porción interna de la bahía como la más contaminada por metales pesados, y con mayores concentraciones de clorofila *a*. y feopigmentos. Si bien fue posible observar cierta diferencia espacial no se observó una acentuada variabilidad estacional en la distribución de las asociaciones de foraminíferos. Las asociaciones vivas y totales resultaron semejantes desde el punto de vista de su composición específica y parámetros biológicos. No obstante, la presencia de caparazones alóctonas en las asociaciones totales marcó la diferencia. Las estaciones ubicadas en la porción interna de la BM, presentan las menores densidades y riquezas específicas de foraminíferos vivos, así como también, los mayores porcentajes de caparazones con anomalías y descalcificación. Asimismo, presentan individuos de la especie *Ammonia tepida* (especie euribióntica) con tamaños medios a pequeños. El análisis tafonómico mostró altos porcentajes de caparazones con brillo alterado, corrosión y fragmentación. Esto es reflejo del alto grado de contaminación que ocurre en esta región. En la desembocadura de la BM, se encuentran las mayores densidades y riquezas específicas así como la presencia de juveniles favorecidas por la alta heterogeneidad sedimentológica e hidrológica de esta región. Por último, las estaciones de la ZCA, presentan densidades y riquezas específicas medias y se caracterizan por sus bajas concentraciones de metales pesados y materia orgánica. Se encontraron altos porcentajes de caparazones fragmentados y especies alóctonas bentónicas y planctónicas que sugieren influencia marina en este local.

Abstract

The analysis of live and total (live+dead) foraminiferal associations, as well as the taphonomic analysis of shells in Montevideo Bay (MB) and the adjacent coastal area (ACA), allowed the characterization of the study area. From the n-MDS ordination performed by season (July, October, January and May) it was possible to see a gradient in the ordination of the stations defined by live and dead foraminifera's density. This gradient goes from the internal region of the bay, characterized by the lowest densities, to its external area where the highest densities were observed. The ACA presented medium values of density. It was observed the same gradient in the principal components analysis (PCA), where the internal portion of the bay is showed as the most contaminated with heavy metals, and with high concentrations of chlorophyll *a* and phaeopigments. Even though it was observed a spatial difference, it was not observed an accentuated seasonal variability on the distribution of foraminiferal associations. The live and total associations were similar in relation to their specific composition and biological parameters. However, the presence of allochthonous shells on the total association made the difference. The stations located in the internal area of the MB, showed the lowest densities and specific richness of live foraminifers, as well as, the highest percentages of shells with anomalies and decalcification. Furthermore, there are individuals from the specie *Ammonia tepida* (eurobiontic species) of medium and small sizes were present. The taphonomic assessment showed high percentages of shells with modified shine, corroded and fragmented, reflecting the high pollution level of this area. In the external area of the MB, the higher densities and species richness, and juveniles' presence were found, favoured by the high sediment and hydrological heterogeneity of this area. Finally, the ACA stations presented medium densities and species richness, and were characterized by the low concentration of heavy metals and organic matter. High percentages of fragmented shells, and allochthonous planktonic and benthic species were found, suggesting a marine influence on these locations.

Agradecimientos

Es muy difícil en una sola carilla agradecer a todas las personas que de una u otra manera contribuyeron a que mi trabajo final de la tesis llegará a su fin de la mejor manera posible.

Antes que nada, quiero agradecer a mi orientadora, Dra. Leticia Burone, por sus enseñanzas, sus constantes críticas constructivas para que la tesis fuera un trabajo de gran relevancia y categoría. Por el apoyo, en todo sentido, por darme todas las oportunidades que tuve para crecer en mi carrera y personalmente también. Gracias Leti, por todo! Vos sabés que no tengo palabras para agradecerte, más que nada por este último empujoncito que fue muy importante para mí dado mi contexto, te estaré agradecida siempre!

A mis co-orientadores, Dr. Pablo Muniz y Dr. Peter Sprechmann, por su apoyo, críticas constructivas y por tener siempre la mejor disposición frente a las dificultades que se fueron planteando. A Pablo en especial por permitir que la tesis se desarrollara en el marco del proyecto PDT del cual él fue el responsable. Y a Peter por ser el que me enseñó por primera vez el impresionante mundo de los foraminíferos!.

Agradezco el apoyo de las becas CSIC, que me dieron la oportunidad de poder dedicarme exclusivamente a mi trabajo de tesis mientras duró la beca.

Agradezco mucho a mis colegas del laboratorio, aquí en Uruguay: Marisa, Noelia, Ana, Paula. Por compartir conmigo el lugar de trabajo de forma amena y siempre con compañerismo, tratando de apoyarnos unos a otros. Gracias en especial a Paula por sus valiosas contribuciones en el manuscrito final.

A mis colegas y amigas del Laboratorio de Indicadores Ambientais (IO-USP): Dra. Silvia Helena de Mello e Sousa, gracias por recibirme con los brazos abiertos en tu laboratorio y brindarme todo lo que estaba a tu alcance para el desarrollo de mi tesis!, a todas las meninas: Cintia, Thaisa, Poliana, Renata, con las cuales compartimos momentos muy lindos en el laboratorio, compartiendo además de conocimientos y vivencias puramente académicas, una amistad enorme la cual disfruto hasta el día de hoy y espero que sea hasta siempre! Obrigada por toda la ayuda! Muitas saudades de vcs!

A mi familia, a todos, por estar siempre presentes en todo el desarrollo de mi carrera, apoyándome en las buenas y en las malas, especialmente a mis padres en el tramo final, gracias por las fuerzas! Gracias por estar, por poder contar con uds. Siempre! Mil gracias!

A todos los que me ayudaron con el cuidado de Abril para que pudiera trabajar en la tesis, mamá, tía, Florencia, Adriana!

A Abril, por portarse tan bien cuando tuve que trabajar y dejar de atenderla un poquito, por existir en mi vida y darme fuerza para continuar hasta el final! Te amo mi vida linda!

ÍNDICE

RESUMEN	III
ABSTRACT	IV
INTRODUCCIÓN	1
HIPÓTESIS.....	7
OBJETIVO	8
Objetivos específicos	8
ÁREA DE ESTUDIO.....	9
El estuario del Río de la Plata, Bahía de Montevideo y zona costera adyacente.....	9
Antecedentes del área de estudio.....	11
MATERIAL Y MÉTODOS	12
Muestreo	12
Análisis de variables ambientales.....	13
Análisis biológicos	15
<i>Estudios morfológicos</i>	16
<i>Análisis tafonómico</i>	17
Análisis de datos	19
RESULTADOS.....	21
Variables ambientales	21
<i>Características físico-químicas del agua de fondo</i>	21
<i>Características sedimentológicas y geoquímicas del sedimento</i>	22
<i>Análisis de componentes principales (ACP)</i>	26
Resultados bióticos.....	29
<i>Asociaciones vivas</i>	29
<i>Análisis n-MDS</i>	30
<i>Asociaciones totales</i>	33
<i>Análisis n-MDS</i>	35
<i>Estudios morfológicos</i>	36
<i>Caparazones anómalos y descalcificación</i>	36
<i>Biometría de los caparazones</i>	37
<i>Análisis tafonómico de los caparazones</i>	38
Correlación de las variables bióticas y abióticas.....	43
DISCUSIÓN	45
Componente ambiental	45
Caracterización biótica del área de estudio: Asociaciones vivas y totales de foraminíferos.....	47
<i>Asociaciones vivas</i>	47
<i>Comparación con estudios previos</i>	54

<i>Asociaciones totales</i>	55
CONCLUSIONES	60
BIBLIOGRAFÍA	62
ANEXO 1. Tablas.....	76
ANEXO 2. Lista taxonómica de las especies.....	83
ANEXO 3.Láminas.....	88

INTRODUCCION

Los estuarios pueden ser considerados como un cuerpo de agua costera parcialmente cerrado que es abierto al mar permanente o periódicamente, y en los cuales existe una variabilidad notoria de salinidad debido a la mezcla de aguas marinas con aguas dulces derivadas del drenaje terrestre (Knox, 1986). Los mismos son ambientes altamente productivos debido al gran aporte de materia orgánica y nutrientes, provenientes del continente, tanto de origen natural como antropogénico, lo cual es aprovechado por especies eurihalinas que se adaptan a las grandes variaciones de salinidad presentes en estos ambientes (Day *et al.*, 1989).

Los ambientes marinos y estuarinos vienen siendo utilizados como grandes sumideros de desechos antropogénicos desde hace décadas. Debido al incremento en el uso como reservorios de estos desechos durante el siglo XX, los ecosistemas de estuarios y zonas costeras marinas han estado gradualmente sujetos a impactos significativos, que afectan a las comunidades acuáticas que los habitan (Crespo & Soares-Gomes, 2002).

Los contaminantes entran en aguas estuarinas a través de varias vías, tales como: descargas de emisores subacuáticos, descargas de barcos, descarga de ríos, deposición atmosférica, y por escorrentía terrestre (Gimeno, 2004). Los desechos antropogénicos más comunes depositados en zonas costeras son los desechos municipales e industriales, las aguas residuales y el material resultante del dragado. Los contaminantes típicamente asociados con estos desechos incluyen, compuestos orgánicos sintéticos (xenobióticos), carbono orgánico, nutrientes, metales pesados y patógenos (Kennish, 1992).

La contaminación orgánica es el tipo más común de contaminación acuática. En esta categoría se incluyen todos los desechos ricos en sustancias orgánicas (tales como: aguas residuales, fertilizantes y desechos de papeleras), las cuales son susceptibles a la degradación bacteriana, transformándose en compuestos inorgánicos (mineralización). Estos residuos están presentes en efluentes domésticos y urbanos caracterizados por sus altos tenores de sustancias orgánicas ricas en carbono (C), nitrógeno (N) y fósforo (P), en varios tipos de efluentes provenientes de industrias químicas y alimenticias, y pueden también provenir de actividades agropecuarias (Crespo & Soares-Gomes, 2002).

Los sedimentos estuarinos pueden contener grandes cantidades de materia orgánica ya que ésta tiende a acumularse cuando la capacidad de degradación microbiana se ve excedida por

las altas concentraciones de materia orgánica introducidas al ambiente (Burone *et al.*, 2003). Esto puede afectar la concentración de oxígeno en el agua de fondo, debido a que éste es consumido para la mineralización de la materia orgánica por la actividad microbiana. Cuando la concentración de oxígeno está en torno a los 1,5 mg/l, la mineralización de la materia orgánica pasa a ser realizada por bacterias anaeróbicas (Crespo & Soares-Gomes, 2002). Durante este proceso, la materia orgánica es oxidada en ausencia de oxígeno y los productos finales son los gases sulfhídrico (H₂S), amonio (NH₄) y metano (CH₄), los cuales son generalmente tóxicos para los organismos. Debido a que la degradación anaeróbica es un proceso más lento y menos eficiente, parte de la materia orgánica deja de ser degradada y tiende a ser acumulada en el sistema (Baptista *et al.*, 2008).

Por otra parte, la contaminación inorgánica por metales pesados son un grupo de elementos potencialmente tóxicos para organismos estuarinos y marinos si son encontrados en concentraciones superiores a las esenciales para el metabolismo de la biota. En términos de contaminación ambiental, muchos de los metales pesados más comunes en estuarios son altamente tóxicos y disponibles como potenciales contaminantes (Alloway, 1995). La introducción de metales pesados en los estuarios ocurre a través de ríos, escorrentía superficial y deposición. Las fuentes pueden ser tanto naturales (afloramiento de rocas y suelos o de origen volcánica) como antropogénicas (quema de combustibles fósiles, actividades industriales y mineras, entre otras) (Alloway, 1995). La captación de metales por organismos ocurre por medio de la ingestión de alimento y a través de la difusión de metales disueltos. Los metales pueden estar almacenados en las estructuras esqueléticas, concreciones o en las matrices intracelulares de un organismo, y son liberadas en heces, huevos y productos de muda (Kennish, 1992).

Varios estudios han demostrado que es posible determinar relaciones entre los foraminíferos y las condiciones ambientales en las que éstos habitan (Boltovskoy, 1965; Alve, 1995; Angel *et al.*, 2000; Burone, 2002; Burone & Pires-Vanin, 2006; Burone *et al.*, 2007; Mothaid *et al.*, 2009; Teodoro *et al.*, 2010; Burone *et al.*, *en prensa*, entre otros). Los foraminíferos pueden ser tanto bentónicos como planctónicos, siendo el primer grupo el más abundante y diverso (Boltovskoy, 1965). Estos organismos juegan un rol importante en el ciclo biogeoquímico

global, lo que los coloca como uno de los grupos de organismos más importantes de la tierra (Yanko *et al.*, 1999). Poseen tamaño pequeño y alta densidad lo que facilita su colecta, almacenamiento y los análisis estadísticos. De forma general, presentan ciclos de vida cortos (de 6 meses a un año, Sen Gupta, 1999; Scott *et al.*, 2001; Murray 2006) y crecimiento rápido (Walton, 1964), por lo que sus comunidades responden a cambios ambientales rápidamente. Habitualmente, muestran respuestas especie-específicas a condiciones ecológicas particulares (Murray, 1991; 2006).

Por otra parte, la rápida respuesta de los foraminíferos bentónicos a los cambios en el ambiente, hacen de los foraminíferos una poderosa herramienta para el monitoreo continuo *in situ* de los ambientes marino-costeros (Sen Gupta, 1999; Scott *et al.*, 2001). Estos organismos pueden ser afectados por cambios en la salinidad, niveles de oxígeno, concentración de materia orgánica y presencia de metales pesados en el sedimento. Variaciones en estas condiciones pueden influenciar su abundancia y diversidad, así como resultar en la deformación de sus caparazones (Arminot du Châtelet *et al.*, 2004; Mahiques *et al.*, 2009).

En respuesta a la contaminación orgánica, incrementos moderados de la concentración de materia orgánica se correlacionan con un aumento en la abundancia (Yanko *et al.*, 1994; Alve, 1995; Burone *et al.*, 2006; Burone *et al.*, 2007) y en la diversidad (Yanko *et al.*, 1994) de foraminíferos, ya que estos utilizan la materia orgánica como fuente de alimento. Sin embargo, altas concentraciones de materia orgánica pueden ser perjudiciales o inclusive letales para las poblaciones (Nagy and Alve; 1987, Scott *et al.*, 2001), y pueden causar deformidades en los caparazones (Yanko *et al.*, 1999; Burone *et al.*, 2006).

Estudios de foraminíferos en ambientes poco oxigenados muestran que algunos géneros son capaces de tolerar condiciones casi anóxicas (0.1-1 mg/l) durante ciertos períodos de tiempo (Sen Gupta *et al.*, 1996). No obstante, las asociaciones de foraminíferos presentes en estos ambientes estresantes se caracterizan por la dominancia de especies con paredes calcáreas perforadas, aunque especies con paredes aglutinantes también pueden estar presentes con

abundancias significativas (Sen Gupta *et al.*, 1996; Buzas-Stephens & Buzas, 2005). Cabe resaltar que bajo estas condiciones, los organismos poseen caparazones de tamaños pequeños con paredes finas como estrategia de sobrevivencia, aumentando así la capacidad de asimilación del oxígeno (Sen Gupta & Machain-Castillo, 1993).

El estudio de la biometría de los caparazones puede ser utilizado como indicador de áreas bajo efectos de condiciones adversas como el exceso de aporte de materia orgánica y las bajas concentraciones de oxígeno, entre otras (Alves Dias, 2009). En tales condiciones, algunas especies oportunistas pueden mudar su estrategia reproductiva de sexuada (llevada a cabo por individuos gamontes, haploides, megalosféricos, de tamaño pequeño) a asexuada en la cual el agamonte diploide y microsérico (de tamaño grande) sufre una fisión múltiple, generando organismos menores de ciclo de vida corto con una tasa de reproducción más elevada (Murray, 1991).

Por otro lado, cambios en la composición de las asociaciones de individuos con paredes aglutinantes a calcáreas pueden correlacionarse con cambios de salinidad debido a causas naturales o antropogénicas (Boltovskoy & Wright, 1976; Debenay *et al.*, 2006; Alves Dias, 2009; Mahiques *et al.*, 2009). También, por cambios bruscos en la salinidad, algunas especies pueden desarrollar malformaciones en sus caparazones (Geslin *et al.*, 1998; Geslin *et al.*, 2000). Sin embargo, las malformaciones son mayormente observadas en ambientes sujetos a contaminación por metales pesados (Alve, 1995; Geslin *et al.*, 1998; Burone *et al.*, 2006; Frontalini *et al.*, 2009) y las altas concentraciones de estos elementos generalmente llevan a que tanto la abundancia como la diversidad específica disminuyan (Ellison *et al.*, 1986; Samir & El-Din, 2001).

Los caparazones además de sufrir malformaciones, pueden presentar disolución. En ambientes costeros y estuarinos, la disolución puede estar presente en individuos vivos, debido a una compleja interacción de las condiciones ambientales, como por ejemplo: bajos valores de pH, altas concentraciones de metales pesados y materia orgánica, y bajas

concentraciones de oxígeno (Le Carde *et al.*, 2003; Buzas-Stephens & Buzas, 2005). Otro factor que puede llegar a inducir la disolución de los caparazones tanto en foraminíferos muertos como vivos es la presencia de pirita (FeS_2), mediante los procesos químicos que llevan a la formación de la misma. La formación de pirita es atribuida a condiciones reductoras (Maiklem, 1967; Seigle, 1973; Samoylenko & Golovko, 1994). Sin embargo, la piritización de foraminíferos en sedimentos oxigenados ocurre aparentemente como una respuesta al estrés inducido por contaminación por metales pesados (Alve, 1991; Yanko *et al.*, 1994; Yanko *et al.*, 1999).

Existen diferentes enfoques utilizando a los foraminíferos como *proxies* tanto en estudios de monitoreo como en aquellos de caracterización ambiental. Según el objetivo del trabajo, se pueden utilizar las asociaciones vivas, asociaciones muertas o asociaciones totales de foraminíferos.

Generalmente, en estudios de monitoreo ambiental se utilizan las asociaciones vivas de foraminíferos, ya que estas estarían respondiendo a las condiciones ambientales presentes en el área en el momento de la colecta o en un intervalo corto de tiempo previo al muestreo (Murray & Alve, 2000). A pesar de algunas contradicciones entre los autores, es común asumir que las asociaciones vivas están en equilibrio con el ambiente y son representativas de un período de tiempo corto (Boltovskoy & Wright, 1976).

Por otro lado, el análisis de las asociaciones muertas permite realizar una caracterización de la región pudiéndose obtener información sobre transporte de material y sedimentación (Vance *et al.*, 2006; Schumacher *et al.*, 2007). La asociación muerta es una asociación construida a lo largo del tiempo representando así un intervalo mayor que las vivas resultando más representativa de las especies que habitan en un lugar. Por otro lado, algunos autores (Murray, 1991; 2000; Bergamin, 2009) critican el hecho de que puede existir contribución de especies alóctonas por transporte así como pérdida de caparazones por disolución y transporte.

Por lo tanto, considerar la asociación total es la solución que algunos autores encontraron puesto que suponen que sea una forma más realista de transferir los datos para el registro

sedimentario. En este caso las posibles situaciones observables serían: a) si la asociación viva y la muerta son similares, la asociación total será semejante a ella. Esto ocurre frecuentemente en ambientes con alta tasa de sedimentación, b) si la asociación viva y la muerta son diferentes su semejanza con la asociación total dependerá de las proporciones con que cada una esté contribuyendo (Murray, 1991). Además, el uso de las asociaciones totales junto con estudios tafonómicos permite inferir otras características del ambiente como el transporte de partículas (Scott & Medioli, 1980; Bonetti, 2000; Debenay *et al.*, 2001; Armynot du Chatelet *et al.*, 2004; Morvan *et al.*, 2006; Alves Dias, 2009; Bergamin *et al.*, 2009). En este sentido, la presencia de especies de foraminíferos bentónicos alóctonos así como de foraminíferos planctónicos en áreas costeras es utilizada como indicador de influencia marina, así como de la circulación de agua en la región (Gao & Collins, 1995; Debenay *et al.*, 2001; Alves Dias, 2009; Bergamin *et al.*, 2009.).

La tafonomía se define como el estudio de los procesos de preservación y como ellos afectan a la información en el registro fosilífero, comprendiendo dos amplias definiciones: bioestratonomía y diagénesis de los fósiles (Behrensmeier & Kidwell, 1985; Martin, 2001). La primera engloba la historia sedimentaria de los restos esqueléticos hasta el enterramiento, incluyendo las causas de muerte de un determinado organismo, su descomposición, transporte y enterramiento. La segunda, abarca los procesos físicos y químicos y biológicos que alteran los restos esqueléticos después del enterramiento y el metamorfismo. Desde el punto de vista de la tafonomía, los restos orgánicos son partículas sedimentarias, sujetos a los mismos procesos de erosión, transporte y deposición, sufriendo las mismas consecuencias que los litoclastos. O sea mezcla de elementos, desgaste físico-químico, selección hidráulica, retrabajamiento, incluyéndose también los factores diagenéticos como compactación, cementación y disolución diferencial (Holz & Simões, 2002).

La mayoría de los estudios ecológicos en foraminíferos bentónicos contemplan solamente escalas espaciales y por lo tanto, muestran una “imagen instantánea” de las condiciones ambientales en un área. Esto se debe al tiempo demandado en los estudios de carácter temporal, en los cuales el esfuerzo se concentra en el número de réplicas temporales adquiridas. No obstante, existen estudios temporales que muestran generalmente una

dinámica estacional. El objetivo de estos estudios es medir la variabilidad del ambiente y la respuesta biótica a través del tiempo. Esto es importante para contribuir no solo en el entendimiento ecológico, sino también en temas como impacto y variación ambiental (Murray & Alve, 2000; Alve & Murray, 2001; Burone *et al.*, 2007).

Por lo expuesto anteriormente, el presente trabajo fue realizado a una escala espacio-temporal a nivel estacional, utilizándose tanto las asociaciones de foraminíferos vivos, así como las asociaciones totales. El mismo intenta contribuir a un entendimiento de las condiciones ambientales presentes en la Bahía de Montevideo y su zona costera adyacente.

El presente trabajo se desarrolló en el marco del proyecto PDT (63028) titulado “*Evaluación de la perturbación ambiental y de la biodiversidad bentónica en el estuario del Río de la Plata*”.

HIPOTESIS

La hipótesis de trabajo plantea que el estrés natural y antropogénico que ocurre en la Bahía de Montevideo y zona costera adyacente, se verá reflejado en la composición específica, distribución y variabilidad estacional de las asociaciones de foraminíferos bentónicos presentes en el área. Además, se espera que las especies identificadas, las malformaciones y descalcificación de los caparazones de los individuos vivos contribuyan a detectar y diferenciar ambos tipos de presiones. Asimismo, se espera que la composición específica de las asociaciones vivas sea semejante a la total. Por último, se espera que a partir de las características tafonómicas presentes en los caparazones de los foraminíferos que componen las asociaciones totales, se infieran las condiciones ambientales así como aspectos de la hidrodinámica local.

OBJETIVO

General.

Caracterizar la distribución espacial y temporal (a escala estacional) de las asociaciones de foraminíferos vivos y totales en la Bahía de Montevideo y la zona costera adyacente. En base al estudio de parámetros de las asociaciones de foraminíferos vivos, especies bioindicadoras, y estudios morfológicos se evaluará el efecto de la presión antropogénica y natural en el área. Por otro lado, se evaluará la representatividad de la asociación viva en la total, así como las características tafonómicas como base para estudios de caracterización ambiental.

Específicos.

1. Estudiar las asociaciones vivas de foraminíferos bentónicos y sus parámetros biológicos (riqueza específica, diversidad, equitatividad) y relacionarlas con variables ambientales naturales y antropogénicas.
2. Clasificar y cuantificar las malformaciones y la descalcificación de los caparzones de foraminíferos vivos como *proxies* en la interpretación del impacto antropogénico.
3. Obtener la biometría de los caparzones de la especie *Ammonia tepida* y utilizarla como indicadora de calidad ambiental.
4. Estudiar las asociaciones totales de foraminíferos bentónicos y sus parámetros biológicos y su relación con el estrés ambiental y con aspectos de la hidrodinámica local.
5. Contrastar en escala espacial y temporal (estacional) las asociaciones totales de foraminíferos bentónicos con las asociaciones vivas para contribuir con la interpretación ambiental.
6. Analizar las características tafonómicas: fragmentación, pérdida de brillo, disolución, alteración de color y su relación con el estrés ambiental y aspectos de la hidrodinámica local.

ÁREA DE ESTUDIO

El estuario del Río de la Plata, Bahía de Montevideo y zona costera adyacente

El Río de la Plata, en el cual se ubica el área de estudio del presente trabajo, es el estuario más ancho del mundo y drena la segunda cuenca fluvial más grande de América del Sur con aproximadamente 38.800 km², presentando condiciones dinámicas muy distintas a la mayoría de los estuarios (Perrillo *et al.*, 1999). Es considerado un estuario de río mareal, es decir, un río afectado por la acción de las mareas asociado a descargas grandes del río (Perrillo *et al.*, 1999). Las mareas son semidiurnas con una amplitud de alrededor de 40 cm en la costa uruguaya, las mismas influyen en las variaciones horarias de la salinidad, la profundidad de la haloclina y la mezcla vertical. Por su parte, los vientos influyen en la altura del agua y en las variaciones de la salinidad diariamente. La descarga del río, con una media anual de 25.000 m³s⁻¹ (Nagy *et al.*, 1997), gobierna las variaciones mensuales e interanuales de la salinidad y del frente de turbidez. El máximo de turbidez está generalmente asociado al límite de intrusión salina, se relaciona con la circulación gravitacional y la floculación de las partículas arcillosas y posee una alta carga de materia orgánica en suspensión (López Laborde & Nagy, 1999). El grado de intrusión salina depende de las estaciones del año (otoño/invierno, mayor descarga del río; primavera/verano, menor descarga del río), asimismo los procesos mareales son muy importantes en la dinámica del transporte de sedimentos y en la evolución morfológica del estuario (Perrillo *et al.*, 1999). La porción superior y media del Río de la Plata, se caracteriza por poseer una composición sedimentológica fundamentalmente compuesta por limo y arcilla, mientras que en la porción externa y la plataforma continental adyacente predominan los sedimentos arenosos (López Laborde, 1997).

La Bahía de Montevideo y su zona costera adyacente (Figura 1) están localizadas en la porción media del Río de la Plata (34° 50'-34° 56'S y 56° 05'-56° 25'W). La Bahía de Montevideo posee un área de 10km² y una profundidad media de 0,5 metros, excepto en los canales de navegación. Sus sedimentos están constituidos por limos y arcillas (Ayup, 1986), y el sentido de circulación es horario debido a los vientos que soplan predominantemente de NE y W-SW (Moresco & Dol, 1996). La Bahía de Montevideo y su zona costera adyacente son utilizadas para pesca comercial y deportiva, navegación, recreación y turismo, siendo de gran importancia económica para Uruguay (Muniz *et al.*, 2006). Sin embargo, las aguas de la Bahía de Montevideo y su zona costera adyacente son receptoras de diversos efluentes urbanos a través de los sistemas de saneamiento, arroyos y ríos; desechos crudos y efluentes

de industrias, y del vertido de material de dragado (Kurucz *et al.*, 1997). Tres arroyos desembocan en la bahía, Miguelete, Pantanoso y Seco, éste último se encuentra actualmente canalizado. Estos arroyos aportan grandes cantidades de desechos provenientes de industrias y centros urbanos. Además, la bahía alberga la refinería de ANCAP (Asociación Nacional de Combustible Alcohol y Portland), la Central Térmica Batlle (UTE) y el Puerto de Montevideo. La zona costera este adyacente a la Bahía de Montevideo (Punta Carretas) posee el mayor emisario subacuático de Uruguay. La zona costera oeste (Punta Yeguas) presenta importantes playas que son utilizadas para recreación por la comunidad. Cabe destacar que las autoridades planean construir un emisario similar al de Punta Carretas que concentrará los desechos de los arroyos Miguelete y Pantanoso, que actualmente, son descargados en la Bahía de Montevideo (Muniz *et al.*, 2010).

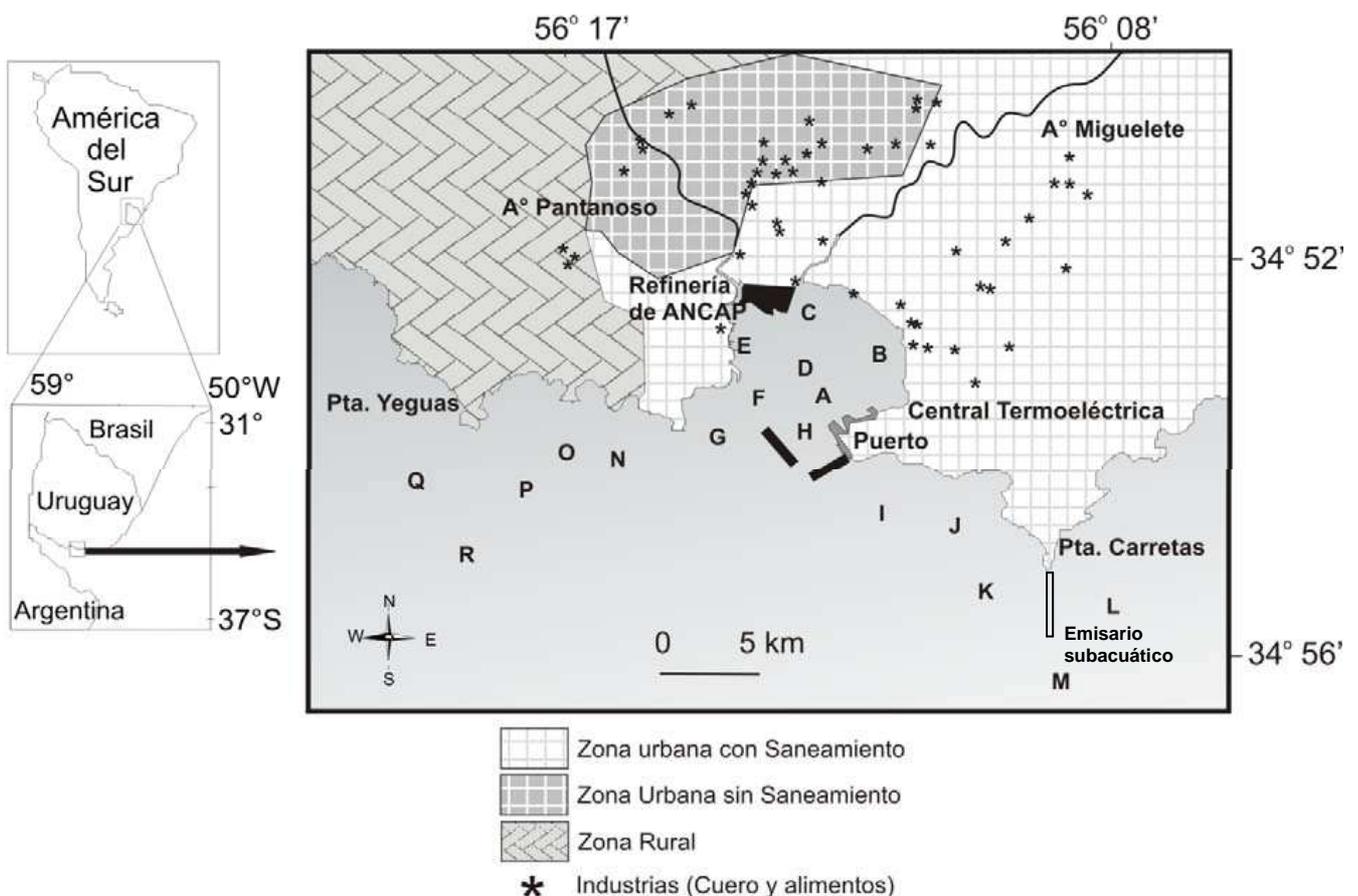


Figura 1: Mapa de la región señalando el área de estudio, y detallando las 18 estaciones donde se realizaron los muestreos estacionales para el presente trabajo.

Antecedentes del área de estudio

Varios autores han estudiado la calidad ambiental de la Bahía de Montevideo y su zona costera adyacente (Moyano *et al.*, 1993; Moresco & Dol, 1996; Muniz *et al.*, 2000a, b; 2002; 2004a, b; 2005a, b; Danulat *et al.*, 2002; Burone *et al.*, 2006), llegando a la conclusión de que el impacto de las diferentes actividades realizadas dentro de la BM es de carácter más o menos localizado y posiblemente reversible si se implementaran medidas de mitigación. La Bahía de Montevideo es uno de los ambientes más impactados del área de estudio, debido a su naturaleza semi-confinada y a las contribuciones de aguas residuales y desechos sólidos a través de los arroyos Pantanoso (compuesto por hasta un 60 % de efluentes de industrias textiles) y Miguelete (compuesto por un 70% de aguas residuales). Además del aporte de emisarios y desagües pluviales, otras fuentes de impacto antropogénico en el área son: actividades del puerto, resuspensión de sedimentos contaminados por medio de dragado, y la introducción de residuos liberados de la refinería de petróleo (Kurucz *et al.*, 1997). Según Muniz *et al.* (2000b) tanto la bahía, como las zonas de Punta Carretas y Punta Yeguas, presentan alteraciones ambientales y a escala espacial existe un gradiente de mayor contaminación desde la zona más interna de la bahía hacia la externa, y que este descenso continúa en la zona costera adyacente.

A través del estudio de la fauna de foraminíferos bentónicos realizado en 1998 por Burone *et al.* (2006), fue posible distinguir claramente tres zonas diferenciadas: zona interna de la Bahía de Montevideo, zona de Punta Carretas y zona de Punta Yeguas. El interior de la bahía se mostró extremadamente empobrecido, incluyendo una región azoica. Además, altos porcentajes de caparzones con anomalías fueron encontrados en esta zona, reforzando los efectos negativos de la contaminación sobre la fauna de foraminíferos. Por otra parte, se notó un efecto positivo (aumento en abundancia) sobre la fauna distribuida en la zona de Punta Carretas (especialmente sobre *Ammonia tepida*), debido al aporte de vertidos domésticos (mayormente orgánicos) provenientes del emisario acuático (Burone *et al.*, 2004; Burone *et al.*, 2006). También un mayor número de especies con paredes aglutinantes fue encontrado en la zona de Punta Yeguas, mientras que en la zona de Punta Carretas dominaron especies calcáreas (hialinas y porcelanáceas), hecho que fue relacionado con la mayor influencia salina en la segunda región, coincidiendo con el límite de intrusión del frente salino en el área (Nagy *et al.*, 2002) y confirmada por la presencia de *Pararotalia cananeaensis* (Burone *et al.*, 2005).

MATERIAL Y MÉTODOS

Muestreo

Las colectas fueron realizadas a escala estacional durante un año (Julio, Octubre 2007, Enero y Mayo 2008), a bordo de una embarcación ligera, perteneciente a la Armada Nacional. En cada ocasión se tomaron muestras de sedimento en 18 estaciones, determinadas previamente por los antecedentes antes descritos para el área de estudio (Figura 1, Tabla 1).

Tabla1: Posición y profundidad (Z) de las 18 estaciones muestreadas.

Estación	Posición	Z max (m)
A	34°53'62'' S 56°12'89'' W	1.4
B	34°53'21'' S 53°12'19'' W	1
C	34°52'90'' S 56°13'45'' W	1.2
D	34°53'30'' S 54°13'45'' W	1.6
E	34°53'00'' S 56°14'23'' W	1.5
F	34°53'33'' S 56°14'18'' W	2.5
G	34°54'06'' S 56°15'14'' W	2.8
H	34°53'96'' S 56°14'02'' W	3.1
I	34°55'28'' S 56°12'71'' W	4.6
J	34°55'57'' S 56°12'02'' W	4.2
K	34°56'83'' S 56°10'26'' W	6.5
L	34°56'93'' S 56°08'67'' W	7.3
M	34°57'58'' S 56°09'68'' W	7.5
N	34°54'66'' S 56°16'50'' W	4.7
O	34°54'30'' S 56°17'60'' W	4.7
P	34°55'00'' S 56°17'90'' W	5
Q	34°55'00'' S 56°19'55'' W	6.1
R	34°56'06'' S 56°18'92'' W	6.1

En cada estación fueron analizadas las siguientes variables en agua de fondo: temperatura, salinidad, oxígeno y pH. La salinidad, temperatura y oxígeno fueron medidos por medio de un multiparámetro marca YSI[®] modelo RS, mientras que el pH por medio de un pH-metro.

En muestras de sedimento superficial fueron analizados: porcentaje de materia orgánica, composición granulométrica, concentraciones de metales pesados, concentraciones de fósforo y pigmentos fotosintéticos. El sedimento destinado para los análisis de materia orgánica y pigmentos fotosintéticos (tres réplicas) fue refrigerado en campo y mantenido en oscuridad para su posterior análisis. El sedimento destinado al resto de los análisis fue acondicionado en frascos plásticos y posteriormente liofilizado para su óptima conservación.

El material biológico fue colectado a través de muestras de sedimento superficial (0-2 cm) con una draga tipo van Veen de 0,05 m², ya que las asociaciones vivas se concentran preferencialmente en esas profundidades (Alve & Murray, 2001). Las mismas fueron colocadas en frascos de plástico conteniendo colorante Rosa de Bengala diluido en alcohol (1gr de colorante por litro de alcohol) con el fin de teñir el protoplasma de los foraminíferos que se encontraran vivos en el momento de la colecta (Walton, 1952).

Análisis de variables ambientales

El análisis granulométrico fue efectuado en el Laboratorio de Geología del Instituto Oceanográfico (USP, San Pablo, Brasil), según el método “Low-angle laser light scattering” utilizándose un “Droplet and Particle Analyser – Malvern” serie 2600. En función de los histogramas obtenidos por dicho método se calcularon las frecuencias granulométricas agrupándolas en intervalos de clase (Suguio, 1973). Previo al análisis fue eliminado el carbonato del sedimento utilizándose peróxido de hidrógeno (H₂O₂).

El contenido de materia orgánica en el sedimento superficial fue estimado mediante la técnica de secado (75 °C/24h) y calcinación (480 °C/2h) descrita por Byers *et al.* (1978). Para ello se pesó 1 gr de sedimento húmedo de cada muestra y se colocó en cápsulas de porcelana

para su posterior secado y calcinación. Los resultados se expresaron como el porcentaje de materia orgánica total para cada muestra.

El análisis y determinación de los metales pesados (Arsenio (As), Cadmio (Cd), Cromo (Cr), Plomo (Pb), Cobre (Cu), Zinc (Zn), Níquel (Ni)) y Fósforo (P) en sedimentos fue realizado en el Laboratorio de Geología del Instituto Oceanográfico (USP, San Pablo, Brasil). La técnica utilizada fue de digestión ácida parcial de los sedimentos, descrita en APHA (1996) (método 3050B). Se pesó un gramo de sedimento seco por muestra, el material fue digerido con ácido clorhídrico (HCl), ácido nítrico (HNO₃) y peróxido de hidrógeno (H₂O₂). La digestión resultante es reducida en volumen mientras es calentada y luego es diluida a un volumen final de 100ml. La determinación de las concentraciones de los metales pesados y del fósforo fue realizada por espectrometría de emisión óptica utilizando plasma inductivamente acoplado Varian[®] (ICP-OES) modelo vista MPX. Los valores fueron normalizados por los niveles del escandio (Sc) que es un elemento considerado conservativo.

Fue calculado el factor de enriquecimiento (FE) con respecto al valor normalizado de Sc, con el objetivo de determinar el grado de contaminación del sedimento, utilizándose la siguiente fórmula:

$$FE = \frac{Xi / Sci}{Xo / Sco}$$

Donde:

Xi es la concentración del metal en la muestra *i*;

Xo es el valor de metal de nivel de base;

Sci es la concentración de escandio en la muestra *i*;

Sco es el valor de base del escandio.

Para el cálculo de dicho factor fueron utilizados los promedios de cada metal pesado de las cuatro campañas analizadas.

Asimismo, fueron utilizados como valor de nivel de base en el área de estudio los valores medios de los elementos calculados por Burone *et al.* (*en prensa*) correspondientes a los

valores de la base (promedio de los valores correspondientes a los últimos 5 centímetros) de un testigo (edad de la base: 3850 ± 40 AP) colectado en el área de estudio (estación E). Se asume de esta manera, que dichos valores corresponden a sedimentos depositados antes de los efectos de la acción antrópica.

En la Tabla 2 se describen las cinco categorías empleadas del índice de contaminación descrito por (Andrew & Sutherland, 2004).

Tabla 2: Categorías del índice de contaminación (FE) descrito por (Andrew & Sutherland, 2004).

Grado de contaminación	Factor de enriquecimiento
Mínimo	< 2
Moderado	2 – 5
Significativo	5 – 20
Alto	20 – 40
Extremamente alto	>40

La extracción de pigmentos fotosintéticos (clorofila *a*) del sedimento superficial se realizó siguiendo la técnica de Lorenzen (1967) modificada por Sunbäck (1983). Las lecturas se realizaron en espectrofotómetro (Beckman DU 650) en las siguientes longitudes de onda: 750 y 665 nm, antes y después de ser acidificados con HCL (0,1 N).

Análisis biológicos

El sedimento para el análisis de los foraminíferos fue tamizado a través de 3 tamices con mallas de 0,500 mm, 0,250 mm y 0,062 mm. Además de ser este último el intervalo de malla que contiene el mayor número de tecas de foraminíferos (Schröder *et al.*, 1987), la separación de estas fracciones facilita el posterior trabajo de identificación en la lupa, ya que resulta más fácil la visualización de partículas de tamaño semejante (Boltovskoy & Lena, 1974). Luego

de tamizado el material fue secado en estufa a 40 °C y para facilitar la separación de los caparazones del sedimento -cuando fue necesario- se utilizó tricloroetileno (C₂HCl₃) para la separación de las tecas. Este líquido de alta densidad (1,5), permite que las partículas más livianas queden suspendidas, dentro de ellas los caparazones de los foraminíferos. Finalizada esta etapa, el material correspondiente a las tres fracciones fue identificado y cuantificado bajo un estereomicroscopio. Fue contado el número total de foraminíferos vivos y muertos para evitar posibles sub o superestimaciones de la cantidad de individuos. Los individuos fueron almacenados en láminas apropiadas para estudios micropaleontológicos.

La clasificación taxonómica a nivel de género se basó en la propuesta de Loeblich & Tappan (1988). Para la determinación de la composición específica se consultaron trabajos principalmente regionales (Boltovskoy, 1959; Boltovskoy, 1964; Boltovskoy & Lena, 1974; Burone, 2002; Burone *et al.*, 2006).

Fueron fotografiadas las especies encontradas por medio de un microscopio electrónico de barrido, perteneciente al Laboratorio de Microscopia de la Facultad de Ciencias (UdelaR). Asimismo, fueron fotografiados ejemplares cuyo caparazón estaba parcialmente disuelto y/o presentaba pirita, limonita o pérdida de brillo a través de un microscopio óptico Olympus[®] SZX16 del Laboratorio de Bioindicadores Ambientales del Instituto Oceanográfico (IO-USP).

Estudios morfológicos

Fueron seguidas, de forma general, las clases de anomalías según son descritas por Bonetti (2000), Burone (2002) y Burone *et al.* (2006), que clasificaron las anomalías en base a aspectos de carácter visual (Tabla 3).

Tabla 3: Clases de anomalías consideradas para el presente estudio.

Clase de anomalía	Descripción
1	Diferencias en el tamaño o forma de las cámaras, incluyendo cámaras de tamaño reducido, presencia de protuberancias y cámaras de forma aberrante
2	Caparazones con una o más cámaras mal posicionadas y cambios en el patrón de enrollamiento
3	Presencia de cámara adicional
4	Caparazones gemelas
5	Caparazones con varios tipos de malformaciones definidas como caparazones complejas

Por otra parte, siguiendo la metodología utilizada por Alves Dias (2009), la biometría fue obtenida a través de medidas realizadas a lo largo del eje de mayor longitud medidos en 30 ejemplares seleccionados aleatoriamente entre los caparazones de *Ammonia tepida* halladas en cada estación para las cuatro campañas analizadas. El procesamiento de estos datos fue realizado a partir de microfotografías de los organismos analizadas con ayuda del programa Image Pro- Express 6.0.

Análisis tafonómico

Para este análisis fue desarrollado un protocolo tafonómico donde se listaron las principales características tafonómicas observadas en los caparazones de los foraminíferos bentónicos y planctónicos (muertos) (Tabla 4), basándose en trabajos realizados anteriormente en tafonomía de invertebrados marinos y de foraminíferos (Gonçalves de Sousa, 2006). El mismo fue modificado del protocolo realizado por Gonçalves de Sousa (2006).

Tabla 4: Características tafonómicas analizadas en los caparazones de foraminíferos muertos.

Característica tafonómica	Ausente	Presente	Origen
	Caparazones	Caparazones	
Alteración de textura/brillo	con brillo	opacos	Químico/físico/biológico
Corrosión o Disolución	normales	corroídos o disueltos	Químico
Fragmentación	normales	fragmentados	Químico/físico/biológico
Alteración de color	blancos o traslúcidos	negros o marrones	Químico/físico/biológico

Cabe resaltar que un mismo caparazón puede presentar varias características tafonómicas a la vez. El análisis de dichas características fue realizado en estereomicroscopio y luego fue confirmado en microscopio electrónico de barrido.

Debido a procesos físicos (ej. abrasión), químicos (ej. disolución) y/o biológicos (ej. bioturbación) los caparazones de foraminíferos pueden presentar alteración en su textura/brillo. Según Rodrigues (2006), procesos químicos tales como corrosión pueden ocasionar la ocurrencia de la textura granular en los caparazones.

La disolución por su parte, presenta origen químico y la presencia de la alteración de textura puede indicar la presencia de esta característica tafonómica (Rodrigues, 2006).

La fragmentación de los caparazones puede tener origen físico, debido al proceso de transporte de partículas u origen químico, pudiendo debilitar el caparazón por el proceso de disolución/corrosión y/o origen biológica, a través de la bioturbación del sedimento (Rodrigues, 2006).

La presencia de caparazones con alteración de color (negros o marrones) se debe a la presencia de pirita y limonita respectivamente. La formación de pirita se da bajo condiciones reductoras, mientras que la formación de limonita se da frente a la exposición de caparazones piritizados a ambiente más oxigenados (ya sea por bioturbación o por una frecuente erosión

de la zona oxidante) (Maiklem, 1967). Por tanto, la alteración de color puede presentar origen químico, físico y biológico.

Análisis de datos

Los datos biológicos y ambientales se trataron estadísticamente con métodos uni y multivariados, no paramétricos.

Se calcularon los siguientes índices biológicos para la comunidad de foraminíferos vivos y totales (vivos+muestrados): a) diversidad específica (H'), según el Índice de Shannon-Weaver (1963); b) equitatividad (J'), según el Índice de Pielou (1975); c) riqueza específica (S), la cual fue calculada como el número de especies presentes en cada muestra; y d) la densidad total (D) como el total de individuos (vivos o totales) en una muestra de sedimento de 50 cm³.

Con el fin de definir y clasificar los posibles grupos de estaciones y especies con atributos similares se utilizaron análisis de ordenación – ACP (Análisis en Componentes Principales) para las variables ambientales y – n-MDS (non-Metric Multi-Dimensional ordination)- para los datos de foraminíferos.

El ACP es un tipo de análisis de ordenación muy aplicada y recomendada en el tratamiento de variables ambientales (Clarke & Warwick, 1994). Los datos abióticos utilizados para este análisis fueron previamente normalizados y centrados, evitando así los problemas que surgen de las diferentes unidades en que se expresan las variables (Valentin, 2000). Fue realizado un ACP para cada campaña analizada a partir de una matriz con todas variables ambientales disponibles (17), siendo analizadas solo aquellas que presentaron una relación significativa con uno de los ejes analizados.

Para el análisis n-MDS fue utilizada la matriz biótica y los datos fueron transformados por $\log(x+1)$. El índice de similaridad utilizado fue el de Bray Curtis. Fueron realizados 8 n-MDS uno para cada campaña tanto para la población viva como para la total.

Con el fin de conocer cuáles son las variables ambientales que mejor explican la distribución de las asociaciones vivos y totales de los foraminíferos fue realizado un análisis ANOSIM. El mismo fue realizado a partir de los grupos generados por los análisis de ACP y la matriz biológica. Asignándole a cada estación un factor según al grupo al que pertenece en el ACP. Cuando el valor de significancia fue menor a 5 % se considera que los grupos son significativamente distintos. Fueron realizados 8 ANOSIM, uno por cada estación del año y para las asociaciones vivas y totales.

Por otra parte, fueron realizadas regresiones lineares, entre los datos morfológicos (porcentajes de malformaciones, descalcificación, biometría, piritización, etc.) y las variables ambientales con el fin de inferir relaciones entre estos.

Los programas utilizados para el tratamiento de los datos fueron MVSP (Multivariate Statistical Package, Kovach, 1999) y Primer 5 (Clarke & Warwick, 1994).

RESULTADOS

VARIABLES AMBIENTALES

Características físico-químicas del agua de fondo

Las temperaturas del agua de fondo en Julio 2007 (invierno) fueron las más bajas, variando entre 7 y 10 °C; mientras que en Enero 2008 (verano) se registraron temperaturas de hasta 26,1 °C (Figura 2). Tanto en Mayo 2007 (otoño), como en Octubre 2007 (primavera) las temperaturas fueron intermedias, con valores de alrededor de 15,5 °C y 23 °C, respectivamente. Cabe resaltar que en las campañas de Julio y Enero, las mayores temperaturas fueron registradas en las estaciones de la porción interna de la bahía: estación B en Julio con 10 °C y estaciones A, B, E y F en Enero con valores de 24,9, 25,5, 25,1 y 26,1 °C, respectivamente. Estas estaciones están localizadas próximas a la Central termoeléctrica Batlle y a la refinería de ANCAP.

Los valores de oxígeno disuelto en el agua de fondo variaron entre 5,4 (estación B) y 13,7mg/l (estación C) en las campañas de Julio y Enero, respectivamente (Figura 2). De forma general, se pudieron observar concentraciones de oxígeno menores en el interior de la bahía durante las campañas de Julio y Mayo (entre 5,4 mg/l y 8,6 mg/l). Además, fue posible observar una distribución de valores bastante homogénea durante la campaña de Octubre (de 5,5 mg/l a 11,4 mg/l) y por otro lado un aumento de los valores de la concentración de oxígeno durante la campaña de Enero.

Los valores de pH para el agua de fondo (Figura 2) muestran que el menor valor registrado (7,36) fue para la estación B en la campaña de Julio, mientras que el mayor valor (8,9) fue encontrado en la estación Q en la campaña de Octubre. En líneas generales los valores de pH se presentan levemente menores en las estaciones del interior de la bahía. También se puede apreciar una tendencia a que dichos valores sean menores en otoño e invierno.

Las estaciones del año que presentaron menores salinidades fueron las de Mayo y Octubre, con valores mínimos de 3,2 y 4,1 respectivamente (Figura 2). Cabe destacar que los mayores valores de salinidad se registraron en la campaña de Enero con valores de hasta 32,6.

Asimismo, se observaron altos valores de salinidad en la zona de Punta Carretas (específicamente en las estaciones J, K, L y M) en las cuatro campañas.

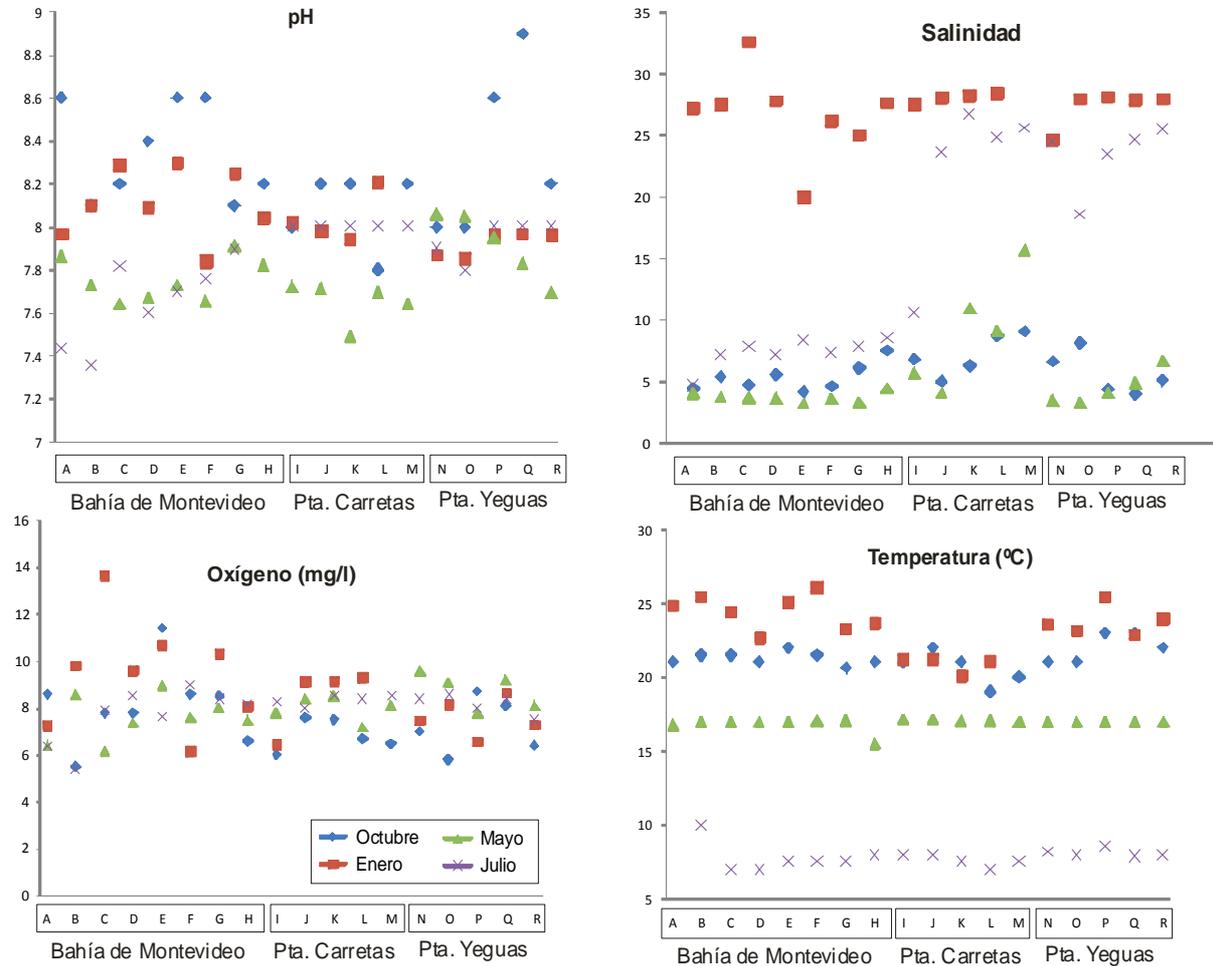


Figura 2: Variables abióticas del agua de fondo: pH, Salinidad, Oxígeno y Temperatura, para las cuatro campañas analizadas.

Características sedimentológicas y geoquímicas del sedimento

De forma general, se observa que el área se encuentra compuesta predominantemente por altos porcentajes de limo (> 50%), siendo que la segunda fracción dominante es la arena (Figura 3). Sin embargo, pudo observarse una alta variabilidad en la composición

granulométrica en las cuatro campañas estudiadas, destacándose los altos porcentajes de arena en la campaña de Mayo.

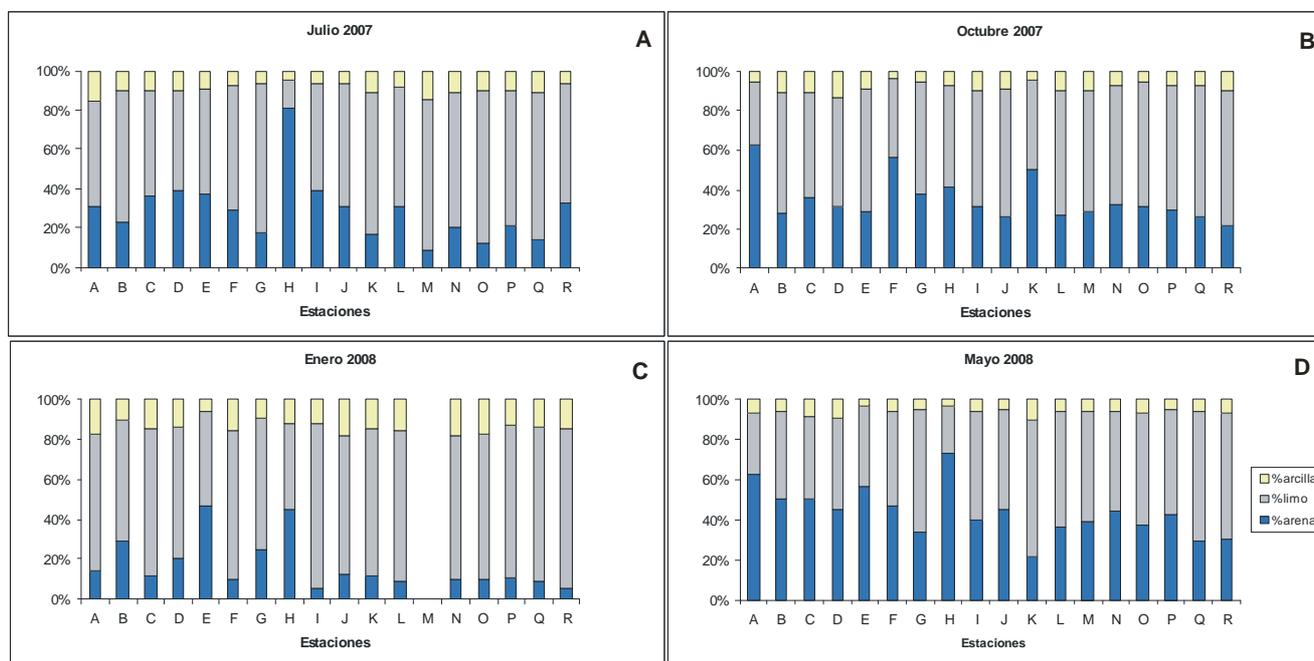


Figura 3: Fracciones granulométricas presentes en las 17 estaciones en las cuatro campañas estudiadas. Donde, A: campaña de Julio 2007; B: campaña de Octubre 2007; C: campaña de Enero 2008 y D: campaña de Mayo 2008.

Los valores de clorofila *a* variaron de 2,4 $\mu\text{g/g}$ (estación Q, Julio) a 23,1 $\mu\text{g/g}$ (estación B, Enero) (Figura 4). Estos fueron generalmente mayores en las estaciones ubicadas en el interior de la bahía, siendo que en las estaciones externas se puede observar un aumento en los valores de clorofila *a* para las campañas de Octubre y Mayo.

Los valores de feopigmentos variaron entre 4,25 $\mu\text{g/g}$ (estación Q, Julio) y 117,5 $\mu\text{g/g}$ (estación B, Enero) (Figura 4). Los mayores valores fueron registrados en el interior de la bahía. Además, en la campaña de Enero fueron registrados los mayores valores comparados con el resto del año.

Los porcentajes de materia orgánica variaron entre 3,6% en la estación E de la campaña de Mayo y 12,5% en la estación B en la campaña de Octubre (Figura 4) observándose de manera general, mayores valores en las estaciones localizadas en el interior de la bahía y en algunas estaciones de la región de Punta Carretas.

Los valores de fósforo presentaron concentraciones entre 423,39 (mg/kg) en la estación H de la campaña de Julio y 1884,90 (mg/kg), en la estación D en la campaña de Mayo 2008. En este caso también los mayores valores estuvieron asociados al interior de la bahía. Cabe destacar que en la campaña de Octubre las concentraciones de fósforo son menores que las demás campañas (Figura 4).

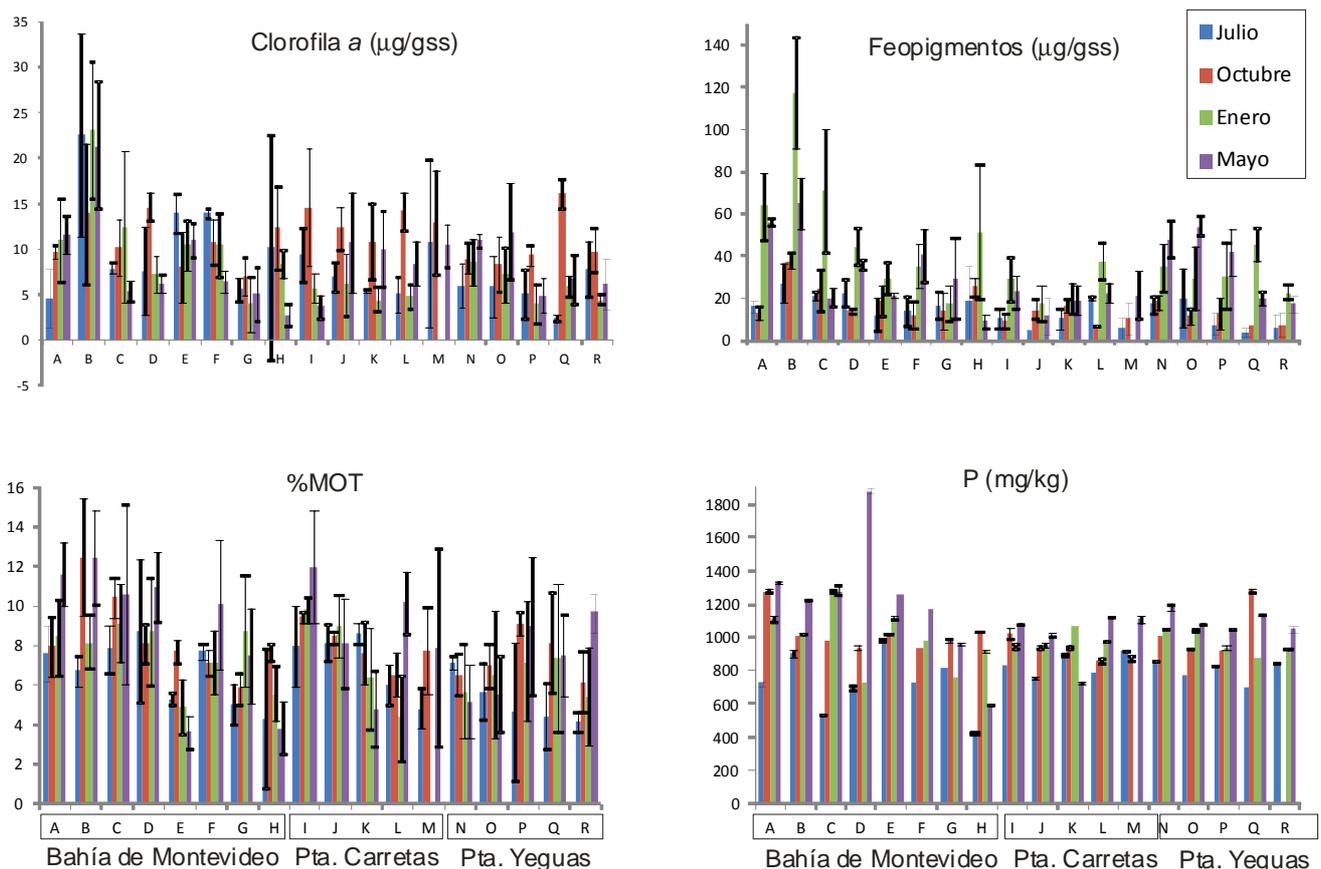


Figura 4: Distribución de las concentraciones de clorofila *a*, feopigmentos, porcentaje de materia orgánica (% MOT) y fósforo (P) para las cuatro campañas estudiadas.

En la Figura 5 se presentan los valores del factor de enriquecimiento ($FE > 2$) para cada metal analizado. Se pudo observar que el FE del As, Cd y Ni fue menor que 2, en todas las estaciones. Por otra parte Cr, Cu, Pb y Zn, presentaron un FE mayor a 2 en las estaciones ubicadas en la porción interna de la bahía. Se pudieron distinguir dos grados de contaminación en esta zona: a) contaminación moderada ($2 < FE < 5$) en las estaciones A y F – para Cr-; A, D, E, F y G -para Cu-; A, D, E y G - para Pb-; A, B y D –para Zn – y b) contaminación significativa ($5 < FE < 20$) en las estaciones B, C, D y E - para Cr-; B y C – para Cu; B y C – para Pb- y C- para Zn. Cabe destacar que la estación R presentó valores de FE correspondientes a una contaminación moderada para Cr y Pb.

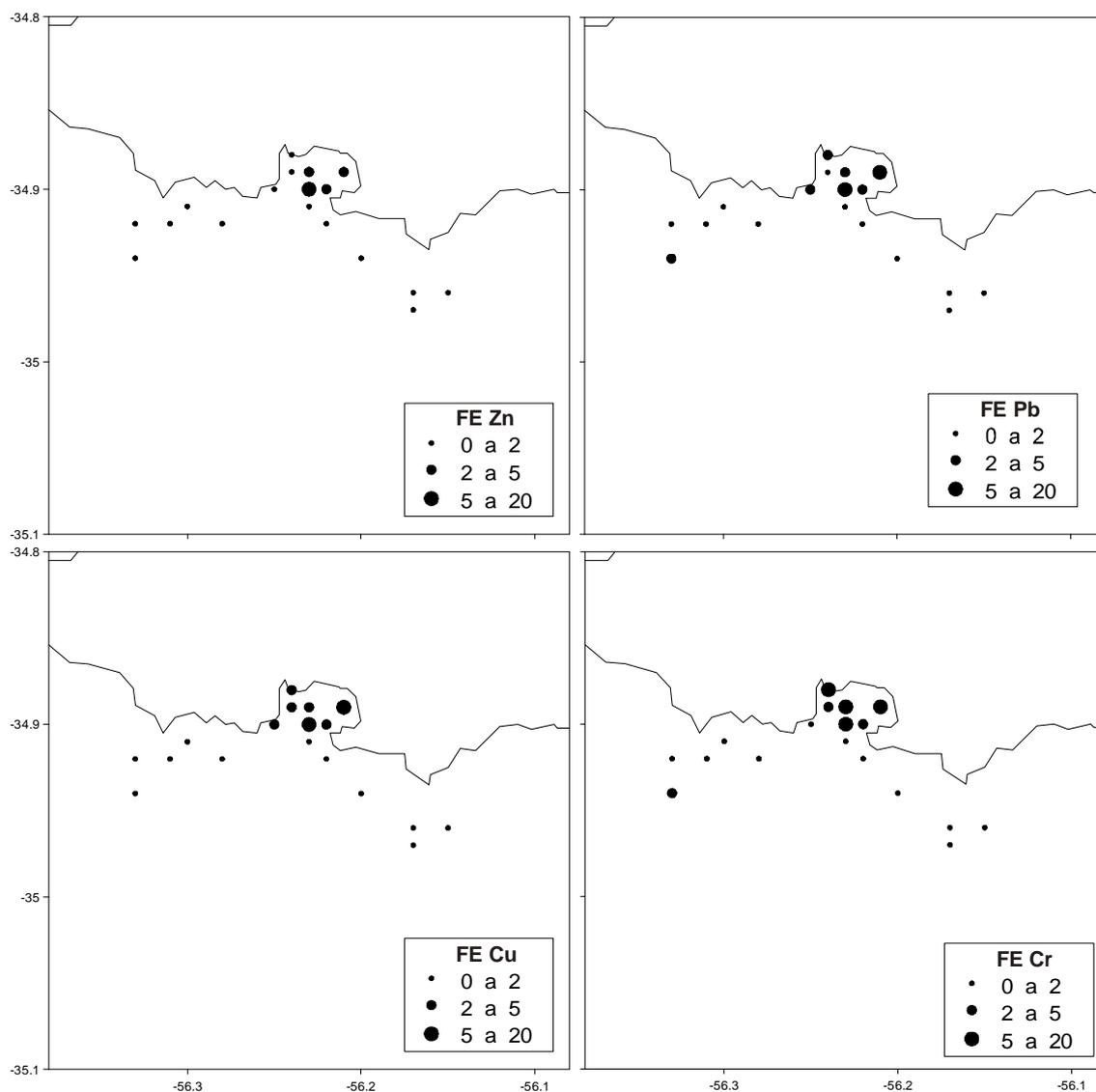


Figura 5: Factor de enriquecimiento (FE) de los metales pesados que fueron determinados como contaminantes moderados y significativos para el área de estudio (Zn, Pb, Cu y Cr). Donde un FE de 0 a 2 significa polución mínima; 2 a 5 polución moderada y de 5 a 20 polución significativa.

Análisis de componentes principales (ACP)

En las cuatro campañas fue posible diferenciar dos grupos de estaciones en función de las características abióticas de medio (Figura 6). Así, el Grupo 1 se encuentra formado por las estaciones ubicadas en la porción interna de la Bahía de Montevideo, mientras que el Grupo 2 agrupa a las estaciones de la zona costera adyacente a la misma (zona de Punta Carretas y zona de Punta Yeguas) y a las estaciones ubicadas en la desembocadura de la bahía.

De forma general en las cuatro campañas el Grupo 1 se encuentra ligado positivamente al eje 1. Las estaciones que conforman este grupo se caracterizan por presentar bajos valores de salinidad, altos valores de clorofila *a* así como altas concentraciones de Cr, Cu, Pb y Zn y altos porcentajes de arena. El Grupo 2 está ligado negativamente al eje 1. Éstas estaciones se caracterizan por presentar mayores valores de salinidad y menores valores de clorofila *a* y metales pesados que las estaciones pertenecientes al Grupo 1.

En la campaña de Julio (Figura 6A) el Grupo 1 se encuentra conformado por dos subgrupos: el subgrupo 1a (estaciones B y C) y el subgrupo 1b (estaciones A, E, D y C) ambos ligados positivamente con el eje 1 (el cual explica el 68,1 % de la varianza de los datos). Si bien ambos presentan altas concentraciones de metales pesados altos valores de clorofila *a* y bajas salinidades el subgrupo 1a es el que presenta los valores más extremos para estas variables.

En la campaña de Octubre (Figura 6B) cabe destacar que la estación R ubicada en la región de Punta Yeguas, forma parte del Grupo 1. Además, las estaciones B y C, componen el subgrupo 1a, conteniendo las mayores concentraciones de Cr, Cu, Pb y Zn. El Grupo 2 se encuentra ligado negativamente al eje 1 (explicando el 79,9 % de la varianza) presentando menores valores de metales pesados que el Grupo 1.

En la campaña de Enero (Figura 6C), las estaciones ubicadas en la zona costera adyacente y en la desembocadura de la Bahía de Montevideo, se encuentran ligadas negativamente con el eje 1 (con 72,8 % de aporte a la explicación de la varianza). Estas estaciones presentan bajas concentraciones de clorofila *a* y metales pesados.

Por último, en la campaña de Mayo (Figura 6D) el Grupo 2 se encuentra ligado negativamente al eje 1 (explica el 49,4 % de la varianza de los datos). Por lo tanto, este grupo de estaciones presentan menores porcentajes de arena y concentraciones de metales pesados y mayores salinidades, que las estaciones ubicadas en el interior de la Bahía de Montevideo (Grupo 1). Cabe destacar que la estación B que en las demás campañas se encuentra como constituyente del Grupo 1, en esta campaña quedó fuera del grupo debido a que es la estación que presenta el mayor valor de clorofila *a*.

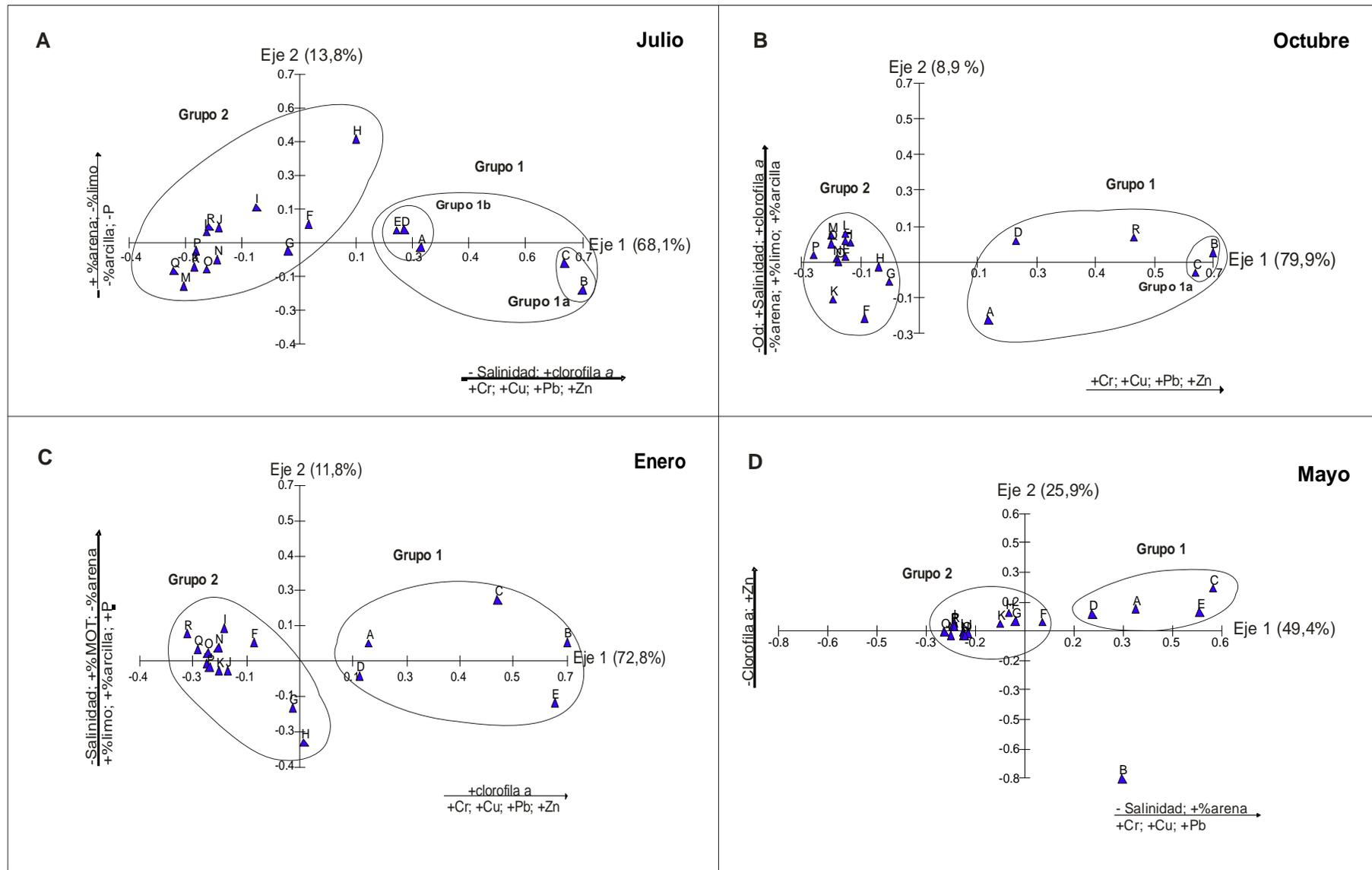


Figura 6: Análisis de componentes principales para la campaña de Julio (A), Octubre (B), Enero (C) y Mayo (D). Donde Cr: Cromo; Cu: Cobre; Pb: Plomo, Zn: Zinc; P: Fósforo; Od: oxígeno disuelto y %MOT: porcentaje de materia orgánica.

Resultados Bióticos

Asociaciones vivas

Fueron encontradas 7 especies de foraminíferos bentónicos calcáreos pertenecientes al Suborden Rotaliina, 6 especies de aglutinantes (Suborden Textulariina) y 2 especies de tecamebas (Clase: Lobosa; Orden: Thecolobosa), en un total de 4.781 individuos vivos, en muestras de 50 cm³.

Las mayores densidades totales fueron observadas en las campañas de Julio y Mayo, con 1.515 y 1.540 individuos, respectivamente; mientras que la menor densidad fue hallada en la campaña de Enero con 787 individuos (Figura 7).

El interior de la Bahía de Montevideo (estaciones A, B, C, D y E), se caracterizó por presentar los menores valores de densidad en las cuatro campañas estudiadas, llegando a presentar estaciones azoicas (estación A - Julio; estación C - Octubre y estación B - Enero) y con densidades extremadamente bajas (estación B - Julio con 1 individuo; estación A Octubre con 1 individuo y estación A - Mayo con 2 individuos) (Figura 7).

Por otra parte, las mayores densidades de individuos fueron encontradas generalmente en las estaciones F, G, H y en la estación J localizadas en la porción externa de la bahía y región de Punta Carretas, respectivamente (Figura 7).

Fue posible observar que las especies más abundantes en la región fueron: *Ammonia tepida* (1-441 individuos), *Ammonia parkinsoniana* (1-70 individuos) y *Psammosphaera* sp. (1-8 individuos), siendo que las especies *Elphidium excavatum* (1-6 individuos), *Ammotium salsum* (1-2 individuos) y *Miliammina fusca* (2-4 individuos) estuvieron representadas con densidades menores.

Cabe destacar que en tres de las campañas estudiadas (Octubre, Enero y Mayo), se registraron individuos juveniles, en las estaciones ubicadas en la zona más externa de la bahía (F, G y H) y en aquellas estaciones localizadas en las zonas de Punta Carretas y Punta Yeguas.

Ammonia tepida, fue la especie dominante en todas las campañas analizadas, estando representada prácticamente en todas las estaciones con densidades de hasta 441 individuos (estación G, Julio). Por otro lado, la especie *Ammonia parkinsoniana*,

presentó densidades menores que *Ammonia tepida*, con valores máximos de 70 individuos (estación G, Mayo).

Los mayores valores de densidad de foraminíferos aglutinantes así como de tecamebas (representadas por las especies *Centrophixis constricta* y *Diffugia oblonga*) fueron registrados en la campaña de Mayo.

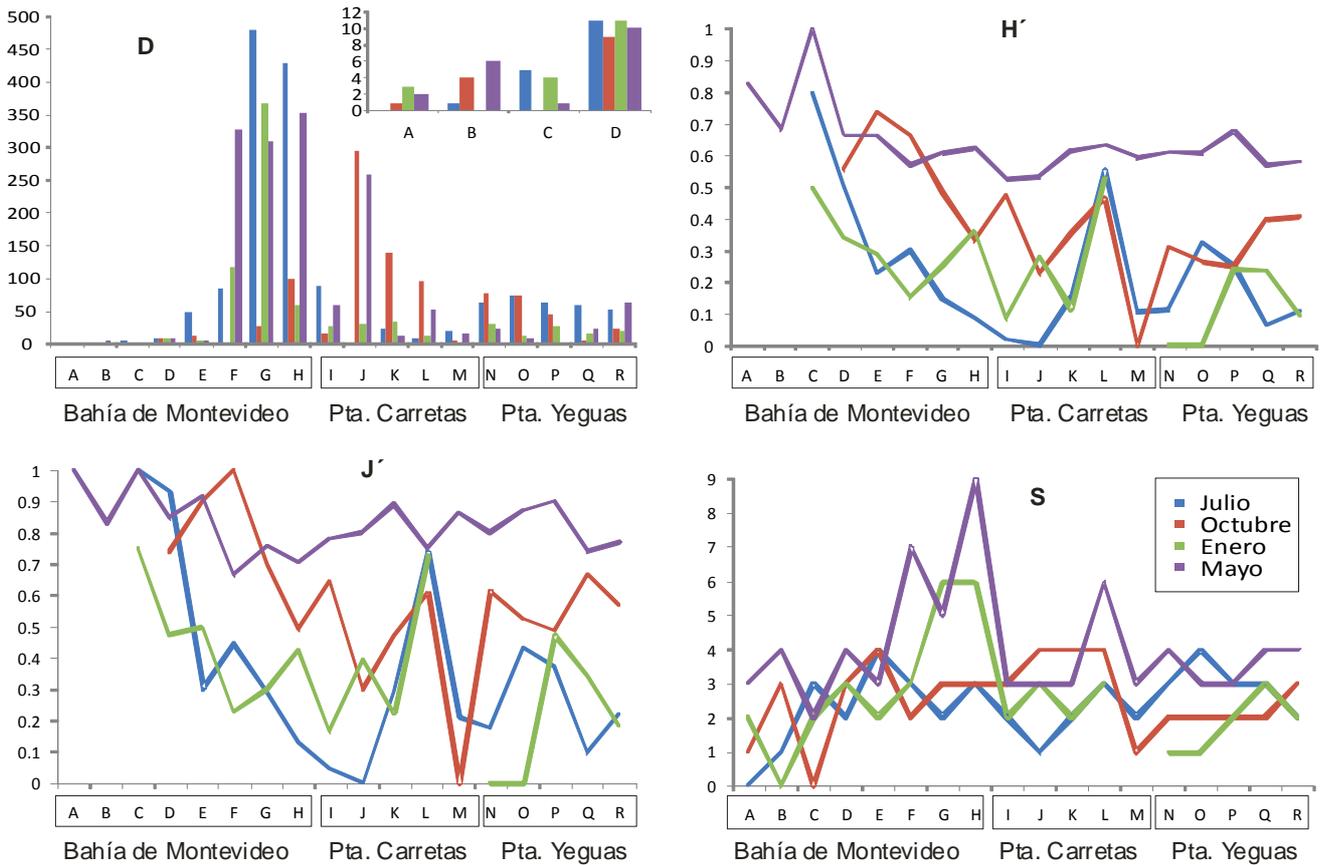


Figura 7: Densidad total (D) de foraminíferos bentónicos vivos y parámetros de las asociaciones vivas, donde H' = diversidad, J' = equitatividad y S = riqueza específica, en las cuatro campañas estudiadas.

Los valores de diversidad variaron entre 0,023 (estación I de Julio) y 0,833 (estación B - Octubre y estación A - mayo). Estos valores variaron entre las campañas analizadas, observándose los mayores valores de diversidad en la campaña de Mayo. Cabe destacar que se observaron valores altos en algunas estaciones del interior de la bahía (C- Mayo y E- Octubre) y de la región de Punta Carretas (L- Julio; Octubre y Enero) (Figura 7).

La riqueza específica presentó valores entre 1 y 9, observándose de forma general que el mayor número de especies se encuentra asociado a las estaciones G y H (las cuales también presentaron las mayores densidades de individuos vivos en la región). Los menores valores de riqueza estuvieron relacionados a las estaciones internas de la bahía (con presencia de locales azoicos). Los valores de equitatividad estuvieron entre 0,1 y 1 siendo que los mayores valores están asociados a las estaciones del interior de la bahía donde el número de especies es menor y la dominancia mayor (Figura 7).

A partir de los análisis n-MDS (Figura 8), fue posible observar que existe un gradiente en el ordenamiento de las estaciones, en base a la distribución de las asociaciones vivas en el área de estudio en las cuatro estaciones del año. Este gradiente, obedece a la densidad de los foraminíferos vivos presentes en el área de estudio. De forma general, las menores densidades de individuos se encuentran en las estaciones ubicadas en la porción interna de la Bahía de Montevideo (A, B, C, D y E). Mientras que en las estaciones localizadas en la zona costera adyacente (I, J, K, L, M, N, O, P, Q y R), las densidades comienzan a incrementarse llegando a su máximo en la desembocadura de la bahía (estaciones F, G y H). Cabe destacar que en las campañas de Octubre y Mayo, la estación J (ubicada próxima a Punta Carretas) presentó densidades altas similares a las encontradas en las estaciones ubicadas en la desembocadura de la bahía.

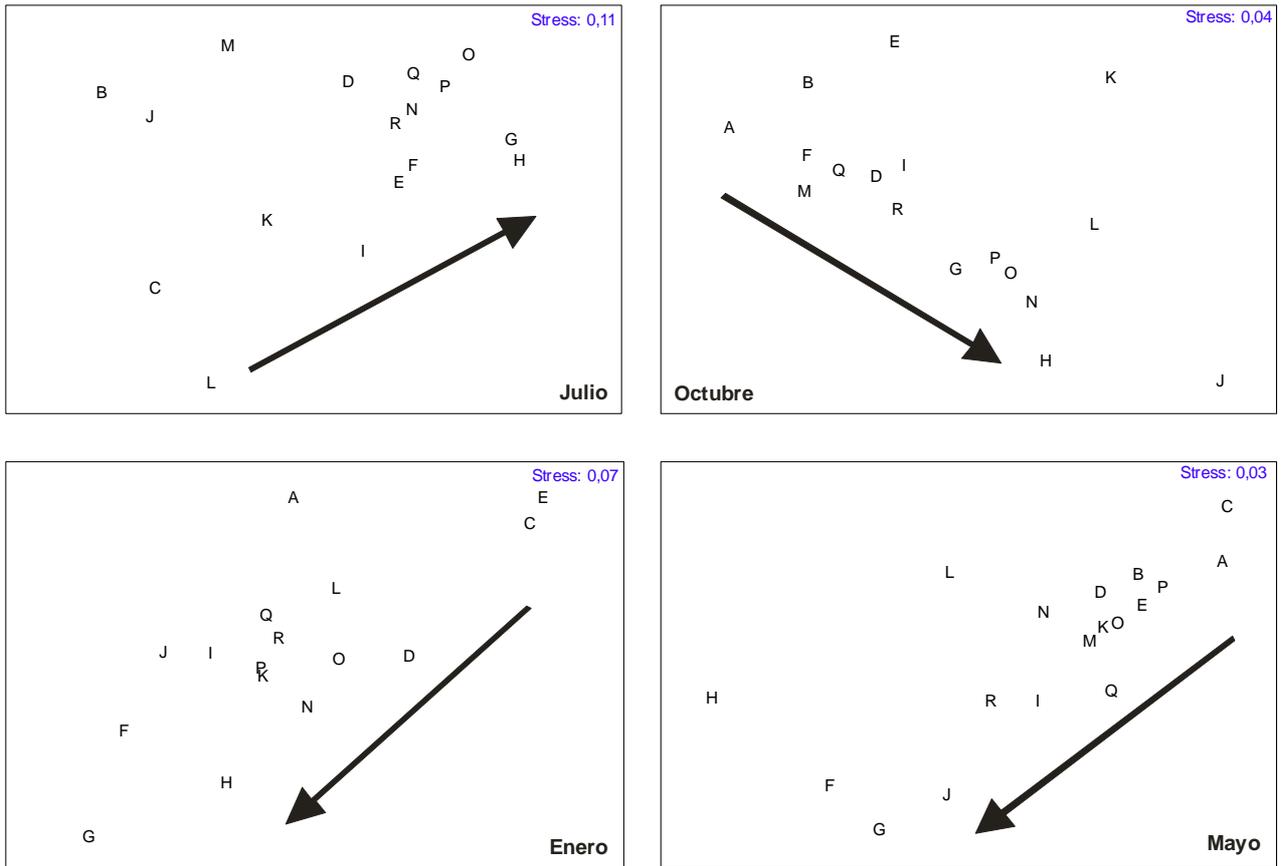


Figura 8: n-MDS de las asociaciones vivas para las cuatro campañas estudiadas, mostrando los gradientes observados.

Asociaciones totales (vivos + muertos)

Fueron registradas 55 especies de foraminíferos bentónicos calcáreos pertenecientes al Suborden Rotaliina, 11 especies de aglutinantes (Suborden Textulariina), 2 especies de porcelanáceos (Suborden Miliolina) y 2 especies de tecamebas (Clase: Lobosa; Orden: Thecolobosa) en un total de 16.859 individuos analizados.

Al igual que para las asociaciones vivas las especies más abundantes en el área fueron: *Ammonia tepida*, *Ammonia parkinsoniana* y *Psammosphaera* sp. Cabe resaltar, que la especie *Ammonia tepida* (especie dominante) presentó densidades de hasta 1.121 individuos (estación G, Enero). Por otro lado, las especies *Elphidium discoidale* y *Elphidium excavatum* presentaron densidades mayores en las asociaciones totales que en las vivas. A diferencia de las asociaciones vivas fueron registradas especies bentónicas de plataforma (*Angulogerina* sp., *Cassidulina carinata*, *Cassidulina rossensis*, *Cassidulinoides parkerianus*, *Cibicides* sp., *Cibicidoides* spp., *Discorbis* sp., *Ehrenbergina spinea*, *Epistominella* sp., *Gavelinopsis* sp., *Globocassidulina subglobosa*, *Globocassidulina*, sp., *Islandiella* sp., *Lenticulina* sp., *Miliolinella circularis*, *Planulina faveolata*, *Planulina* sp., *Pullenia bulloides*, *Sphaeroidina bulloides*, *Uvigerina peregrina*). Asimismo, fueron registrados un total de 60 individuos de foraminíferos planctónicos pertenecientes a 12 especies en las estaciones I, K y O, localizadas en las regiones de Punta Carretas y Punta Yeguas. Entre ellas se destacan *Globigerinoides ruber* white y *Globigerina bulloides*, y en menores densidades *Globigerina falconensis*, *Globigerinella siphonifera*, *Turborotalia quinqueloba*, *Globigerinita glutinata*, *Globorotalia* sp, *Neogloboquadrina* sp. y *Tenuitella iota*.

Las mayores densidades de foraminíferos totales correspondieron a las campañas de Enero y Mayo, con 3.840 y 6.113 individuos, respectivamente. La menor densidad fue hallada en la campaña de Julio con 3.282 individuos (Figura 9).

Al igual que para las asociaciones vivas, el interior de la Bahía de Montevideo, se caracteriza por presentar los menores valores de densidad de foraminíferos totales en las cuatro campañas estudiadas (Figura 9). Asimismo, las estaciones F, G, H y J (localizadas en la porción externa de la bahía y región de Punta Carretas) y las estaciones N, O y R (ubicadas en la región de Punta Yeguas), presentaron las mayores densidades de foraminíferos totales. En lo que se refiere a la riqueza específica de

especies se registraron valores (entre 1 y 40) siendo que los mayores valores estuvieron asociados a la campaña de Mayo como observado con la asociación viva y de forma general con las estaciones (G, H, K y O). Se registró un total de 52 especies.

La equitatividad también presentó sus mayores valores asociados al interior de la bahía con valores entre 0,12 y 0,97. Los valores de diversidad variaron entre 0,12 y 0,93, en las estaciones R (Julio) y K (Mayo), respectivamente. Cabe destacar que en las campañas de Octubre y Mayo se registraron los mayores valores de diversidad en algunas estaciones de la bahía (estación E -Octubre) y zona costera adyacente (estación I- Octubre; estaciones K y O- Mayo).

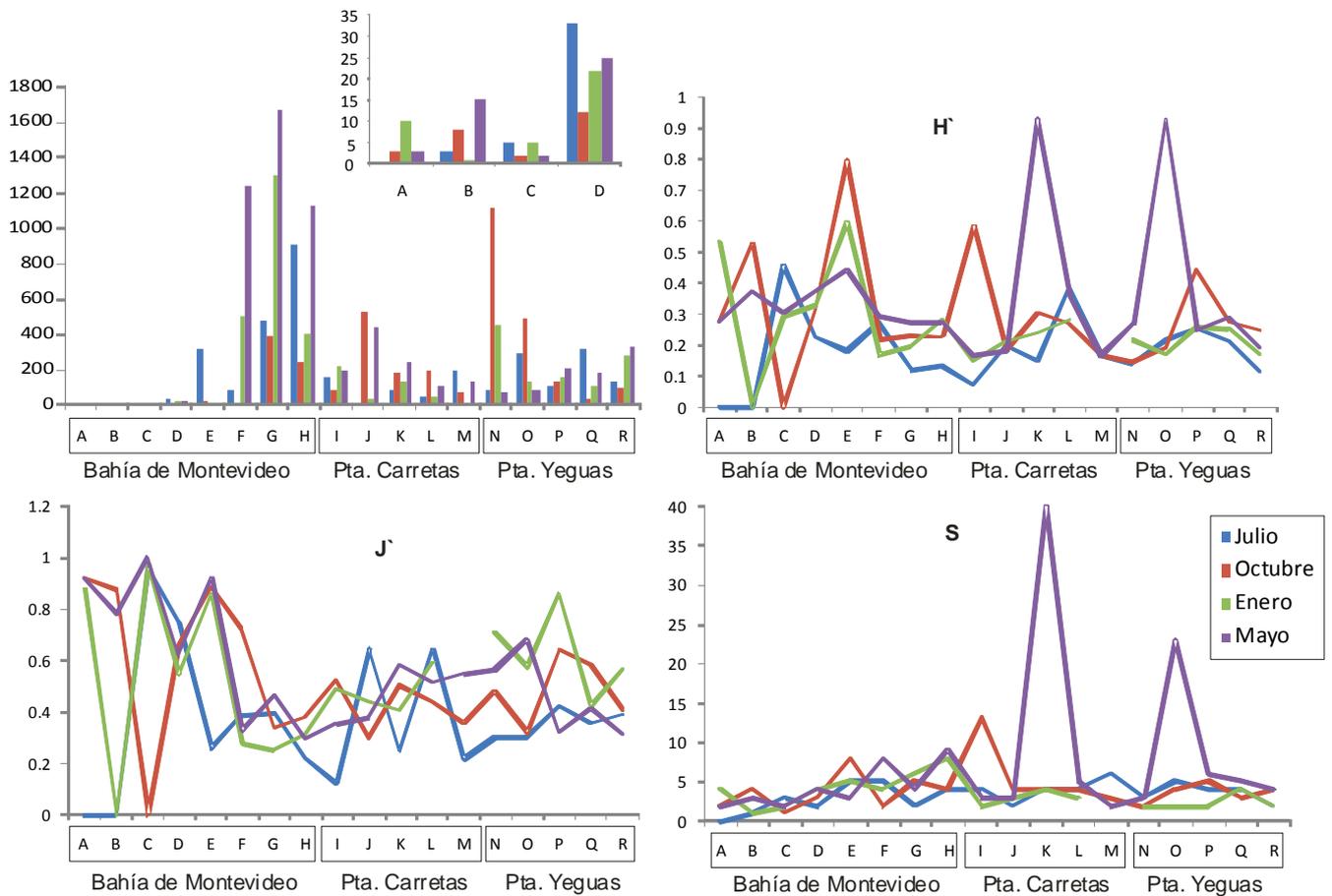


Figura 9: Densidad total (D) de foraminíferos bentónicos y planctónicos totales y parámetros de las asociaciones vivas, donde H' = diversidad, J' = equitatividad y S = riqueza específica, en las cuatro campañas estudiadas.

Al igual que para las asociaciones vivas fue posible distinguir un gradiente en el ordenamiento de las estaciones en base a la distribución de las asociaciones totales de foraminíferos, en las cuatro campañas analizadas (Figura 10). Este gradiente se encuentra definido en base a la densidad de individuos vivos y muertos. De forma general, las menores densidades de foraminíferos totales se encuentran en las estaciones ubicadas en la porción interna de la bahía (A, B, C y D), presentando valores medios en las estaciones localizadas en la zona costera adyacente (I, J, K, L, M, N, O, P, Q y R) y encontrando sus máximos en la desembocadura de la bahía (F, G y H). Es importante destacar que las estaciones E, I y P (Octubre) y K y O (Mayo), se encuentran separadas del resto de las estaciones debido a que presentan las mayores riquezas específicas y diversidades, para esas campañas.

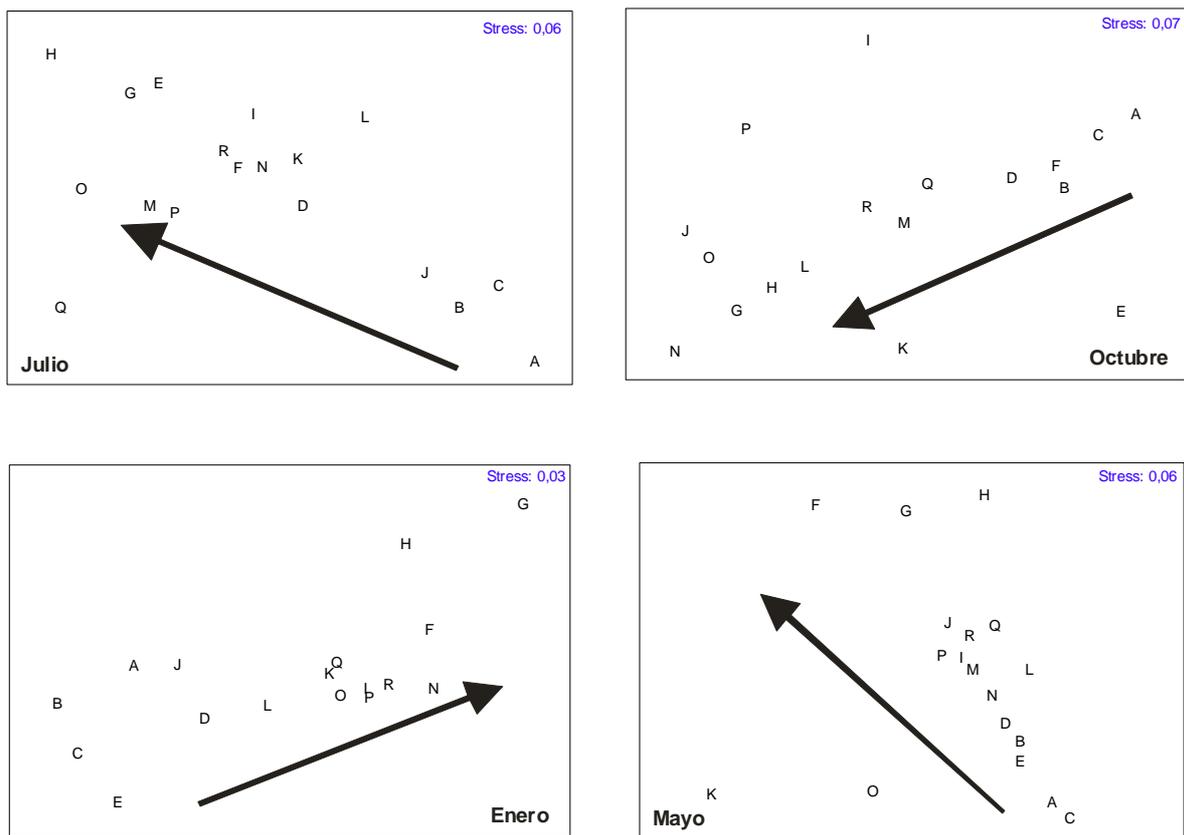


Figura 10: n-MDS de las asociaciones totales para las cuatro campañas estudiadas, mostrando los gradientes observados.

Estudios morfológicos

Caparazones anómalos y descalcificación

En la Figura 11 son presentados los porcentajes de caparazones anómalos referentes a ejemplares vivos de la especie *Ammonia tepida* para las cuatro campañas.

Se observa que los porcentajes más altos de anomalías se encuentran en las estaciones del interior de la bahía (A, B y C en las cuatro campañas), llegando a un 100% en la estación B en Julio. Sin embargo, se pudo constatar que los caparazones anómalos se distribuyen a lo largo de toda el área de estudio pero con porcentajes más bajos que los observados en la porción interna de la Bahía de Montevideo.

La clase de anomalía dominante fue la clase 1, que se refiere a diferencias en el tamaño o forma de las cámaras, incluyendo cámaras de tamaño reducido, presencia de protuberancias y cámaras de forma aberrante. En la Lámina 6 se presentan algunos ejemplos de las anomalías registradas.

Por otra parte, en las campañas de Julio y Octubre fueron encontrados caparazones vivos de *Ammonia tepida* con altos porcentajes de descalcificación. Estos caparazones descalcificados fueron registrados en toda el área, pero principalmente en el interior de la bahía (ver Lámina 7).

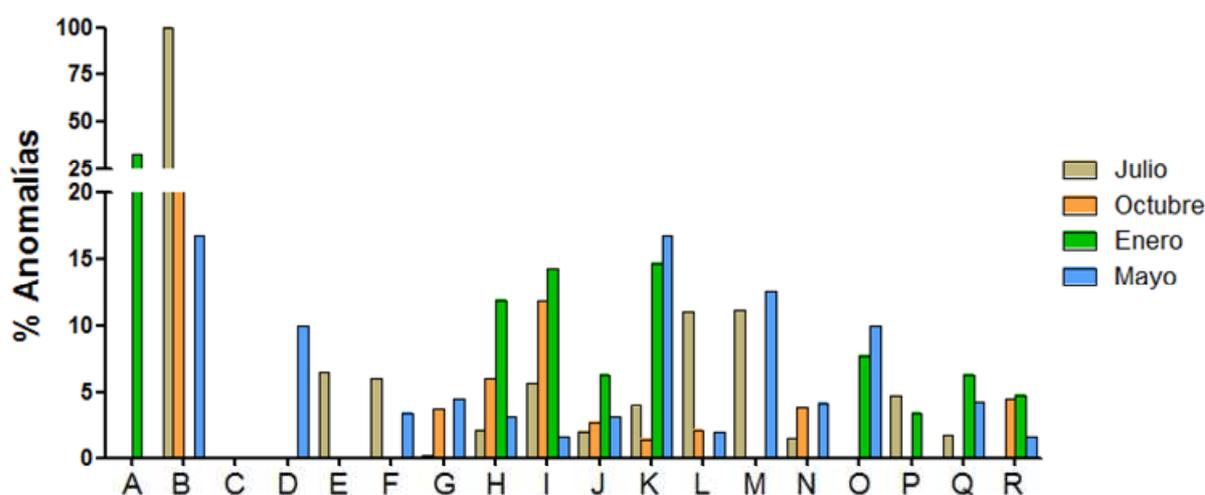


Figura 11: Porcentaje de anomalías en los caparazones de *Ammonia tepida* (vivos) en el área de estudio en las cuatro campañas analizadas.

Biometría de los caparazones

En la Figura 12 se presentan los resultados referentes a la biometría de los caparazones de *Ammonia tepida* para las estaciones estudiadas en las cuatro campañas. Se observa que los caparazones de mayor tamaño (350 μm a 445 μm) se encuentran principalmente en las estaciones ubicadas en la zona de Punta Yeguas y Punta Carretas en las cuatro campañas analizadas. Sin embargo, se observan también caparazones de tamaño grande en algunas estaciones localizadas en la Bahía de Montevideo (estaciones B y C de la campaña de Julio). De forma general, en el interior de la bahía los caparazones presentaron tamaño entre mediano (entre 250 y 350 μm) y pequeño (160 a 250 μm) para las cuatro campañas estudiadas.

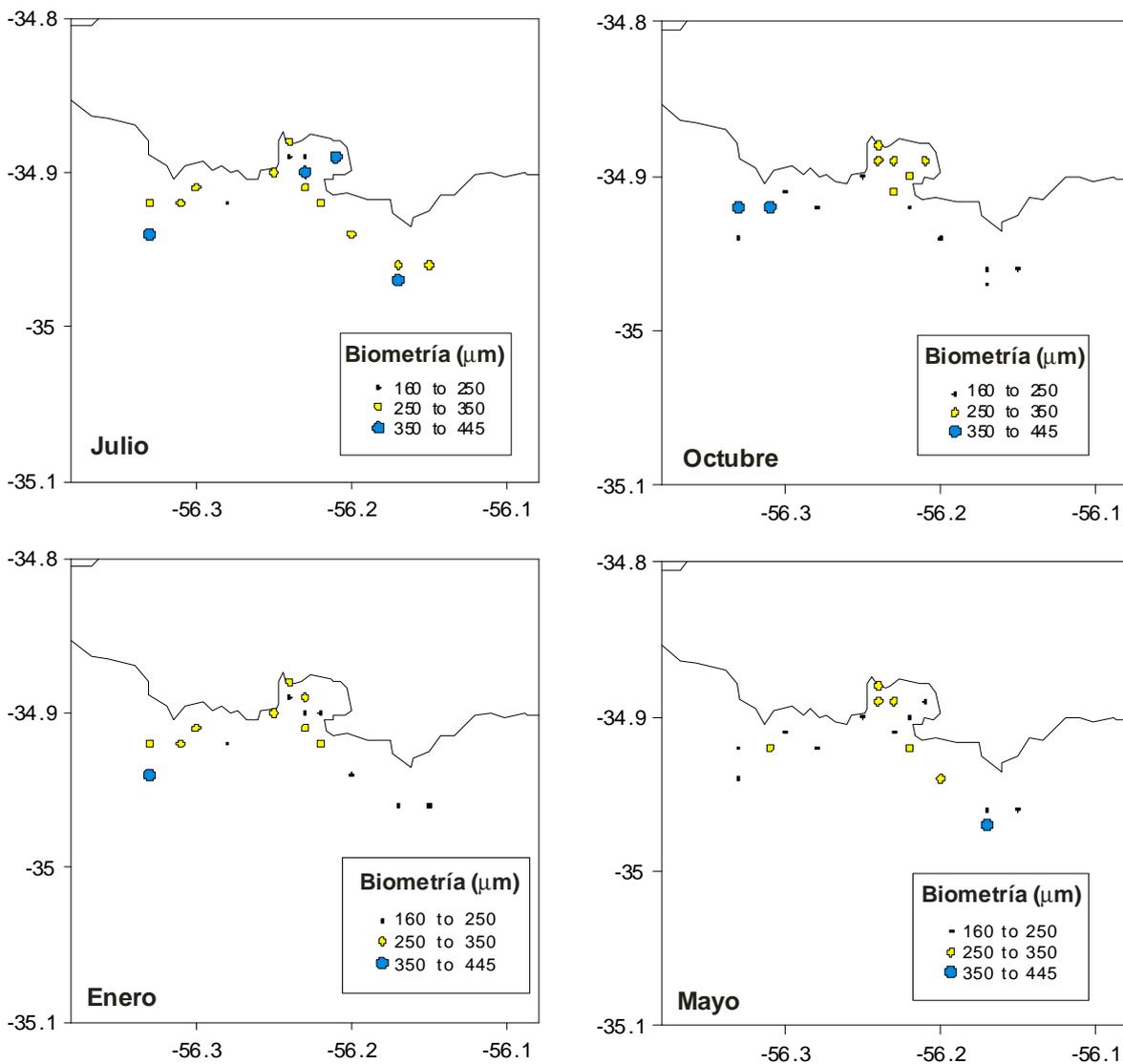


Figura 12: Distribución de la biometría de los caparazones de *Ammonia tepida* en el área estudiada, para las cuatro campañas analizadas.

Por otra parte, se observaron caparazones con alteración de color (piritizados y limonitizados) de individuos vivos de los géneros *Ammonia*, *Elphidium*, *Ammotium* y *Quinqueloculina*, para las cuatro campañas estudiadas. De forma general estuvieron distribuidas en toda el área de estudio. Se pueden observar ejemplos de estos caparazones en la Lámina 8.

Análisis tafonómico de los caparazones

En las Figuras 13 (a-d) se presentan las características tafonómicas analizadas (alteración de color, alteración de brillo, presencia de corrosión y presencia de fragmentación) para los caparazones de individuos pertenecientes a las asociaciones muertas de foraminíferos en el área de estudio, en las cuatro campañas. De forma general, los caparazones con alteración de color se encuentran distribuidos principalmente en la zona costera adyacente. Por otra parte, las mayores frecuencias de caparazones con brillo alterado, corrosión y fragmentación se encuentran en el interior de la Bahía de Montevideo, con valores de hasta 100%. En la zona costera adyacente, los porcentajes del brillo alterado en los caparazones de los foraminíferos se mostraron altos (aproximadamente 70 %) en los foraminíferos bentónicos en la mayoría de las estaciones (I, J, K, L, N, O, Q y R) en las cuatro campañas. Por otra parte, las frecuencias de caparazones con presencia de corrosión en la zona de Punta Carretas y Punta Yeguas, fueron menores que las de brillo alterado presentando porcentajes de aproximadamente 40 %, para las campañas de Julio, Octubre y Mayo. Por último, la zona de Punta Carretas y Punta Yeguas presentan altos porcentajes de caparazones fragmentados (con aproximadamente 80 %) en las campañas de Octubre, Enero y Mayo. Cabe destacar la presencia de foraminíferos planctónicos, en la zona costera adyacente a la Bahía de Montevideo (estaciones K y O) principalmente en Mayo, los cuales también presentan individuos con presencia de fragmentación.

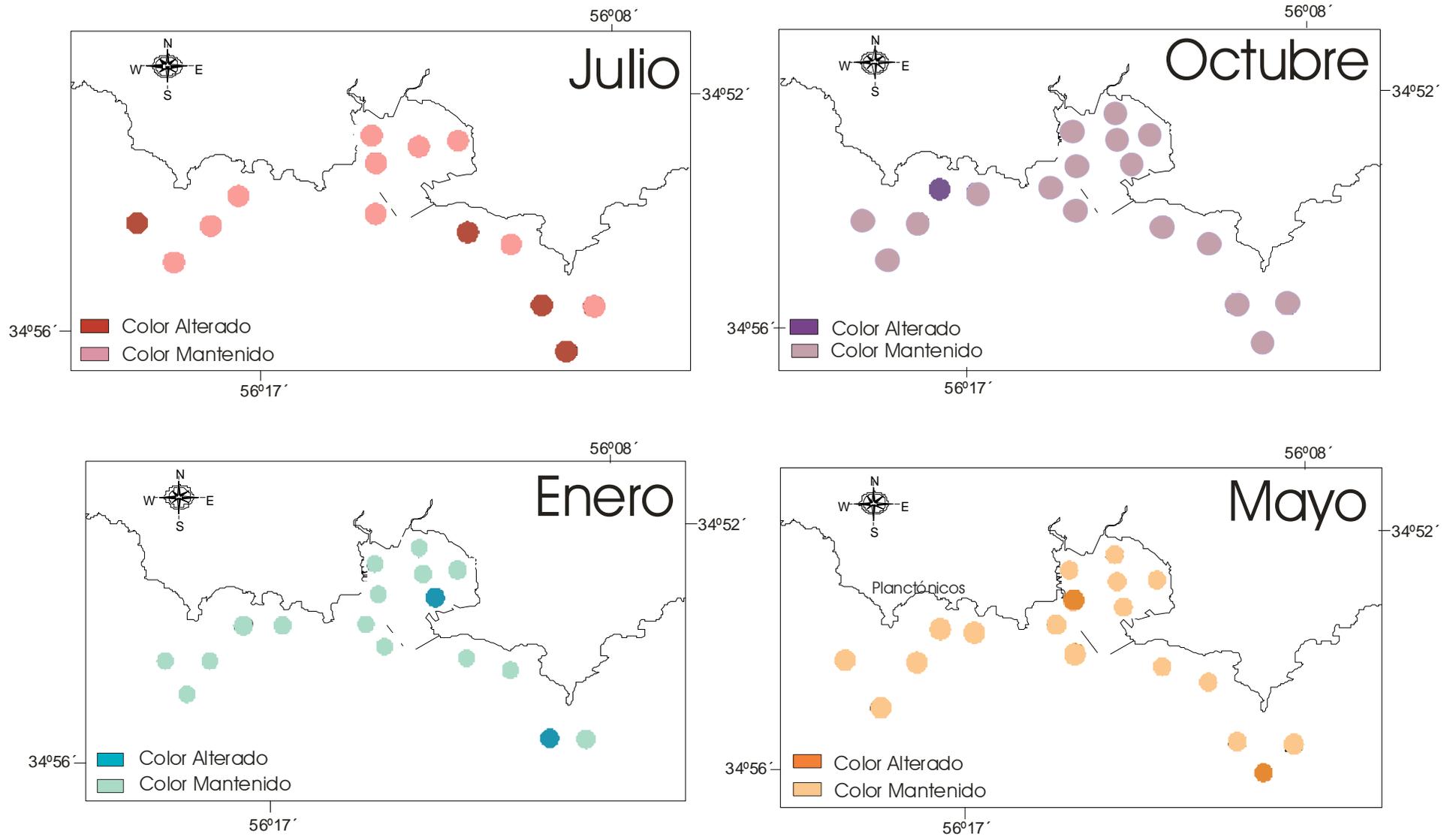


Figura 13a: Presencia y ausencia de caparzones con color alterado y mantenido, para las cuatro campañas estudiadas.

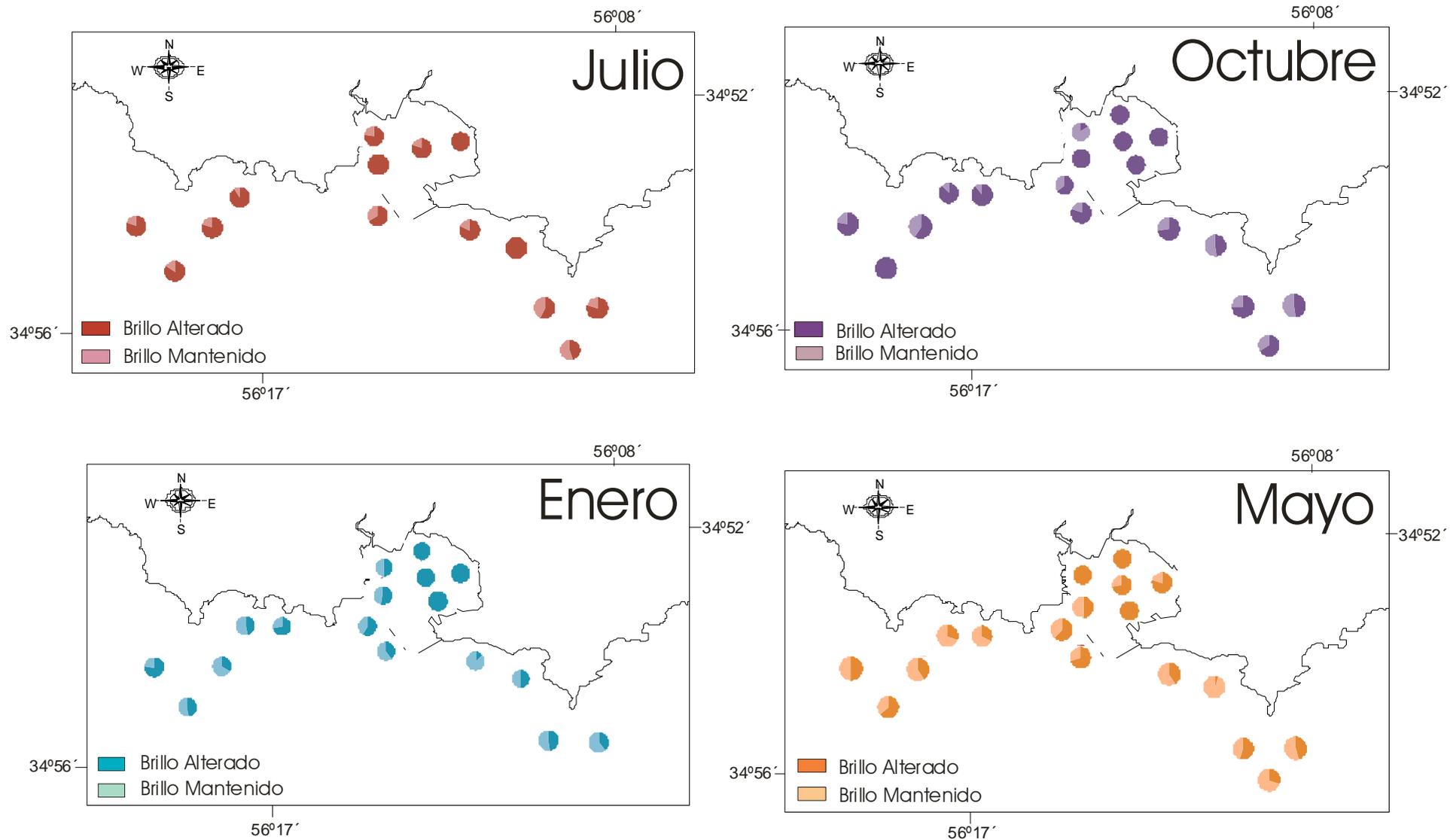


Figura 13b: Porcentaje de caparazones con brillo alterado y mantenido, para las cuatro campañas estudiadas.

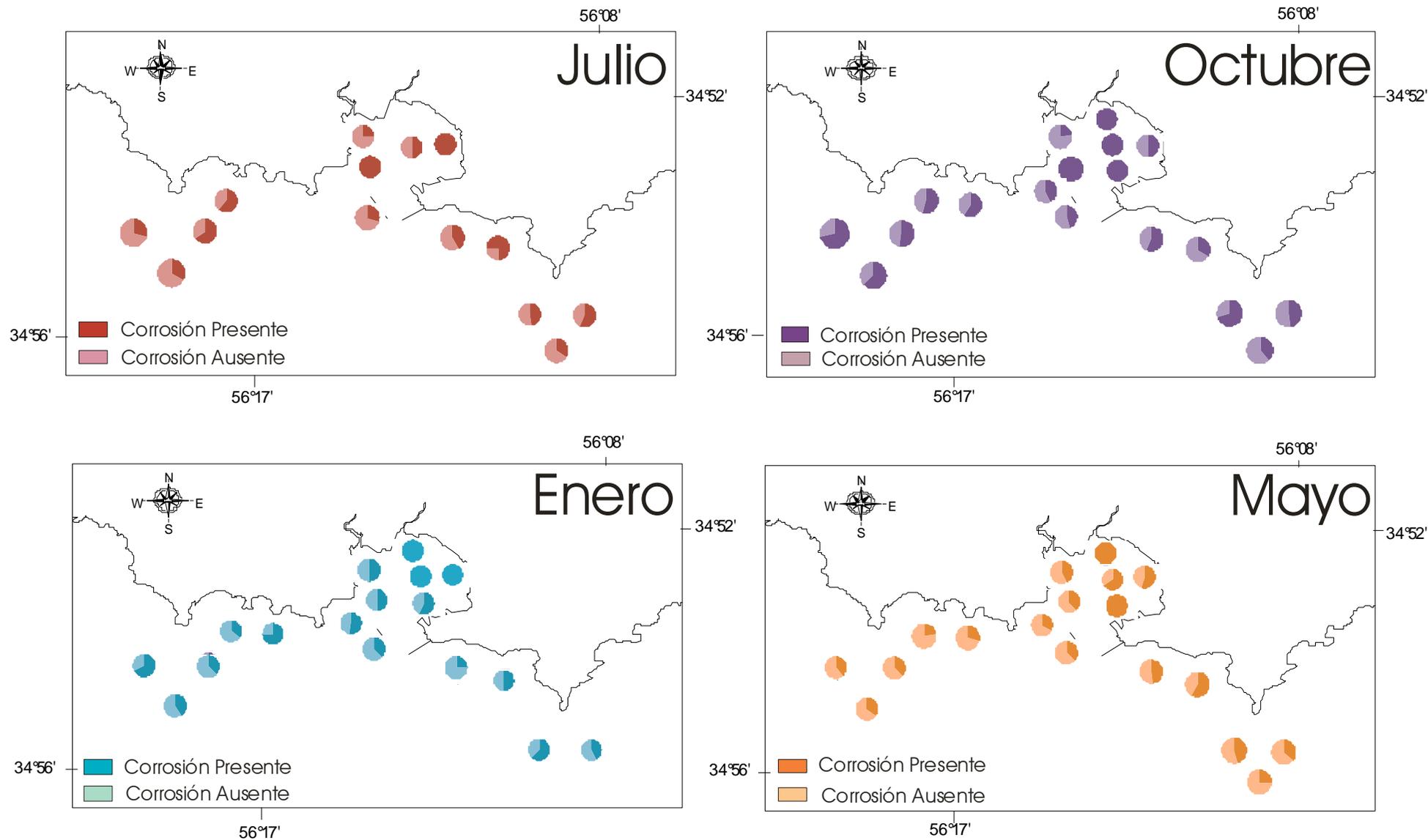


Figura 13c: Porcentaje de caparazones con corrosión presente y ausente, para las cuatro campañas estudiadas.

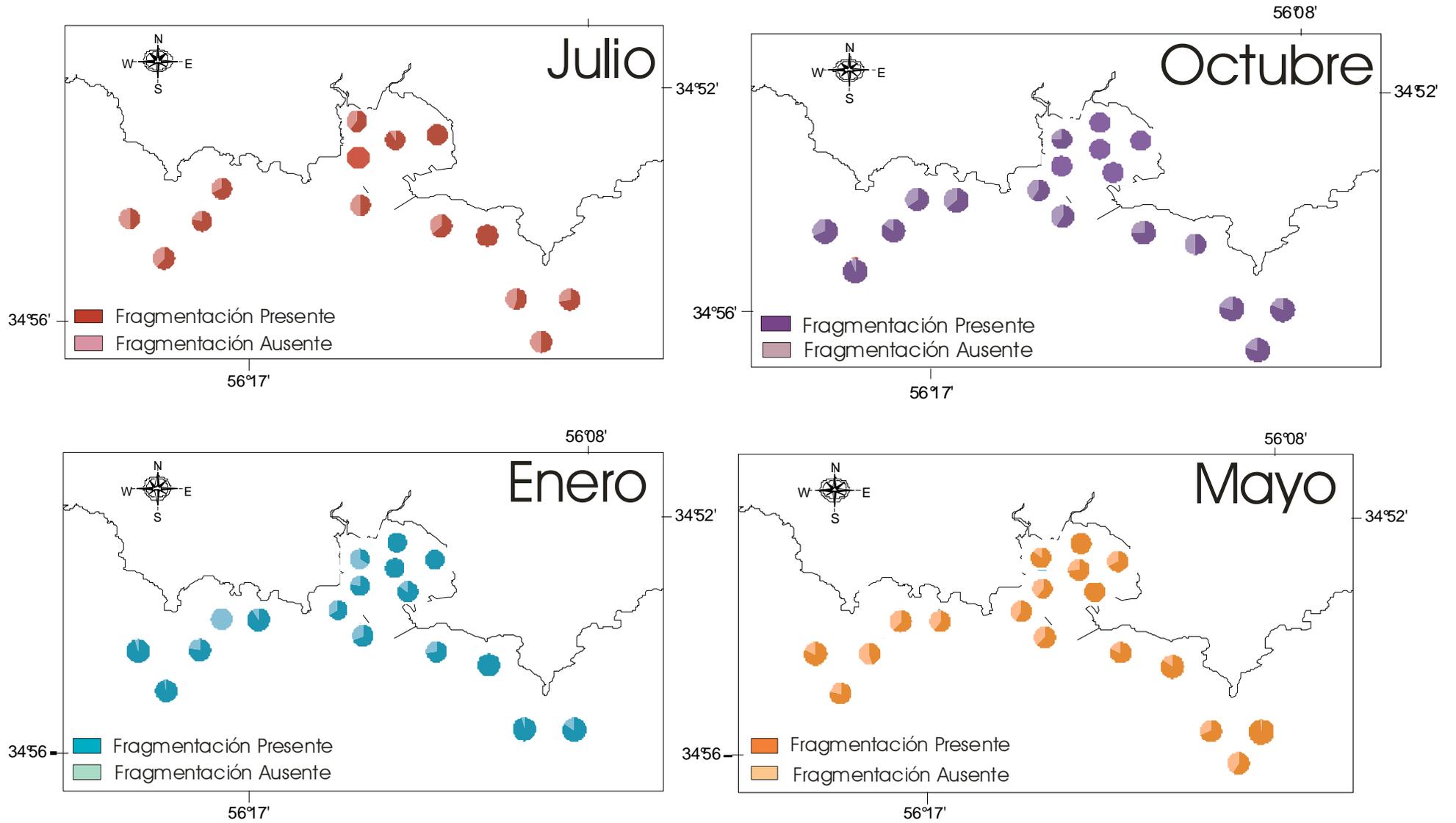


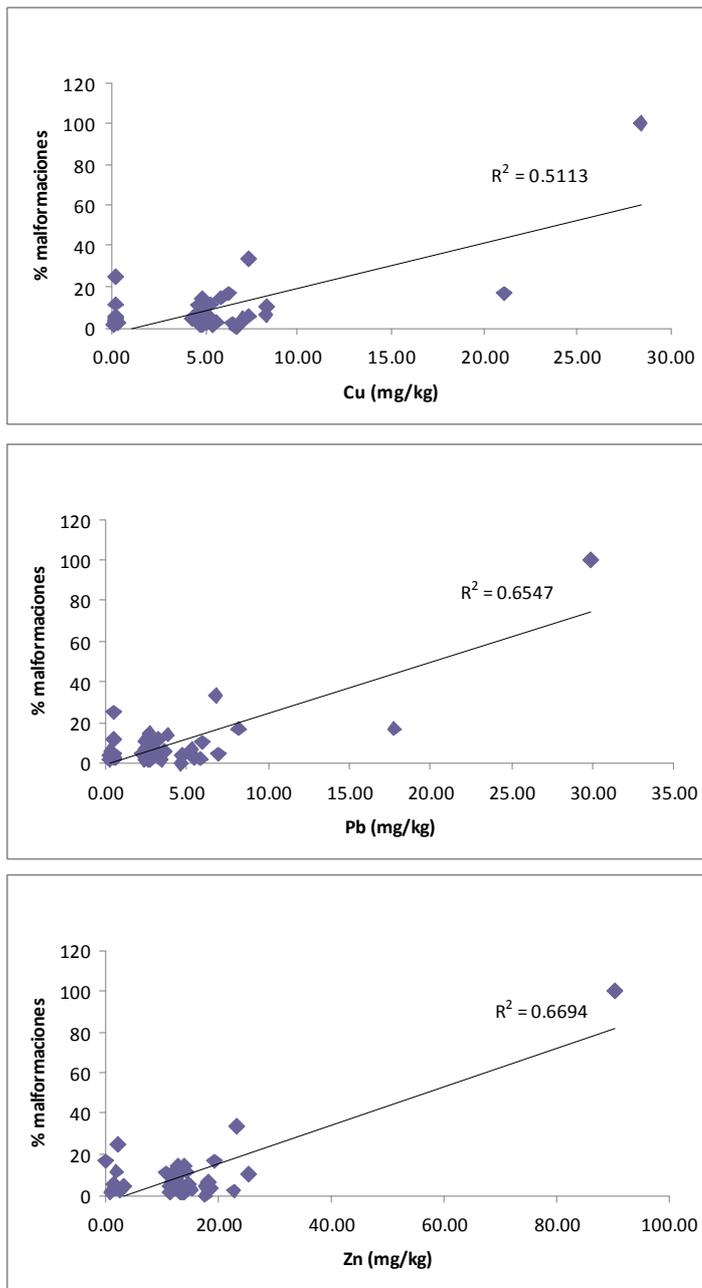
Figura 13d: Porcentaje de caparazones con fragmentación presente y ausente, para las cuatro campañas estudiadas.

Correlación de las variables abióticas y bióticas

El resultado del análisis ANOSIM, demostró que la distribución de las asociaciones vivas y totales se encuentra asociada a los grupos de estaciones definidos en los análisis de ACP (Grupo 1- estaciones de la bahía interna- y Grupo 2- resto de las estaciones-) (Tabla 5). Las variables que mejor explican la distribución de las asociaciones vivas y totales de foraminíferos en el área de estudio serían las concentraciones de Cu, Cr, Pb, Zn, clorofila *a*, además del porcentaje de arena en el sedimento y la salinidad del agua de fondo.

Tabla 5: Análisis ANOSIM a partir de los grupos generados por los ACP (Grupos 1 y 2) y las asociaciones vivas y totales de foraminíferos.

Grupos		R global (ρ)	Nivel de significancia (%)
<i>Asociaciones vivas</i>			
1,2	Julio	0,341	3,3
1,2	Octubre	0,349	2,7
1,2	Enero	0,698	0,1
1,2	Mayo	0,411	1
<i>Asociaciones totales</i>			
1,2	Julio	0,463	0,4
1,2	Octubre	0,368	2,5
1,2	Enero	0,799	0,1
1,2	Mayo	0,553	0,3



En la Figura 14 se presentan únicamente las regresiones lineares significativas ($R^2 \geq 0.5$) entre los estudios morfológicos realizados para las asociaciones de foraminíferos vivos y totales (porcentaje de malformaciones, biometría, alteración del color, etc.) y las variables ambientales consideradas para el presente trabajo.

Las variables que mejor correlacionaron con el porcentaje de malformaciones fueron las concentraciones de Zn y Pb.

Figura 14: Regresiones lineares del porcentaje de malformaciones de los caparazones de foraminíferos vivos y los metales pesados (Zn, Pb y Cu).

DISCUSIÓN

Componente ambiental

En la Bahía de Montevideo y su zona costera adyacente se pudieron apreciar temperaturas más bajas en invierno y otoño y más altas en primavera y verano, indicando una estacionalidad bien notoria. Los valores de salinidad variaron temporal y estacionalmente, obedeciendo a la dinámica del estuario (Nagy et al., 1997; Perillo et al., 1999; Nagy et al., 2002). Los menores valores de salinidad fueron registrados en las campañas de otoño e invierno, reflejando una mayor descarga continental (Perillo et al., 1999). Sin embargo, se observaron altos valores de salinidad en las estaciones adyacentes a la Bahía de Montevideo, sobretodo en la zona este de la misma (Punta Carretas). Esta contribución de agua marina en la zona costera adyacente se debe a la presencia de la cuña salina, cuya extensión y permanencia es regulada por la descarga de los ríos, los vientos y la altura de la marea (Nagy et al., 2002). La misma puede llegar hasta la región de Punta Yeguas en verano debido a la menor descarga del río y la predominancia de vientos del E-SE (Nagy et al., 1997). El hecho de encontrar grandes contrastes de salinidad entre el interior de la Bahía de Montevideo y la región costera adyacente indica un mayor tiempo de residencia del agua dentro de la bahía. Esto puede potenciar la permanencia y concentración de contaminantes en esta región.

Los altos valores de oxígeno registrados en la bahía interna en verano podrían estar asociadas a floraciones algales, las altas concentraciones de clorofila *a* y feopigmentos en esta zona estarían a favor de esta suposición (Hutton, 2011). Debido a las condiciones necesarias para que se produzcan dichas floraciones (por ej.: alta concentración de nutrientes), estos son considerados el primer síntoma de eutrofización de un sistema (Nagy et al., 2002).

La composición granulométrica del sedimento está dominada por la fracción limo seguido de arena presentando gran variabilidad espacial y temporal. Esto coincide con lo observado por otros autores que estudiaron esta área previamente (Ayup-Zouain, 1981; Muniz *et al.*, 2002; Muniz *et al.*, 2004; Gautreau, 2006; Muniz *et al.*, 2010). La región es un área de depósito fluvio-marina, cuyas modalidades de sedimentación están

regidas por mecanismos de confrontación de masas de agua y varían estacionalmente según la posición del frente de turbidez (Parker *et al.*, 1985; López-Laborde, 1997). Esto junto con el aporte de los arroyos locales, vertederos, hidrodinámica local dentro de la bahía, colmatación y dragado continuo favorecen una variabilidad espacial del sedimento (Ayup-Zouain, 1981).

Los valores de clorofila *a*, feopigmentos, materia orgánica y fósforo, fueron mayores en las estaciones ubicadas en la bahía, destacándose también en la zona de Punta Carretas valores altos de estos parámetros (relacionados a la presencia del colector). Dados los antecedentes del área de estudio, estos resultados eran esperados y concuerdan con estudios realizados en otros sistemas estuarinos con alto impacto antropogénico (Cotano & Villate, 2006; Teodoro *et al.*, 2010). Los valores de clorofila *a* y feopigmentos son similares a los encontrados en otras áreas impactadas y con alta productividad primaria (Venturini *et al.*, 2007). Si bien el fósforo puede existir naturalmente en ambientes marinos, valores mayores a 700 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ del mismo indican influencia antropogénica (Bautrin, 2003). En todas las estaciones analizadas, los valores de fósforo superan este valor en al menos una de las campañas, demostrando que el origen del mismo en estos casos es antropogénico.

Los valores de metales pesados obtenidos en el presente estudio presentan el mismo orden de magnitud observado en otras regiones sujetas a efluentes industriales y con problemas ambientales (Ellison *et al.*, 1986; Yanko *et al.*, 1994; Bonetti, 2000; Samir & El-Din, 2001; Vilela *et al.*, 2004; Ferraro *et al.*, 2006; Romano *et al.*, 2008; Frontalini *et al.*, 2009; Mahiques *et al.*, 2009).

El ingreso de metales al sistema puede ser evaluado a través del uso del Factor de Enriquecimiento (FE) el cual viene siendo utilizado por otros autores como *proxy* de contaminación en reconstrucciones históricas y en ambientes actuales (Cearreta *et al.*, 2002; Andrew & Sutherland, 2004; Mahiques *et al.*, 2009; Caruso *et al.*, 2011; Burone *et al.*, *en prensa*). En el presente trabajo el FE se mostró extremadamente útil colocando al Cr, Cu, Pb y Zn como los metales mas enriquecidos en la región con valores de FE > 5 (contaminación significativa) en aquellas estaciones ubicadas en la región interior de la

bahía. Cabe destacar, que estos mismos metales pesados son los que contribuyen significativamente en los ACP, señalando a las estaciones próximas al Arroyo Miguelete y al Puerto de Montevideo (B y C) como las más contaminadas por estos elementos. Esto puede estar relacionado con la descarga de efluentes industriales, la presencia del Puerto de Montevideo, la refinería de ANCAP en el interior de la bahía y con el dragado del puerto el cual puede liberar elementos químicos acumulados en el sedimento. De acuerdo con Muniz *et al.* (2002), la vía principal de ingreso del Cr a la Bahía de Montevideo ha sido el arroyo Pantanoso. Esto concuerda con los altos valores de FE encontrado en las estaciones B, C y E. Si bien es cierto que en los últimos años se ha notado una disminución de los ingresos de Cr al sistema, los valores aún presentes en la zona de estudio siguen considerándose elevados (Burone *et al.*, 2011).

Caracterización biótica del área de estudio: Asociaciones vivas y totales de foraminíferos

Asociaciones vivas

Si bien existen varios estudios en regiones costeras, aún no existe una comprensión total de la dinámica ecológica de los foraminíferos en estas áreas. Esta falta de información ocurre debido a que los ambientes marino-costeros son regiones complejas donde puede ocurrir estrés tanto natural como antropogénico al mismo tiempo (Alve, 1995; Arminot du Châtelet *et al.*, 2004). Por lo tanto, en algunas ocasiones, es difícil interpretar que proporción de la variación local en la composición de las asociaciones, abundancia, diversidad, malformaciones y biometría está asociada a cambios naturales o antropogénicos en el ambiente (Alve, 1995).

En general, la composición de especies vivas se mantiene en toda el área de estudio. Esta composición es típica de un ambiente estuarino y coincide con la encontrada previamente en la costa argentina y uruguaya (e.g. Boltovskoy, 1959; 1964; Boltovskoy & Lena, 1974; Boltovskoy *et al.*, 1980; Burone, 2002; Burone *et al.*, 2006). Las principales especies calcáreas registradas: *Ammonia tepida*, *Ammonia parkinsoniana* y *Elphidium excavatum* son especies eurihalinas (altamente tolerantes a cambios bruscos en la salinidad del ambiente), adaptándose tanto a bajas como a altas salinidades

(Murray, 1991; Samir, 2000; Scott *et al.*, 2001; Goineau *et al.*, 2011, entre otros). Por otro lado, las especies aglutinantes *Psammosphaera* sp., *Ammotium salsum* y *Miliammina fusca*, son típicas de ambientes oligohalinos, características de ambientes continentales (Murray, 1991; 2006; Scott *et al.*, 2001). Por su parte, las tecamebas encontradas (*Centrophixis constricta* y *Diffflugia oblonga*) son típicas de ambientes dulceacuícolas, pudiendo ser encontradas también en estuarios (Boltovskoy & Wright, 1976; Murray, 1991; Scott *et al.*, 2001; Murray, 2006).

Ammonia tepida es la especie dominante en toda el área. Esta especie puede sobrevivir a un amplio rango de salinidades, pudiéndose reproducir en salinidades de entre 15-40 (Samir, 2000). Es considerada oportunista consiguiendo ocupar nichos extremadamente desfavorables para otras especies (Yanko *et al.*, 1994, Almogi-Labin, 1995; Samir & El-Din, 2001; Burone *et al.*, 2007). La misma ha sido ampliamente registrada en locales con altas concentraciones de metales pesados, presencia de desechos domésticos, así como efluentes químicos (Alve, 1995; Burone & Pires-Vanin, 2006; Burone *et al.*, 2006; Burone *et al.*, 2007; Frontalini *et al.*, 2009; Teodoro *et al.*, 2010, entre otros). A pesar de esto, *A. tepida* debe ser utilizada cuidadosamente como indicador de contaminación ya que según Alve (1995), la alta abundancia de una especie en un área afectada por un efluente no necesariamente implica que sea la especie más tolerante. Así, puede ser la especie oportunista más exitosa, con una tasa rápida de reproducción y la habilidad de colonizar rápidamente un área perturbada casi independientemente del tipo de contaminante. Sin embargo, la dominancia de un bajo número de especies indica estrés ambiental (Cognetti, 1992). En el presente estudio, la dominancia de *A. tepida* estaría demostrando su gran resistencia a las condiciones adversas y un gran potencial como especie indicadora de ambientes altamente impactados. Sin embargo, la región de la bahía interna presentó menores abundancias de esta especie, en algunos casos como único representante vivo, debido a su alto grado de contaminación en el cual ni siquiera *A. tepida* es capaz de sobrevivir (estaciones azoicas).

La especie *Ammonia parkinsoniana*, presentó densidades menores que *Ammonia tepida*, si bien es una de las especies más representadas en el área de estudio. Según Poag (1978) y Samir (2000), *A. parkinsoniana* es una especie más sensible a la contaminación y a los cambios físicos-químicos naturales del ambiente que la especie *A.*

tepida. Por lo tanto, la gran variabilidad de las condiciones ambientales en el estuario a lo largo del año y a la contaminación existente en el área, explican la menor abundancia de esta especie frente a *A. tepida*.

La especie aglutinante *Psammosphaera* sp. principalmente distribuida en el interior de la bahía es considerada resistente a ambientes contaminados, presentándose en regiones con altas concentraciones de fósforo y bajas concentraciones de oxígeno (Burone, 2002; Burone & Pires-Vanin, 2006).

En base a la distribución espacial de las asociaciones de foraminíferos vivos en el área de estudio, fue posible identificar un gradiente en el ordenamiento de las estaciones definido principalmente por la densidad de las especies antes nombradas. De forma general, este gradiente va desde las estaciones ubicadas en la porción interna de la Bahía de Montevideo, con las menores densidades de foraminíferos vivos, hasta las estaciones que se encuentran en la desembocadura de la bahía, las cuales presentan las mayores densidades. Mientras que las estaciones localizadas en la zona costera adyacente presenta valores medios de densidad de foraminíferos. Resultados similares fueron obtenidos a partir de los análisis de los ACP, los cuales evidencian condiciones ambientales diferentes en las estaciones ubicadas en el interior de la bahía y el resto de las estaciones ubicadas en la desembocadura de la Bahía de Montevideo y la zona adyacente a ésta. Según el análisis de ANOSIM realizado, las variables abióticas que mejor explican la distribución espacial de las especies son las concentraciones de metales pesados en el sedimento, clorofila *a*, porcentajes de arena y la salinidad del agua de fondo.

Cabe destacar que se pudo observar que existe variabilidad en la distribución y los parámetros poblacionales de las asociaciones vivas en las distintas estaciones del año. Dicha variabilidad es de esperar, dado que las asociaciones de foraminíferos vivos responden rápidamente a cambios en el medio en el que viven, tales como variaciones de temperatura, salinidad, disponibilidad de alimento, contaminación, entre otros (Murray & Alve, 2000; Alve & Murray, 2001; Burone *et al.*, 2007).

Las estaciones del interior de la bahía presentan condiciones desfavorables (altas concentraciones de metales pesados, fósforo, materia orgánica, clorofila *a* y bajas concentraciones de oxígeno) para la reproducción y sobrevivencia de los foraminíferos. En esta región, estos organismos presentan las menores densidades y riquezas específicas así como los mayores valores de equitatividad, respondiendo a estas condiciones ambientales desfavorables. Este patrón en la densidad y riqueza de foraminíferos fue citado también en otros ambientes contaminados semejantes (Samir & El Din, 2001; Cearreta *et al.*, 2002; Bergamin *et al.*, 2009; Hyams-Kaphzan *et al.*, 2009; Teodoro *et al.*, 2010). Los mayores valores de diversidad específica fueron registrados en estas estaciones como consecuencia de la alta dominancia y densidad de *A. tepida* y baja riqueza de especies representadas por pocos individuos en el interior de la bahía. Esto estaría corroborando lo señalado por Burone *et al.* (2006) en contraposición al concepto de que este índice tiende a presentar valores mayores en aquellas áreas donde existe cierta estabilidad ambiental y consecuentemente las especies tienen la posibilidad de desarrollarse favorablemente (Murray, 1991; Alve, 1995; Sen Gupta, 1999).

Los estudios de biometría indican predominancia de caparazones de tamaño medio a pequeño en la Bahía de Montevideo. Es sabido que la biometría de los caparazones puede responder a la concentración de oxígeno disuelto, altas concentraciones de materia orgánica, o a ambas variables (Teodoro *et al.*, 2010). De acuerdo con algunos estudios en ambientes altamente productivos, las asociaciones de foraminíferos tienden a ser dominadas por tamaños pequeños de caparazones como consecuencia de la disminución de la concentración de oxígeno en la interface agua-sedimento (Perez-Cruz & Machain-Castilho, 1990; Boltovskoy *et al.*, 1991; Kaiho, 1994). Sin embargo, también se ha sugerido que el tamaño pequeño es una característica de áreas con alta productividad, como consecuencia de la rápida reproducción bajo condiciones favorables caracterizadas por abundancia de alimento (Bernhard & Reimers, 1991; Diz *et al.*, 2006). Por lo tanto, si la presencia de tamaños pequeños de caparazones es producto de condiciones favorables, entonces se debería esperar altas densidades, riquezas y diversidades específicas, así como bajas dominancias. (Phleger & Soutar, 1973). Los resultados obtenidos en el interior de la Bahía de Montevideo muestran bajas densidades y riquezas específicas y dominancia de una especie (*A. tepida*) sugiriendo

que la predominancia de caparazones de tamaño medio a pequeño reflejan la presencia de un ambiente reductor en la Bahía de Montevideo.

Los porcentajes más altos de anomalías en los caparazones encontrados en la porción interna de la Bahía de Montevideo, podría ser manifestación morfológica desencadenada por el desvío de las condiciones ambientales óptimas para la especie (Geslin, 2002). Así, la contaminación marina ha sido frecuentemente citada como un agente desencadenante de caparazones anómalos. Entre los factores antrópicos que crean cambios en el medio y actúan sobre la morfología de los caparazones se destacan: los desechos domésticos, los hidrocarburos y los metales pesados (Boltovskoy *et al.*, 1991; Samir, 2000; Samir & El Din, 2001; Burone *et al.*, 2006, Crevison & Hallock, 2007; Frontalini *et al.*, 2009; Crevison *et al.*, 2010, entre otros). Asimismo, en las áreas costeras, el balance entre la contribución de las aguas continentales y marinas (responsable por alteraciones bruscas en los valores de salinidad, temperatura, pH y disponibilidad de nutrientes, entre otros) ocasiona también altos índices de caparazones anómalos (Boltovskoy & Wright, 1976; Boltovskoy *et al.*, 1991; Geslin *et al.*, 1998; Geslin, 2002). Además del estrés natural, según Boltovskoy *et al.* (1991) y Alve (1995), las anomalías pueden ser resultado de la sumatoria de múltiples efectos, por lo que resulta muy difícil aislar cualquier causa específica. En el presente estudio los porcentajes más altos de anomalías llegaron a 100% en la estación B en la campaña de Julio. Estos resultados se encuentran respaldados por las regresiones lineares significativas entre el porcentaje de las anomalías y los metales pesados (Zn, Pb y Cu). Por lo tanto, a pesar de existir estrés natural en esta zona la probabilidad de que las anomalías observadas respondan al alto grado de contaminación es alto como observado por Burone *et al.* (2006).

La clase más frecuente de anomalías fue la clase 1 (diferencias en el tamaño o forma de las cámaras, incluyendo cámaras de tamaño reducido, presencia de protuberancias y cámaras de forma aberrante). Este tipo de anomalía estaría vinculado a picos de estrés a los cuales el organismo estuvo sujeto durante su desarrollo (Bonetti, 2000; Burone, 2002). Esto sugiere gran variabilidad ambiental (natural y/o antrópica) en el interior de la bahía.

Los caparazones además de sufrir malformaciones, pueden presentar disolución. Debido a una interacción de las condiciones ambientales en ambientes costeros y estuarinos, puede ocurrir disolución de los caparazones en individuos vivos (Buzas-Stephens & Buzas, 2005). Por otra parte Buzas-Stephens *et al.* (2011), proponen que la disolución parece ser una respuesta compleja parcialmente relacionada a la contaminación por metales pesados, y que la presencia de pirita en los caparazones lleva a una posible explicación de los procesos de disolución. La piritización de foraminíferos en ambientes oxigenados ha sido previamente relacionada con elevadas concentraciones de metales pesados (Alve, 1991; Yanko *et al.*, 1994; Yanko *et al.*, 1999), que hace que los foraminíferos se tornen susceptibles a la invasión bacteriana (Bresler & Yanko, 1995). La degradación bacteriana del citoplasma puede causar un microambiente anóxico localizado en las cámaras de los caparazones (Alve, 1991), permitiendo condiciones de pH ácidos que podrían conducir a la formación de pirita, así como también a la descalcificación. Por lo tanto, la descalcificación de los caparazones puede deberse a estrés tanto antropogénico como natural (Le Cadre *et al.*, 2003). En el presente estudio si bien no fue cuantificada, la presencia de caparazones piritizados vivos fue registrada. Así su presencia en el interior de la bahía (especialmente en la campaña de Enero), junto con el alto porcentaje de descalcificación observada (para la campaña de Julio), estarían relacionados con las elevadas concentraciones de metales pesados y con las bajas salinidades que caracterizan esta región. Muchos de los individuos del género *Ammonia* presentaron la última cámara de su caparazón ausente (ver Lámina 7). Esta última cámara es la que el individuo construye por último y por lo tanto es la menos calcificada de todas.

Esta desclasificación puede deberse también a problemas de manipulación. Así organismos con paredes frágiles pueden haber sido quebrados mecánicamente durante las etapas de lavado y acondicionamiento del sedimento. Si bien es difícil distinguir claramente lo que puede ser resultado de disolución de aquello que pueda ser resultado de acción mecánica, es probable que la mayoría de los caparazones observados quebrados aquí sea un reflejo de las condiciones ambientales.

Con respecto a la estacionalidad no se observó variabilidad en el comportamiento de los parámetros poblacionales de las asociaciones vivas de foraminíferos halladas en la

porción interna de la bahía. Este comportamiento se debe a que la calidad ambiental no presenta variabilidad estacional marcada (Hutton, 2011), por lo que los foraminíferos vivos estarían condicionados por impacto antrópico presente en esta zona y no por la variabilidad natural de las condiciones ambientales.

Las estaciones ubicadas en la porción externa de la Bahía de Montevideo se caracterizan por presentar las mayores densidades así como la mayor riqueza específica en el área de estudio. Estas estaciones corresponden al Grupo 2 de los ACP que presentan menores concentraciones de clorofila *a*, y metales pesados. Según Ayup Zouain (1981) esta región de la bahía presenta alta heterogeneidad sedimentológica evidenciada por un sedimento muy pobremente seleccionado. Este fenómeno obedece a la incidencia del viento, corrientes de marea e intrusión salina. Las mayores densidades y riquezas observadas en esta región pueden ser respuesta a esta mayor heterogeneidad sedimentológica e hidrológica que promueve la existencia de un mayor número de nichos ecológicos (Sen Gupta, 1999).

Las condiciones ambientales descritas anteriormente para esta zona, parecen ser favorables para el desarrollo de los foraminíferos en esta área. Esto se ve respaldado por la presencia de individuos juveniles de *Ammonia tepida* en este grupo en las campañas de Octubre, Enero y Mayo con mayores densidades en las campañas de Octubre y Enero. Esta estacionalidad concuerda con el período de reproducción de esta especie: primavera y verano (Burone, 2002; Hyams-Kaphzan *et al.*, 2009).

A diferencia de las estaciones localizadas en el interior de la bahía se observó la presencia de individuos del género *Elphidium* representado básicamente por las especies *Elphidium excavatum* y *Elphidium discoidale* (ambas euribióticas). Dichos organismos estuvieron representados por individuos de tamaño reducido, lo cual indica que el área a pesar de resultar más favorable para la especie, no posee las condiciones óptimas para su desarrollo.

Si bien en bajos porcentajes, fueron encontrados caparazones con anomalías en esta región. Esto demuestra que los foraminíferos sufren un desvío durante su desarrollo

asociado a cambios bruscos en la salinidad dado que en esta zona se observaron menores concentraciones de metales pesados que en el interior de la bahía.

Esta respuesta diferenciada de los organismos estaría indicando una región más apta en la desembocadura de la bahía con respecto a su interior y está de acuerdo con el gradiente eutrófico (interior de la bahía) a un meso-oligotrófico (desembocadura) obtenido por Hutton (2011).

Las estaciones ubicadas en la región de Punta Carretas y Punta Yeguas se corresponden con el Grupo 2 obtenido por el ACP que presenta los mayores valores de salinidad y menores concentraciones de metales pesados. Estas estaciones se caracterizan por presentar de forma general densidades y riquezas específicas medias comparadas con el resto del área de estudio. Por otra parte, se observaron caparzones de *Ammonia tepida* con diferentes tamaños que como fue discutido anteriormente pueden ser consecuencia de una combinación de un ambiente menos estresante así como de alta productividad local. Cabe resaltar la existencia de un emisario subacuático en la región de Punta Carretas que aporta altas concentraciones de materia orgánica.

Si bien la especie dominante sigue siendo *A. tepida* fue posible observar un leve aumento de las densidades de las especies *Elphidium excavatum* y *Elphidium discoidale* y la presencia de *Haynesina germanica* y *Pararotalia cananeaensis*. La especie *Pararotalia cananeaensis* que fue hallada en dos estaciones de la zona de Punta Carretas (zona este), en la campaña de invierno es típica de ambientes marinos (Debenay *et al.*, 2001). Esto afirma la influencia de aguas salinas en esa zona como ya había sido observada por Burone *et al.* (2006).

Comparación con estudios previos

Es importante mencionar, la disminución de especies y de densidad de individuos comparando el presente trabajo con el realizado por Burone *et al.* (2006), hace aproximadamente 10 años. Esto puede deberse a un aumento en el deterioro de la calidad ambiental de la Bahía de Montevideo y su zona costera adyacente, dado que las especies que prevalecieron son las más resistentes a condiciones adversas: *Ammonia*

tepida, *Ammonia parkinsoniana*, *Elphidium excavatum* y *Psammosphaera* sp. No obstante también puede deberse a que en el trabajo de Burone *et al.* (2006), las densidades fueron extrapoladas para padronizar todas las muestras a un mismo volumen, lo que implica que se pudo haber sobreestimado las densidades de individuos (Burone, comunicación personal). Por otra parte, es importante mencionar la dificultad al separar los foraminíferos del sedimento debido a la plasticidad del sedimento. Esto pudo introducir algún tipo de error en el cálculo de la densidad y diversidad por pérdida de individuos de paredes aglutinantes los cuales suelen quebrarse durante el proceso mecánico al cual son sometidos. Así, Burone *et al.* (2006) pueden haber sobre-estimado la densidad y diversidad de especies aglutinantes debido a que contabilizaron todos los fragmentos de tecas aglutinantes (comunicación personal).

Esta diferencia fue observada principalmente, en la zona de Punta Yeguas, donde se esperaría hallar mayor cantidad de aglutinantes. Según un estudio que se viene realizando en el área fueron encontrados individuos vivos de *Miliammina fusca* especie aglutinante con presencia de mica en sus paredes (comunicación personal). Esto le confiere a los organismos un color semejante al sedimento de la muestra por lo que podría haberse subestimado su presencia en el presente trabajo. Por otro lado, trabajos realizados por Muniz *et al.* (2010) y Hutton (2011) utilizando índices ecológicos basados en especies pertenecientes a la macrofauna para la misma región de estudio observaron un deterioro en las condiciones ambientales en la zona de Punta Yeguas. Esto es explicado por los autores por un aumento en la población en esta zona, la cual estaría volcando sus desechos a la costa.

Asociaciones totales

El uso de las asociaciones totales ha sido preferido por varios autores (Scott & Medioli, 1980; Debenay *et al.*, 2001; Armynot du Châtelet *et al.*, 2004; Morvan *et al.*, 2006; Bergamin *et al.*, 2009, entre otros) ya que reflejan no solo el estado ambiental actual, sino que también permiten entender los procesos que allí ocurrieron en un período de

tiempo dado. De este modo, es posible caracterizar el área de estudio desde un punto de vista sedimentológico, además de ecológico.

Las asociaciones totales combinan datos de asociaciones vivas, que no han experimentado cambios tafonómicos, con las asociaciones muertas, que pueden haber sido tafonómicamente alteradas. Así, la influencia de los procesos tafonómicos sobre las asociaciones totales tiene que ser tomado en cuenta a la hora de interpretar los resultados. Las especies que incluyen individuos vivos son reconocidas como “autóctonas”. Consecuentemente, la presencia de caparzones vacíos de ciertas especies puede ser atribuida a ciclos de reproducción estacionales de especies autóctonas y/o al transporte de especies alóctonas hacia el área en estudio (Bergamin *et al.*, 2009).

La ordenación de las estaciones obtenida por los n-MDS para las asociaciones totales es similar a la obtenida para las asociaciones vivas. Se pudo observar el mismo gradiente, basado principalmente en la densidad de los foraminíferos totales, observándose las menores densidades en la porción interna de la bahía y las mayores densidades en la desembocadura de la misma. Esta semejanza entre la asociación viva y la total se puede explicar por el ambiente estresante que caracteriza el área lo que resulta en la presencia de pocas especies adaptadas y baja variabilidad estacional. Asimismo, la alta tasa de sedimentación en la región ($0,6 \pm 0,06 \text{ cm año}^{-1}$, Burone *et al.*, *en prensa*) contribuiría con dicha semejanza.

Las estaciones ubicadas en la porción interna de la bahía se caracterizan por presentar caparzones con altos porcentajes de brillo alterado, corrosión y fragmentación (llegando a 100% para todas las características tafonómicas). Según Rodrigues (2006), tanto la pérdida de brillo como la corrosión y la fragmentación pueden presentar origen químico. En este caso, las altas concentraciones de metales pesados, materia orgánica y fósforopresentes en la Bahía de Montevideo, seguramente son los causantes de la pérdida de brillo, corrosión y consecuente fragmentación de los caparzones allí presentes.

Fueron encontrados individuos (especialmente del género *Ammonia*) con distintos grados de corrosión (Lámina 9 y 10). Fernández y Zapata (2010), observaron condiciones similares en caparazones de *Ammonia becarii* en la Ensenada de Quillaípe (Chile). Dichos caparazones presentaron desde destrucción de las últimas cámaras hasta destrucción casi completa del caparazón e inclusive descalcificación total. Esta última fue observada en ambientes con $\text{pH} < 7$ y estuvo relacionada con el tiempo de exposición a un determinado pH (Le Carde *et al.*, 2003). En el presente estudio, si bien los valores de pH medidos son mayores a 7, el alto grado de contaminación presente en la porción interna de la bahía además de las bajas salinidades que caracterizan esta zona, estarían explicando los diferentes grados de corrosión de los caparazones de *Ammonia*.

La presencia en la estación E en las campañas de Octubre y Enero de las especies *Ammobaculites exigus* y *Trochammina inflata* que no se registraron en la asociación viva probablemente sea consecuencia del transporte desde el exterior. Cabe resaltar que dichas especies fueron registradas en la región de Punta Yeguas por Burone *et al.* (2006). Esta hipótesis se ve avalada por la presencia de fragmentación en los caparazones de estos individuos (ver Lámina 9 y 10) dado que esta característica tafonómica estaría indicando transporte (Rodrigues, 2006).

Fue posible observar una disminución clara en el porcentaje de caparazones con brillo alterado, corrosión y fragmentación en las estaciones ubicadas en la desembocadura de la bahía y la zona costera adyacente con respecto a las estaciones ubicadas en la porción interna de la Bahía de Montevideo.. Cabe resaltar que a pesar de esta disminución las características tafonómicas aún son importantes.

En las estaciones ubicadas en la zona costera adyacente, a diferencia de la asociación viva, se encontraron caparazones de especies alóctonas bentónicas así como de foraminíferos planctónicos. Las especies bentónicas registradas son citadas como características de ambientes marinos, especialmente plataforma (Boltovskoy *et al.*, 1980; Murray, 1991; Jorissen *et al.*, 1992; Jorissen *et al.*, 1998; Altenbach *et al.*, 1999; Murray, 2003; 2006). Las especies planctónicas habitan ambientes estrictamente

marinos principalmente desde la plataforma externa hacia *off shore* debido a que precisan aguas claras así como profundas para realizar sus migraciones verticales (Boltovskoy, 1996). Las especies encontradas en este grupo en general habitan aguas superficiales (entre 0 y 100 m) y son descritas para las aguas marinas del Atlántico Sur Occidental (Boltovskoy, 1996).

La plataforma uruguaya es caracterizada por un sistema hidrodinámico peculiar compuesto por masas de agua de características termohalinas contrastantes (Ortega & Martínez, 2007). De acuerdo con Piola et al., (2000) en la plataforma sudoccidental se encuentran el Agua Subtropical y Subantártica de Plataforma. Estas se originan de la dilución de las masas de agua Subtropical y Subantártica oceánicas por la descarga continental. Además existe una sustancial dilución de las aguas superficiales de plataforma en las proximidades de la desembocadura del Río de la Plata y en menor extensión próximo a la Laguna de los Patos.

Por un lado se sabe que los géneros de los foraminíferos bentónicos encontrados típicos de plataforma continental marina: *Cibicidoides*, *Islandiella*, *Lenticulina*, *Ehrenbergina*, *Pullenia* y *Uvigerina*, están relacionados principalmente con aguas frías (Murray, 1991; 2006), que el género *Discorbis*, es típico de aguas cálidas a templadas y que los géneros *Cibicides*, *Planulina* y *Quinqueloculina* no presentan preferencia marcada (Murray, 2006). Por otro lado, dentro de las especies planctónicas, que ocurren en aguas de plataforma media hacia *offshore*, encontradas con mayores densidades la especie *Globigerina bulloides*. Esta especie, a pesar de ser más abundante en aguas frías subtropicales y transicionales, puede ser encontrada en un amplio espectro de temperaturas, debido a que esta especie pertenece a un grupo de seis genotipos diferentes que probablemente son especies crípticas (Kucera & Darling, 2002). Por otra parte, la especie *Globigerinoides ruber* (white) habita aguas subtropicales (Boltovskoy, 1996). El resto de las especies encontradas (con baja representatividad) pertenecientes por ejemplo a los géneros *Globigerinella*, *Globigerinita* y *Turborotalia* habitan aguas transicionales (Kelme-von Mucke & Hemleben, 1999).

La presencia de especies de foraminíferos alóctonos es utilizada por varios autores como indicador de influencia de masas de agua así como de transporte (Gao & Collins, 1995). Así, las especies encontradas sugieren la influencia de estas masas de agua marina en esta región. Esto concuerda con que la cuña salina penetra en el Río de La Plata y llega hasta la región de Punta Yeguas (Nagy *et al.*, 1987).

Los altos porcentajes de fragmentación observados en los caparazones de foraminíferos bentónicos demuestran el retrabajo sufrido y sugieren un transporte por tracción por medio de corrientes de fondo (Holz & Simões, 2002). Por otro lado, los caparazones de foraminíferos planctónicos encontrados no presentaron altos porcentajes de fragmentación (20-53,8%) probablemente indicando transporte en suspensión o sea transporte pasivo (Cottey & Hallock, 1988; Gao & Collins, 1995).

La presencia de caparazones con color alterado (piritizados –negros- y limonitizados – marrones-) principalmente en la región de Punta Carretas podría estar indicando la presencia de retrabajo (Moraes & Machado, 2003) y erosión en esta región (Maiklem, 1967).

CONCLUSIONES

Fue posible observar un gradiente en el área de estudio en base a parámetros biológicos de las asociaciones vivas y totales de foraminíferos así como por su morfología y tafonomía. Este gradiente muestra que existe un impacto antrópico bien marcado en la porción interna de la Bahía de Montevideo disminuyendo en la zona costera adyacente a ésta.

Las mayores densidades, riquezas, diversidades y número de juveniles de las asociaciones vivas reflejan mejores condiciones para el desarrollo de los foraminíferos bentónicos en la desembocadura de la bahía donde además la heterogeneidad sedimentológica promueve un mayor número de nichos ecológicos.

Los altos porcentajes de anomalías observados (Clase 1) son consecuencia de los picos de estrés a los cuales el organismo estuvo sujeto durante su desarrollo y se relacionan con las altas concentraciones de metales pesados en el interior de la bahía y con la alta variabilidad de la salinidad en la región externa adyacente.

Los altos porcentajes de descalcificación encontrados en el interior de la bahía responden a las elevadas concentraciones de metales pesados y a las bajas salinidades.

La predominancia de caparzones de tamaño medio a pequeño de *Ammonia tepida* registradas en el interior de la bahía reflejan la presencia de un ambiente reductor en este local

La semejanza entre la asociación viva y la total de los foraminíferos autóctonos refleja el ambiente estresante que caracteriza el área (lo que resulta en la presencia de pocas especies adaptadas y baja variabilidad estacional) así como por la alta tasa de sedimentación local.

La presencia de foraminíferos alóctonos (bentónicos y planctónicos) de plataforma de la asociación total encontrada en la zona costera adyacente sugiere la influencia de masas de Agua Subtropical y Subantártica de plataforma en la región.

El análisis tafonómico de los foraminíferos bentónicos autóctonos reflejó el alto estrés antropogénico en el interior de la Bahía de Montevideo. El alto porcentaje de fragmentación observado en los caparzones de foraminíferos bentónicos de plataforma sugiere transporte por tracción por medio de corrientes de fondo. La ausencia de

fragmentación en los caparzones de foraminíferos planctónicos indican transporte en suspensión.

La relativa estabilidad estacional en el comportamiento de los parámetros biológicos de las asociaciones de foraminíferos refleja el alto estrés natural (alta variabilidad de salinidad y temperatura) y antropogénico (ausencia de variabilidad estacional) al cual está sujeta el área de estudio.

BIBLIOGRAFÍA

Alloway, B. J. 1995. Heavy Metals in Soils. Glasgow: Blackie Academic. 2ed. 364pp.

Almogi-Labin, A., Siman-Tov, R., Rosenfeld, A., Debar, E., 1995. Occurrence and distribution of the foraminifera *Ammonia beccarii tepida* (Cushman) in water bodies, Recent and Quaternary of the Dead Sea Rift, Israel. *Marine Micropaleontology* 26: 153–159.

Altenbach, A. V., Pflaumann, U., Schibler, R. 1999. Scaling percentages and distributional patterns of benthic foraminifera with flux rates or organic carbon. *Journal of Foraminiferal Research* 29: 173-185.

Alve, E. 1991. Benthic foraminifera in sediment cores reflecting heavy metal pollution in Sorfjord, Western Norway. *Journal of Foraminiferal Research* 21: 1-19.

Alve, E. 1995. Benthic foraminiferal responses to estuarine pollution: a review. *Journal of Foraminiferal Research* 25 : 190-203.

Alve, E. & Murray, J. 2001. Temporal variability in vertical distributions of live (stained) intertidal foraminifera, Southern England. *Journal of Foraminiferal Research* 31: 12-24.

Alves Dias Martins Parizotto, B. 2009. Qualidade da água sob enfoque do balanço de nutrientes e distribuição espacial de foraminíferos bentônicos em estuários das baías norte e sul de Santa Catarina (SC-Brasil). Tese de Doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina. Centro de Filosofia e Ciências Humanas. Programa de Pós-graduação em Geografia, 263pp.

American Public Health Association (APHA). 1996. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18th ed., Method no. 3050B.

Andrew, S. & Sutherland, R. A. 2004. Cu, Pb and Zn contamination in Nuuanu watershed, Oahu, Hawaii. *The Science of the Total Environment* 324: 173-182.

Angel, D.L., Verghese, S., Lee, J.J., Saleh, A.M., Zuber, D., Lindell, D. & Simons, A. 2000. Impact of a net cage fish farm on the distribution of benthic foraminifera in the northern Gula of Eilat (AQABA, Red Sea). *Journal of Foraminiferal Research* 30: 54-65.

Armynot du Châtelet E., Debenay J.P., Soulard, R. 2004. Foraminiferal proxies for pollution monitoring in moderately polluted harbors. *Environmental Pollution* 127: 27-40.

Ayup Zouain, R.N. 1981. Características del comportamiento sedimentológico de la Bahía de Montevideo. Servicio de Oceanografía, Hidrografía y Meteorología de la Armada. República Oriental del Uruguay, Armada Nacional 81 :1-25.

Ayup, R.N. 1986. Comportamento dos sedimentos em suspensão no Río de la Plata exterior e proximidades. *Pesquisas* 18: 39-68.

Baptista, N.J.A., Wallner-Kersanach, M., Patchineelam, S.M. 2008. Poluição Marinha. Editora Interciencia. Rio de Janeiro, 411pp.

Baturin, G.N., 2003. Phosphorus cycle in the ocean. *Lithology and Mineral Resources* 38, 101–119.

Behrensmeyer, A. & Kidwell, S. 1985. Taphonomy's contributions to paleobiology. *Paleobiology* 11: 105-119.

Bergamin, L., Romano, E., Finoia, M. G., Venti, F., Bianchi, J., Colasanti, A., Ausili, A. 2009. Benthic foraminifera from the coastal zone of Baia (Naples, Italy): Assemblage distribution and modification as tools for environmental characterization. *Marine Pollution Bulletin* 59: 234–244.

Bernhard, J.M., Reimers, C.E., 1991. Benthic foraminiferal population fluctuations related to anoxia: Santa Barbara Basin. *Biogeochemistry* 15: 127–149.

Boltovskoy, E. 1959. Foraminifera as biological indicators in the study of ocean currents. *Micropaleontology*, 5:473-481.

Boltovskoy, E. 1964. Seasonal occurrences of some living foraminifera in Puerto Deseado. (Patagonia, Argentina). *Journal du Conseil International pour l'exploration de la mer* 29: 136-145.

Boltovskoy, E. 1965. Los foraminíferos recientes. Ed. EUDEBA, 510 pp.

Boltovskoy, E. & H. Lena. 1974. Foraminíferos del Río de la Plata: Argentina, *Servicio Hidrográfico Naval*, Argentina, 660:1- 30.

Boltovskoy, E. & Wright, R. 1976. Recent Foraminifera. Dr. W. Junk b.v.- Publishers-The Hague. 515pp.

Boltovskoy, E., Giussani, G., Watanabe, S., Wright, R. 1980. Atlas of benthic shelf foraminifera of southwest Atlantic. Netherlands, Junk, The Hague, 147pp.

Boltovskoy, E., Scott, D. B. & Medioli, F. S. 1991. Morphological variations of benthic foraminiferal test in response to changes in ecological parameters: a review. *Journal of Paleontology* 65: 175-185.

Boltovskoy, E., Boltovskoy, D., Correa, N., Brandini, F. 1996. Planktinc foraminifera from sothwestern Atlantic (30°-60° S): species-specific patterns in the upper 50m. *Marine Micropaleontology*, 28: 53-72.

Bonetti, C. 2000. Foraminíferos como bioindicadores do gradiente de estresse ecológico em ambientes costeiros poluídos. Estudo aplicado ao sistema estuarino de Santos-São Vicente (SP, Brasil). Tese de Doutorado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Pablo, São Paulo, 229pp.

Bresler, V. & Yanko, V., 1995, Acute toxicity of heavy metals for benthic epiphytic foraminifera *Pararotalia spinigera* (Le Calvez) and influence of seaweed-derived DOC; *Environmental Toxicology and Chemistry* 14: 1687–1695.

Burone, L. 2002. Foraminíferos bentônicos e parâmetros físico-químicos da Ensenada de Ubatuba, São Paulo: estudo ecológico em uma área com poluição orgânica. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico. São Paulo, 279pp.

Burone L., Muniz P., Pires-Vanin A. M., Rodrigues M. 2003. Spatial distribution of organic matter in the surface sediments of Ubatuba Bay (Sotuheastern- Brazil). *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 75: 77-90.

Burone, L.; Muniz, P., Venturini N. & P. Sprechmann. 2004 Estudio de la fauna de foraminíferos bentônicos como herramienta en la interpretación de los disturbios antropogénicos de la zona costera del Departamento de Montevideo. 2004. I Simposio Brasileiro de Oceanografia, São Paulo, Brasil.

Burone, L., Venturini, N., Sprechmann, P., Valente, P. & Muniz, P. 2005. Distribuição dos foraminíferos bentônicos sob influência da contaminação na zona costeira de Montevideú Uruguai. II Congresso Brasileiro de Oceanografia- Vitória- ES- Brasil.

Burone, L.; Venturini, N., Sprechmann P., Valente, P.& Muniz P. 2006. Foraminiferal responses to polluted sediments in the Montevideo coastal zone, Uruguay. *Marine Pollution Bulletin* 52:61-73.

Burone L. & Pires-Vanin A. M. 2006. Foraminiferal Assemblages in the Ubatuba Bay, Southeastern Brazilian Coast. *Scientia Marina* 70: 203 – 217.

Burone L., Valente P., Pires-Vanin A.M., de Mello e Sousa S.H., Mahiques M.M., Braga E. 2007. Benthic foraminiferal variability on a monthly scale in a subtropical bay moderately affected by urban sewage. *Scientia Marina* 71:775-792.

Burone L., Mahiques M.M., Lopes Figueira R.C., Garcia-Rodriguez F., Alvarez Y., Muniz P., Brugnoli E., Venturini N., Sprechmann P., de Mello E Sousa S.H., Centurion V. 2011. Evolución paleoambiental de la Bahía de Montevideo- Bases para el establecimiento de un modelo ambiental. En: El Holoceno en la zona costera del Uruguay. Ed: Felipe García-Rodríguez. Editora: CSIC, UdelaR, Montevideo. 197-227pp.

Buzas-Stephens, P. & Buzas, M. 2005. Population dynamics and dissolution of foraminifera in Nueces Bay, Texas. *Journal of Foraminiferal Research* 35 : 248-258.

Buzas-stephens, P., Buzas, M., Elliot, B. 2011. Foraminiferal population response to fluctuating inflow into Nueces Bay, Texas. *Journal of Foraminiferal Research*, 41: 14–21

Byers, S., E. Mills & P. Stewart. 1978. Comparison of methods of determining organic carbon in marine sediments, with suggestions for a standard method. *Hydrobiologia* 58(1):43- 47.

Caruso, A., Cosentino, C., Tranchina, L., Brai, M. 2011. Response of benthic foraminifera to heavy metal contamination in marine sediments (Sicilian coasts, Mediterranean Sea). *Chemistry and Ecology* 7: 9-30.

Cearreta, A., Irabien, M. J., Leorri, E., Yusta, I., Quintanilla, A., Zabaleta A. 2002. Environmental transformation of the Bilbao estuary, N. Spain: microfaunal and geochemical proxies in the recent sedimentary record. *Marine Pollution Bulletin* 44: 487–503.

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. & Warwick, R.M. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK.

Cognetti, G., 1992. Colonization of stressed coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 24: 247–250.

Cotano, U. & Villate, F. (2006). Anthropogenic influence on the organic fraction of sediments in two contrasting estuaries: A biochemical approach. *Marine Pollution Bulletin* 52: 404–414.

Cotter, T.L., Hallock, P., 1988. Test surface degradation in *Ammonia angulatus*. *Journal of Foraminiferal Research* 18 , 187–202.

Crespo Pereira, R. & Soares-Gomes, A. 2002. *Biologia Marinha*. Editora Interciência, Rio de Janeiro 382 pp.

Crevison, H.L. & Hallock, P., 2007. Anomalous features observed on tests of live Ammoniasine foraminifers from the Florida Keys, USA. *Journal of Foraminiferal Research* 37 , 223–233.

Crevison Souder, H., McCloskey, B., Hallock, P., Byrne, R. 2010. Shell anomalies observed in a population of *Ammonia angulatus* (Foraminifera) from the Florida Keys (USA) sampled in 1982–83 and 2006–07. *Marine Micropaleontology* 77: 71–81.

Danulat, E., Muniz, P., García-Alonso J., Yannicelli, B. 2002. First assessment of the highly contaminated harbour of Montevideo, Uruguay. *Marine Pollution Bulletin* 44: 554-565.

Day, J., Hall, C., Kemp, M., Yáñez-Arancibia, R. 1989. *Estuarine Ecology*. John Wiley & Sons, Inc. Canada, 558 pp.

Debenay, J.P., Duleba, W., Bonetti, C., Melo e Souza, S.H., Eichler, B. 2001. *Pararotalia cananeaensis* N. SP.: indicator of marine influence and water circulation in Brazilian coast and paralic environments. *Journal of Foraminiferal Research* 31: 152–163.

Debenay, J.P., Bicchi, E., Goubert E., Armynot du Chatelet E. 2006. Spatio-temporal distribution of benthic foraminifera in relation to estuarine dynamics (Vie estuary, Vendée, W France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67: 81-197.

Diz, P., Francés, G., Rosón, G., 2006. Effects of contrasting upwelling–downwelling on benthic foraminiferal distribution in the Ría de Vigo (NW Spain). *Journal of Marine Systems* 60: 1–18.

Ellison, R.L., Broome, R., Ogilvie, R. 1986. Foraminiferal responses to trace metal contamination in the Patapsco River and Baltimore Harbour, Maryland. *Marine Pollution Bulletin* 17 : 419-423.

Fernández, L. & Zapata J. 2010. Registro tafonómico de *Ammonia becarii* (Liné, 1758) (Protozoa: Foraminiferida) en la Ensenada Quillaiepe, Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research* 38: 286-291.

Ferraro, L.; Sprovieri, M.; Alberico, L.; Lirer, F.; Prevedello, L.; Marsella, E. 2006. Benthic foraminifera and heavy metals distribution: A case study from Naples Harbour (Tyrrhenian Sea, Southern Italy). *Environmental Pollution* 142: 274-287.

Frontalini, F.; Buosi, C.; Da Pelo, S.; Coccioni, R., Cherchi, A; Bucci, C. 2009. Benthic foraminifera as bio-indicators of trace element pollution in the heavily contaminated Santa Gilla lagoon (Cagliari, Italy). *Marine Pollution Bulletin* [58 \(6\)](#): 858-877.

Gao, S. & Collins, M. 1995. Net sand transport direction in a tidal inlet, using foraminiferal tests as natural tracers. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 40:681–697.

Gautreau, P. 2006. La Bahía de Montevideo: 150 años de modificación de un paisaje costero y subacuático. En Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Menafrá R., Rodríguez Gallego L., Scarabino F. & Conde D. (eds.). Vida Silvestre, Montevideo 401-411pp.

Geslin, E., Debenay, J.P., Lesourd, M. 1998. Abnormal wall textures and test deformation in *Ammonia* (Hyaline foraminifer). *Journal of Foraminiferal Research* 28: 148-156.

Geslin, E., Debenay, J.P., Beck-Eichler, B., Duleba, W. 2000. Les anomalies morphologiques du test des foraminifères de la lagune D'Araruama (Bresil). *Journal Recherche Océanographique* 25 :43-52.

Geslin, E., Debenay, J.P., Duleba, W., Bonetti, C. 2002. Morphological abnormalities of foraminiferal tests in Brazilian environments: comparison between polluted and non-polluted areas. *Marine Micropaleontology* 45:151-168.

Gimeno, R.A., Marce, R.M. & Borrull, F. 2004. Determination of organic contaminants in coastal water. *Trends in Analytical Chemistry*, 23 : 341 – 350.

Goineau, A., Fontanier, C., Jorissen, F.J., Lansard, B., Buscail, R., Mouret, A., Kerhervé, P., Zaragosi, S., Ernoult, E., Artéro, C., Anschutz, P., Metzger, E., Rabouille, C. 2011. Live (stained) benthic foraminifera from the Rhône prodelta (Gulf of Lion, NW Mediterranean): Environmental controls on a river-dominated shelf. *Journal of Sea Research* 65: 58–75

Gonçalves de Sousa, M.R. 2006. Distribuição de foraminíferos planctônicos (0-100m na coluna da água) e seu registro no sedimento na margem continental sudeste brasileira, entre São Sebastião, SP, e Cabo de São Tomé, RJ. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, (Tese de Mestrado), 104pp.

Holz, M. & Simões, M. 2002. Elementos fundamentais de tafonomía. Editora da Universidade. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil, 231pp.

Hyams-Kaphzan, O., Almogi-Labin A., Benjamini C., Herut B. 2009. Natural oligotrophy vs. pollution-induced eutrophy on the SE Mediterranean shallow shelf (Israel): Environmental parameters and benthic foraminifera. *Marine Pollution Bulletin* 58: 1888–1902.

Hutton, M., 2011. Evaluación del estado de la calidad ambiental en la costa de Montevideo. Tesis de maestría, Facultad de Ciencias, UdelaR. 70pp.

Jorissen, F.J., Barmawidjaja, D. M., Puskaric, S., Van der Zwaan, G. J. 1992. Vertical distribution of benthic foraminifera in the northern Adriatic Sea: the relation with organic flux. *Marine Micropaleontology* 19: 131-146.

Jorissen, F.J., Wittling, L., Peypouquet, J. P., Rabouille, C., Relaxans, J. C. 1998. Live benthic foraminiferal faunas off Cape Blanc, NW Africa: community structure and microhabitats. *Deep-Sea Research* I 45: 2157-2188.

Kaiho, K., 1994. Benthic foraminiferal dissolved-oxygen index and dissolved-oxygen levels in the modern ocean. *Geology* 22: 719–722.

Kelme-von Mucke & Hemleben, 1999. Foraminifera. En: South Atlantic Zooplankton. Editado por D. Boltovskoy, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. 43-73 pp.

Kennish M. 1992. Ecology of Estuaries: Antropogenic Effects. Marine Science Series, CRC Press, Inc 494pp.

Knox G.A., 1986. Estuarine Ecosystems: a systems approach. CRC Press, Inc., Boca Raton Florida. 230 pp.

Kovach, W. L. 1999. MVSP- A multivariate statistical package for windows, ver 3.1. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, UK, 133 pp.

Kurucz, A.; Masello, A.; Mendez, S.; Cranston, R. & Wells, P. 1997. Environmental quality of the Río de la Plata. En: P. G. Wells & G. R. Daborn (eds.), The Río de la Plata: an environmental overview. An EcoPlata project background report. Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia, Canada.

Le Carde, V., Debenay, J.P., Lesourd, M. 2003. Low pH effects on *Ammonia beccarii* test deformation: implications for using test deformations as a pollution indicator. *Journal of Foraminiferal Research* 33:1-9.

Loeblich, A. R. & H. Tappan. 1988. Foraminiferal genera and their classification. Van Nostrand Reinold, New York, vol. 1 y 2, 270p⁺ 212p, 847pls.

López-Laborde, J., 1997. Marco geomorfológico y geológico del Río de la Plata. En: P. G. Wells & G. R. Daborn (eds.), The Río de la Plata: an environmental overview. An EcoPlata project background report. Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia, Canada.

López Laborde, E. & Nagy, G. 1999. Hydrography and sediment transport characteristics in the Rio de la Plata. En: Perillo Piccolo & Pino-Quivira (eds) Estuarines of the South America: their geomorphology and dynamics. Springer-Verlag, Berlin 133-159pp..

Lorenzen, C. J. 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: Spectrofotometric equations. *Limnology and Oceanography* 12: 343-346.

Mahiques, M.M, Burone, L., De Oliveira A.A., Capellari, B., Rogacheski, C.E., Barroso, C.B., Samaritano, L. A., Corder, L., Coppede, M., Lopes Figueira, R.C. 2009. Anthropogenic influences in a lagoonal environment: A multiproxy approach at the Valo Grande mouth, Cananéia-Iguape system (SE Brazil). *Brazilian Journal of Oceanography*, 57: 325-337..

Maiklem, W.R. 1967. Black and brown speckled foraminiferal sand from the southern part of the great barrier reef. *Journal of Sedimentary Petrology* 37: 1023-1030.

Moraes de Souza, S. & Machado de Jesus, A. 2003. Avaliação das condições hidrodinâmicas de dois recifes costeiros do litoral norte do estado da Bahia. *Revista Brasileira de Geociências*, 33: 201-210.

Moresco, H. & Dol, I. 1996. Metales en sedimentos de la Bahía de Montevideo. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral* 27: 1-5.

Morvan, J., Debenay, J.P., Jorissen, F., Redois, F., Bénéteau, E., Delplancke, M., Amato, A.S., 2006. Patchiness and life cycle of intertidal foraminifera: Implication for environmental and paleoenvironmental interpretation. *Marine Micropaleontology* 61: 131–154.

Mothaid, M., Jorissen F., Lansard B., Fontanier C., Bombled B., Rabouille. 2009. Spatial distribution of live benthic foraminifera in the Rhone prodelta: Faunal response to a continental-marine organic matter gradient. *Marine Micropaleontology* 70: 177-200.

Moyano, M., Moresco, H., Blanco, J., Rosadilla, M., Caballero, A., 1993. Baseline studies of coastal pollution by heavy metals, oil and PAHs in Montevideo. *Marine Pollution Bulletin* 26: 461-464.

Muniz, P.; Gómez Erache, M.; Lacerot, G.; Martínez, A.; Rodríguez, M. & Venturini N. 2000a. Contaminación en la zona costera del departamento de Montevideo a través del estudio de las comunidades planctónicas y bentónicas. Informe Final de Proyecto. Facultad de Ciencias-Intendencia Municipal de Montevideo. 324 pp.

Muniz, P., Venturini, N., Rodríguez, M., Martínez, A., Lacerot, G., Gómez, M. 2000b. Benthic communities in a highly polluted urban bay. p: 204-207. En: Memorias del IV CLAE: “Ecología y Desarrollo Sostenible: Reto de América Latina para el tercer Milenio” Milón, PJ; Delgado CT; Paredes LV; Paredes AO & Benavides FV (eds.), Arequipa, Perú, 274pp.

Muniz, P., Venturini, N. & Martínez, A. 2002. Physico-chemical and pollutants of the benthic environment of the Montevideo Coastal Zone, Uruguay. *Marine Pollution Bulletin* 44: 962-968.

Muniz, P., Danulat, E., Yannicelli, B, García-Alonso, J., Medina, G., Bicego, M. 2004a. Assessment of contamination by hydrocarbons and heavy metals in sediments of Montevideo Harbour (Uruguay). *Environment International* 29: 1019-1028.

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. & Burone, L. 2005a. Contaminación en la bahía de Montevideo y zona costera adyacente y su relación con los organismos bentónicos. *En prensa* En: Menafrá, R., Rodríguez, L., Scarabino, F., Conde, D. (Eds.), Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre, Montevideo 467-476pp.

Muniz, P., Venturini, N., Pires-Vanin, A.M.S., Tommasi, L.R., Borja, A. 2005b. Testing the applicability of a Marine Biotic Index (AMBI) to assessing the ecological quality of soft-bottom benthic communities, in the South America Atlantic region. *Marine Pollution Bulletin* 50: 624-637.

Muniz, P., Venturini, N. & Burone, L. 2006. Contaminación de la Bahía de Montevideo y zona costera adyacente y su relación con los organismos bentónicos. En Menafrá R, Rodríguez-Gallego L, Scarabino F & Conde D (Eds.), Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre 467-476pp.

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.

Murray, J.W. 1991. Ecology and Paleoecology of Benthic Foraminifera. Longman Scientific and Technical. Co-published in the United States with Jhon Wiley & Sons, Inc., New York. 397pp.

Murray, J.W. 2000. The enigma of the continued use of total assemblages in ecological studies of benthic foraminifera. *Journal of Foraminiferal Research* 30: 244-245.

Murray, J.W. 2003. Foraminiferal assemblage formation in depositional sinks on the continental shelf margin west of Scotland. *Journal of Foraminiferal Research* 33: 101-121.

Murray, J.W. 2006. Ecology and applications of benthic foraminifera. Cambridge Press University, UK 426 pp.

Murray, J.W. & Alve, E. 2000. Major aspects of foraminiferal variability (standing crop and biomass) on a monthly scale in the intertidal zone. *Journal of Foraminiferal Research* 30: 177-191.

Nagy, J. & Alve, E. A. 1987. Temporal changes in foraminiferal faunas and impact of pollution in Sandebukta, Oslo Fjord. *Marine Micropaleontology* 12: 109-128.

Nagy, G. J., Martinez, C., Caffera, M.R., Pedrosa, G.; Forbes, E.A., Perdomo, A., Lopez Laborde, J. 1997. The hydrological and climatic setting of the Rio de la Plata. In: Wells & Daborn eds. The Rio de la Plata and environmental overview. An EcoPlata project background report . Dalhousie University, Halifax 17-70 pp.

Nagy, G. J, Gomes-Erache, M., Lopez, C.H., Perdomo, A.C. 2002. Distribution patterns of nutrients and symptoms of eutrophication in the Rio de la Plata Estuary System. *Hidrobiología* 475: 125-139.

Ortega, L & Martínez, A. 2007. Multiannual and Seasonal Variability of Water Masses and Fronts Over the Uruguayan Shelf. *Journal of Coastal Research* 23: 618-629.

Parker, G., Marcolini, S., Cavallotto, J. L., Martinez, H., Lopez, M. C., Ghiorzo, D., de Leon, A., Maza, M. T., Ayup, R. N., Lopez Laborde, J. 1985. Distribución de sedimentos en la superficie del fondo. En: SIHN- SOHMA. Estudio para la Evaluación de la Contaminación en el Río de la Plata, Informe Técnico No. 3, Tarea 2.

Perez-Cruz, L.L., Machain-Castilho, M.L., 1990. Benthic foraminífera of the oxygen minimum zone, continental shelf of the Gulf of Tehuantepec, México. *Journal of Foraminiferal Research* 20: 312–325.

Perillo, G., Píccolo, C. y Pino Quivira, M., 1999. Estuaries of South America: Their Geomorphology and Dynamics. En: Perillo, Píccolo y Pino Quiviria (Eds.), *Environmental Science*, 223 pp.

Peterson, R. G. & L. Stramma. 1991: Upper-Level Circulation in the South-Atlantic Ocean. *Progress in Oceanography* 26 , 1-73.

Phleger, F. B & Soutar, A. 1973. Production of benthic foraminifera in three east pacific oxygen minima. *Micropaleontology* 19: 110-115.

Pielou, E.C.1975. Ecological diversity. John Wiley, New Cork, 165pp.

Piola, A.R., Campos, E.J.D., Moller, O.O., Charo, M., Martinez, C. 2000. Subtropical shelf front off eastern South America. *Journal of Geophysical Research* 105: 6566-6578.

Poag, C.W. 1978. Paired foraminiferal ecophenotypes in GULF Coast estuaries: Ecological and paleoecological implications. *Gulf coast associations of geological societies, transactions* 28: 395-421.

Rodrigues, S.C. 2006. Tafonomia de moluscos bivalves e braquiópodes das Enseadas de Ubatuba e Pinguaba, norte do Estado de São Paulo: Implicações do uso de assinaturas tafonômicas no reconhecimento de gradientes ambientais. Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, (Tese de Doutorado), 168 pp.

Romano, E.; Bergamin, L.; Finioia, M. G.; Carboni, M. G.; Ausili, A.; Gabellini, M. 2008. Industrial pollution at Bagnoli (Naples, Italy): Benthic foraminifera as a tool in integrated programs of environmental characterization. *Marine Pollution Bulletin* 56: 439-457.

Samir, A. (2000). The response of benthic foraminifera and ostracods to various pollution sources: a study from two lagoons in Egypt. *Journal of Foraminiferal Research* 30:83-98.

Samir, A.M. & El-Din, A.B. 2001. Benthic foraminiferal assemblages and morphological abnormalities as pollution proxies in two Egyptian bays. *Marine Micropaleontology* 41: 193-227.

Samoylenko, V.N. & Golovko, T.V. 1994. The Ecological Significance of Bacterial Reduction of Sulfate in Bottom Sediments of the Dnieper-Bug Lagoon. *Hydrobiological Journal* 30 :105-113.

Schröder, C. J.; Scott D. B. & Medioli F. S. 1987. Can smaller benthic foraminifera be ignored in paleoenvironmental analyses? *Journal of Foraminiferal Research* 17:101-105.

Schumacher, S., Jorissen, F., Dissard, D., Larkin, K.E., Gooday, A. 2007. Live (Rose Bengal stained) and dead benthic foraminifera from the oxygen minimum zone of the Pakistan continental margin (Arabian Sea). *Marine Micropaleontology* 62: 45-73.

Scott, D.B., Medioli, F.S., 1980. Living vs total foraminiferal populations: their relative usefulness in paleoecology. *Journal of Paleontology* 54: 814–831.

Scott, D., Medioli, F., Schafer, C. 2001. Monitoring in coastal environments using foraminifera and thecamoebian indicators. Cambridge University Press, 177pp.

Sen Gupta, B. & Machain-Castillo, R. 1993. Benthic foraminifera in oxygen-poor habitats. *Marine Micropaleontology* 20: 183-201.

Sen Gupta, B., Turner, E., Rabalais, N. 1996. Seasonal oxygen depletion in continental-shelf waters of Louisiana: Historical record of benthic foraminifers. *Geology* 24 : 227-230.

Sen Gupta, B. 1999. Modern Foraminifera. Kluwer academic Publishers. 371 pp.

Shannon, C.E. & Weaver, W.W. 1963. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana, 125p.

Seigle, G. A. 1971. A preliminary note on the relationships between foraminifers and pollution in two Puerto Rican bays. *Caribbean Journal of Science* 11: 93-98

Seigle, G.A. 1973. Pyritization in living foraminifers. *Journal of Foraminiferal Research* 3:1-16.

Seigle, G. A. 1975. Foraminifers of Guayanilla Bay and their use as environmental indicators. *Revista Española de Micropaleontología* 7: 453-487.

Setty, M.G.A.P. 1976. The relative sensitivity of benthonic foraminifera in the polluted marine environment of Cola Bay, Goa. Proceedings from the VI Indian Colloquium on Micropaleontology and Stratigraphy. 225-234pp.

Suguio, K. 1973. Introdução a sedimentologia. Edgard Blucher/ EDUSP, Sao Paulo, 317pp.

Sunbäck, K., 1983. Microphytobenthos on sand in shallow brackish water, Öresund, Sweden. Primary production, chlorophyll a content and species composition (Diatoms. in relation to some ecological factors. Ph.D. Thesis. Department of Systematic Botany, University of Lund, Sweden. LUNDS/(NBBS-1006). 209pp.

Teodoro, A.C., Duleba, W, Gubitoso, S., Prada, S.M., Lamparelli, C.C., Bevilacqua, J.E. 2010. Analysis of foraminifera assemblages and sediment geochemical properties

to characterise the environment near Araçá and Saco da Capela domestic sewage submarine outfalls of São Sebastião Channel, São Paulo State, Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 60: 536–553.

Valentin, J.L. 2000. Ecologia numérica: uma introdução á análise multivariada de dados ecológicos. Rio de Janeiro, Interciência, 117pp.

Vance, D.J., Cluver, S.J., Corbett, D.R., Buzas, M.A. 2006. Foraminifera in the Albemarle estuarine system, North Carolina: Distribution and recent environmental change. *Journal of Foraminiferal Research* 36: 15-33.

Van Hengstum, P. J., Reinhardt, E. G., Beddows, P. A., Huang, R. J., Gabriel, J. J. 2008. Thecamoebians (testate amoebae) and Foraminifera from three anchialine cenotes in Mexico: low salinity (1.5–4.5 psu) faunal transitions. *Journal of Foraminiferal Research* 38 : 305–317.

Venturini, N., Muniz, P. & Rodríguez, M. 2004. Macrobenthic subtidal communities in relation to sediment pollution: the phylum-level meta-analysis approach in a south-eastern coastal region of South America. *Marine Biology* 144: 119–126

Vilela, C.G., Batisita, D., Baptista-Neto, J.A., Crapez, M., Mcallister, J.J. 2004. Benthic foraminifera distribution in high polluted sediments from Niterói harbor (Guanabara Bay), Rio de Janeiro, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 76: 161-171.

Walton, W.R. 1964. Recent foraminiferal ecology and paleoecology, in *Approches to Paleoecology*, (eds. J. Imbrie and N.D. Newell), John Wiley, New York, 151-237 pp.

Walton, W. R. 1952. Techniques for recognition of living foraminifera. *Cushman Foundation Foraminiferal Research* 3:56- 60.

Yanko, V., Kronfeld, J., Flexer A. 1994. Response of benthic foraminifera to various pollution sources: implication for pollution monitoring. *Journal of Formaminiferal Research* 24, 1-17.

Yanko, V., Arnold, A., Parker, W. 1999. Effects of marine pollution on benthic foraminifera. En: Sen Gupta 1999. *Modern foraminifera*. 371 pp.

ANEXO 1

Tabla 1: Variables de agua de fondo de las campañas estudiadas. Se presentan: (T) temperatura; (Od) oxígeno disuelto; pH y salinidad. * datos faltantes de las estación M de la campaña de Enero 2008. * datos faltantes de las estación M de la campaña de Enero 2008.

Estación	Julio 2007				Octubre 2007				Enero 2008				Mayo 2008			
	T (°C)	Od (mg/l)	pH	Salinidad	T (°C)	Od (mg/l)	pH	Salinidad	T (°C)	Od (mg/l)	pH	Salinidad	T (°C)	Od (mg/l)	pH	Salinidad
A	7	6.4	7.43	4.65	21	8.6	8.6	4.41	24.9	7.23	7.97	27.24	16.8	6.4	7.86	4.02
B	10	5.4	7.36	7.08	21.5	5.5	8.1	5.394	25.5	9.84	8.1	27.54	17	8.6	7.73	3.68
C	7	7.9	7.82	7.8	21.5	7.8	8.2	4.692	24.4	13.65	8.29	32.64	17	6.2	7.64	3.66
D	7	8.5	7.6	7.2	21	7.8	8.4	5.52	22.7	9.6	8.09	27.84	17	7.4	7.67	3.55
E	7.5	7.6	7.7	8.34	22	11.4	8.6	4.146	25.1	10.7	8.3	19.92	17	9	7.73	3.20
F	7.5	9	7.76	7.38	21.5	8.6	8.6	4.578	26.1	6.16	7.84	26.16	17.1	7.6	7.65	3.54
G	7.5	8.4	7.89	7.89	20.6	8.5	8.1	6.06	23.3	10.33	8.25	25.08	17.1	8	7.91	3.25
H	8	8.2	7.92	8.5	21	6.6	8.2	7.476	23.7	8.04	8.04	27.66	15.5	7.5	7.82	4.44
I	8	8.3	8	10.5	21	6	8	6.756	21.2	6.45	8.02	27.54	17.2	7.8	7.72	5.59
J	8	8	8	23.58	22	7.6	8.2	4.974	21.2	9.13	7.98	28.02	17.2	8.4	7.71	4.09
K	7.5	8.5	8	26.76	21	7.5	8.2	6.234	20.1	9.14	7.94	28.2	17.1	8.5	7.49	10.89
L	7	8.4	8	24.84	19	6.7	7.8	8.67	21.1	9.29	8.21	28.44	17.1	7.2	7.69	9.03
M	7.5	8.5	8	25.62	20	6.5	8.2	8.988	-	-	-	-	17	8.1	7.64	15.66
N	8.2	8.4	7.9	24.48	21	7	8	6.552	23.6	7.47	7.87	24.6	17	9.6	8.06	3.37
O	8	8.6	7.8	18.6	21	5.8	8	8.094	23.1	8.17	7.85	27.96	17	9.1	8.05	3.22
P	8.5	8	8	23.4	23	8.7	8.6	4.374	25.4	6.59	7.96	28.14	17	7.8	7.95	4.04
Q	7.9	8.4	8	24.6	23	8.1	8.9	3.972	22.9	8.67	7.97	27.9	17	9.2	7.83	4.78
R	8	7.5	8	25.5	22	6.4	8.2	5.07	24	7.28	7.96	27.96	17	8.1	7.69	6.55

Tabla 2: Factor de enriquecimiento (FE) de los metales pesados analizados para las estaciones estudiadas.

Estaciones	FE As	FE Cd	FE Cr	FE Cu	FE Ni	FE Pb	FE Zn
A	1.03	0.39	4.59	2.85	0.84	3.67	2.45
B	1.37	0.63	8.28	8.21	1.21	10.00	4.58
C	1.25	0.65	11.18	5.09	1.00	8.89	5.90
D	1.08	0.31	5.14	2.69	0.87	2.85	2.05
E	1.30	0.35	8.22	2.90	0.96	2.85	1.88
F	1.14	0.22	2.00	2.08	0.89	1.77	1.34
G	1.10	0.24	1.66	2.17	0.97	2.26	1.42
H	1.01	0.22	1.71	1.87	0.87	1.66	1.28
I	1.08	0.21	1.2	1.70	0.87	1.34	1.12
J	1.14	0.20	1.14	1.64	0.88	1.32	1.08
K	1.04	0.21	1.19	1.67	0.92	1.45	1.13
L	1.00	0.21	1.16	1.61	0.90	1.26	1.09
M	1.03	0.19	1.12	1.65	0.87	1.09	0.99
N	1.17	0.20	1.16	1.63	0.89	1.24	1.08
O	1.05	0.20	1.16	1.62	0.87	1.17	1.08
P	0.95	0.20	1.07	1.61	0.85	1.10	0.99
Q	1.03	0.18	1.11	1.55	0.89	1.04	0.99
R	0.97	0.25	3.11	1.96	0.94	4.41	1.40

Tabla 3a: Especies de foraminíferos y tecamebas registradas en la campaña de Julio 2007 (invierno), donde v= vivos y m= muertos.

Especies/Estaciones	A		B		C		D		E		F		G		H		I		J		K		L		M		N		O		P		Q		R				
	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m					
Calcáreos																																							
<i>Ammonia parkinsoniana</i>					3	4	32	4	14			38	56	19	3	1	3	5	10	3	3	25	7	10	6	14	1	7	3										
<i>Ammonia tepida</i>	2	1	2	19	7	240	42	1	69	441	427	410	71	87	3	2	51	23	31	1	171	17	14	61	191	61	36	55	226	58	74	49							
<i>Cibicidoides</i> sp.2									1																														
<i>Discorbina</i> sp.									1																														
<i>Elphidium discoidale</i>												2		1			1			4						1		7											
<i>Elphidium excavatum</i>																				1					6		3	15	1										
<i>Pararotalia cananeaensis</i>																	1				2																		
<i>Pseudonion atlanticum</i>													1																										
<i>Quinqueloculina lamarkiana</i>							1																																
<i>Quinqueloculina</i> sp.																					1					1													
Aglutinantes																																							
<i>Psammosphaera</i> sp.				2				1	1										2	6																			
sp ₁				1																																			
sp ₂																								1															
sp ₃																																							
Tecamebas																																							
<i>Centrophixis constricta</i>								1																															
<i>Diffugia oblonga</i>																																							
Total	0	2	1	0	5	22	11	273	48	3	84	0	479	485	430	75	88	4	2	55	25	36	9	187	18	17	65	217	75	47	64	262	60	81	52	0			

Tabla 3b: Especies de foraminíferos y tecamebas registradas en la campaña de Octubre 2007 (primavera), donde v= vivos y m= muertos.

Especies/Estaciones	A		B		C		D		E		F		G		H		I		J		K		L		M		N		O		P		Q		R				
	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m			
Calcáreos																																							
<i>Ammonia parkinsoniana</i>	1		1				2		1		1		8	60	17	24	2	3	26	19	3	7	12	16			6	13	101	8	49	6	11	1	3	2	7		
<i>Ammonia tepida</i>			1	3			2	6	3	4	2	2	2	18	307	76	125	8	42	244	216	58	33	40	90	5	52	55	936	44	359	36	49	4	24	10	58		
<i>Buccella peruviana</i>																											1												
<i>Cassidulina carinata</i>																			1																2				
<i>Cassidulina sp₁</i>																			1																				
<i>Globocassidulina</i>																			1																				
<i>Ammobaculites exigus</i>											1																												
<i>Elphidium excavatum</i>		2													2		1			7	1			3						2		10							
<i>Elphidium discoideale</i>				1															1	2	1							4		12		3			3				
<i>Haynesina germanica</i>																						4																	
Aglutinantes																																							
<i>Ammotium salsum</i>						1			2	2																													
<i>Miliammina fusca</i>										3																													
<i>Psammosphaera sp.</i>				2					5	2									1			8		2															
<i>Trochammina inflata</i>										2																													
n/i										1				2																									
Tecamebas																																							
<i>Centropixis constricta</i>												1				2																							
Planctónicos																																							
<i>Globigerina sp₁</i>																																							
<i>Globigerina sp₂</i>																																							
<i>Globigerina bulloides</i>																																							
<i>Globigerinoides ruber</i>																																							
<i>Globigerinoides ruber</i>																																							
n/i																																							
Juveniles																																							
Total	1	2	4	4	0	2	9	3	12	13	3	2	27	371	100	150	17	64	295	237	140	40	97	106	7	59	79	1037	75	414	44	84	7	30	21	68			

Tabla 3c: Especies de foraminíferos y tecamebas registradas en la campaña de Enero 2008 (verano), donde v= vivos y m= muertos.

Especies/Estaciones	A		B		C		D		E		F		G		H		I		J		K		L		N		O		P		Q		R	
	v	m	v	M	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m	v	m		
Calcáreos																																		
<i>Ammonia parkinsoniana</i>	1	1						3	1	4	44	29	114	3	68	1	22	1	2	20	3	7		89		18	4	39	1	22	1	36		
<i>Ammonia tepida</i>	2	3	1	1	1	9	8	1	2	92	342	302	819	47	271	22	168	17	2	32	80	8	24	30	344	13	103	25	84	14	79	20	223	
<i>Ammonia</i> sp.										4		8		1	1		2																	
<i>Elphidium excavatum</i>		1													1																			
<i>Elphidium discoidale</i>		2										1			1					2												1		
Aglutinantes																																		
<i>Ammotium salsum</i>						1						2		2																				
<i>Miliammina fusca</i>												2	1																					
<i>Paratrochammina</i> sp.													1																					
<i>Psammosphaera</i> sp.				3		1		6												1	1													
<i>Trochammina</i> sp.										2																								
Tecamebas																																		
<i>Centrophixis constricta</i>												8		4																		1		
<i>Diffugia oblonga</i>														2																				
Juveniles																																		
										19		18			5		12																	
Total	3	7	0	1	4	1	11	11	7	6	119	387	369	934	59	342	28	190	32	2	34	103	12	31	30	433	13	121	29	123	16	102	21	259

ANEXO 2

Reino PROTISTA

Subreino PROTOZOA

Filo SARCOMASTIGOPHORA Honigberg & Balamoth, 1963

Subfilo SARCODINA Shmarda, 1871

Superclase RHIZOPODA von Siebold, 1845

Clase GRANULORETICULOSA de Saedeleer, 1934

Orden FORAMINIFERIDA Eichwald, 1830

Suborden TEXTULARIINA Loeblich & Tappan, 1988

Superfamilia TROCHAMMINACEA Schwager, 1877

Familia TROCHAMMINIDAE Schwager, 1877

Subfamilia TROCHAMMININAE Schwager, 1877

TROCHAMMINA Parker & Jones, 1859

Trochammina inflata

Trochammina sp.

Suborden ASTRORHIZINA Jivorec, 1953

Familia PSAMMOSPHAERIDAE Haeckel, 1894

Psammosphaera sp.

Suborden HAPLOPRAGMIINA Wedekind, 1937

Familia RZEHAKINIDA Cushman, 1933

Miliammina fusca (Brady, 1870)

Familia LITUOLIDAE de Blainville, 1827

Ammobaculites exigus Cushman & Bronimann, 1948

Ammotium salsum Cushman & Bronimann, 1948

Suborden MILIOLINA Delage & Hérouard, 1896

Quinqueloculina sp.

Quinqueloculina lamarkiana

Suborden LAGENINA Delage & Hérouard, 1896

Superfamilia NODOSARIACEA Ehrenberg, 1838

Familia VAGINULINIDAE Reuss, 1860

Subfamilia LENTICULININAE Chapman, Parr & Collins, 1934

LENTICULINA Lamarck, 1804

Lenticulina sp.

Suborden ROTALIINA Delage & Hérouard, 1896

Familia **BOLIVINIDAE** Glaessner, 1937

Bolivina striatula Cushman, 1922

Brizalina ordinaria Phleger & Parker, 1952

Familia **BULIMINIDAE** Jones, 1875

Bulimina marginata d'Orbigny, 1826

Familia **DISCORBIDAE** Ehrenberg, 1838

Discorbis williamsonii Chapman & Parr, 1932

Familia **ELPHIDIIDAE** Galloway, 1923

Elphidium excavatum Terquem, 1876

Elphidium discoidale

Familia **NONIONIDAE** Shultze, 1854

Haynesina germanica Ehrenberg, 1840

Pseudononion atlanticum Cushman, 1947

Familia **ROTALIIDAE** Ehrenberg, 1839

Pararotalia cananeaensis

Ammonia tepida Cushman, 1926

Ammonia parkinsoniana d'Orbigny, 1839

Familia **UVIGERINIDAE**

Subfamilia **UVIGERININAE** Haeckel, 1894

Uvigerina peregrina

Subfamilia **ANGULOGERININAE** Galloway, 1933

ANGULOGERINA Cushman, 1927

Angulogerina sp.

Superfamilia **CASSIDULINACEA** d'Orbigny, 1839

Familia **CASSIDULINIDAE** d'Orbigny, 1839

Subfamilia **CASSIDULININAE** d'Orbigny, 1839

CASSIDULINA d'Orbigny, 1826

Cassidulina carinata

Cassidulina rossensis

Cassidulina sp.

GLOBOCASSIDULINA Voloshinova, 1960

Globocassidulina subglobosa

ISLANDIELLA Nørvang, 1959

Islandiella sp.

Subfamilia **EHRENBERGINA** Reuss, 1850

EHRENBERGINA Reuss, 1850

Ehrenbergina spinea

Superfamilia **DISCORBINELLACEA** Sigal, 1952

Familia **PARRELOIDIDAE** Hofker, 1956

CIBICIDOIDES Thalmann, 1939

Cibicioides sp.

Familia **PSEUDOPARRELLIDAE** Voloshinova, 1952

Subfamilia **PSEUDOPARRELLINAE** Voloshinova, 1952

EPISTOMINELLA Husezima & Maruhasi, 1944

Epistominella sp.

Superfamilia **PLANORBULINACEA** Schwager, 1877

Familia **PLANULINIDAE** Bermúdez, 1952

PLANULINA d'Orbigny, 1826

Planulina sp.

Planulina foveolata

Familia **CIBICIDIDAE** Cushman, 1927

Subfamilia **CIBICIDINAE** Cushman, 1927

CIBICIDES de Monfort, 1808

Cibicides sp.

Suborden SPIRILLININA Hohenegger & Piller, 1975

Familia **HAUERINIDAE** Schwager, 1876

Subfamilia **MILIOLINELLINAE** Vella, 1957

MILIOLINELLA Wiesner, 1931

Miliolinella circularis

Miliolinella sp.

Superfamilia **NONIONACEA** Schultze, 1854

Familia **NONIONIDAE** Schultze, 1854

Subfamilia **PULLENINAE** Schwager, 1877

PULLENIA Parker & Jones, 1862

Pullenia bulloides

Superfamilia **CHILOSTOMELLACEA** Brady, 1881

Familia **TRICHOHYALIDAE** Saidova, 1981

BUCELLA Andersen, 1952

Bucella peruviana

Suborden GLOBIGERININA Delage & Hérouard, 1896

Superfamilia **GLOBOROTALIACEA** Cushman, 1927

Familia **GLOBIGERINIDAE** Carpenter, Parker, & Jones, 1862

Subfamilia **GLOBIGERININAE** Carpenter, Parker, & Jones, 1862

GLOBIGERINA d'Orbigny, 1826

Globigerina bulloides

Globigerina falconensis

GLOBIGERINELLA Cushman, 1927

Globigerinella siphonifera

GLOBIGERINOIDES Cushman, 1927

Globigerinoides ruber

TURBOROTALITA Bolw & Banner, 1962

Turborotalita quinqueloba

Familia **CANDEINIDAE**, Cushman, 1927

Subfamilia **GLOBIGERINITINAE**, Bermúdez, 1961

GLOBIGERINITA Brönnimann, 1951

Globigerinita glutinata

Globigerinita iota

Reino PROTISTA

Subreino PROTOZOA

Filo SARCOMASTIGOPHORA Honigberg & Balamoth, 1963

Subfilo SARCODINA Shmarda, 1871

Superclase RHIZOPODA von Siebold, 1845

Clase LOBOSA Carpenter, Parker & Jones, 1862

Orden ARECELLINIDA (= THECOLOBOSA) Kent, 1880

Superfamilia **ARCELLACEA** Ehrenberg, 1843

Familia **CENTROPYXIDAE** Jung, 1942

Centrophyxis constricta

Familia **DIFFLUGIIDAE** Wallich, 1864

Diffugia oblonga

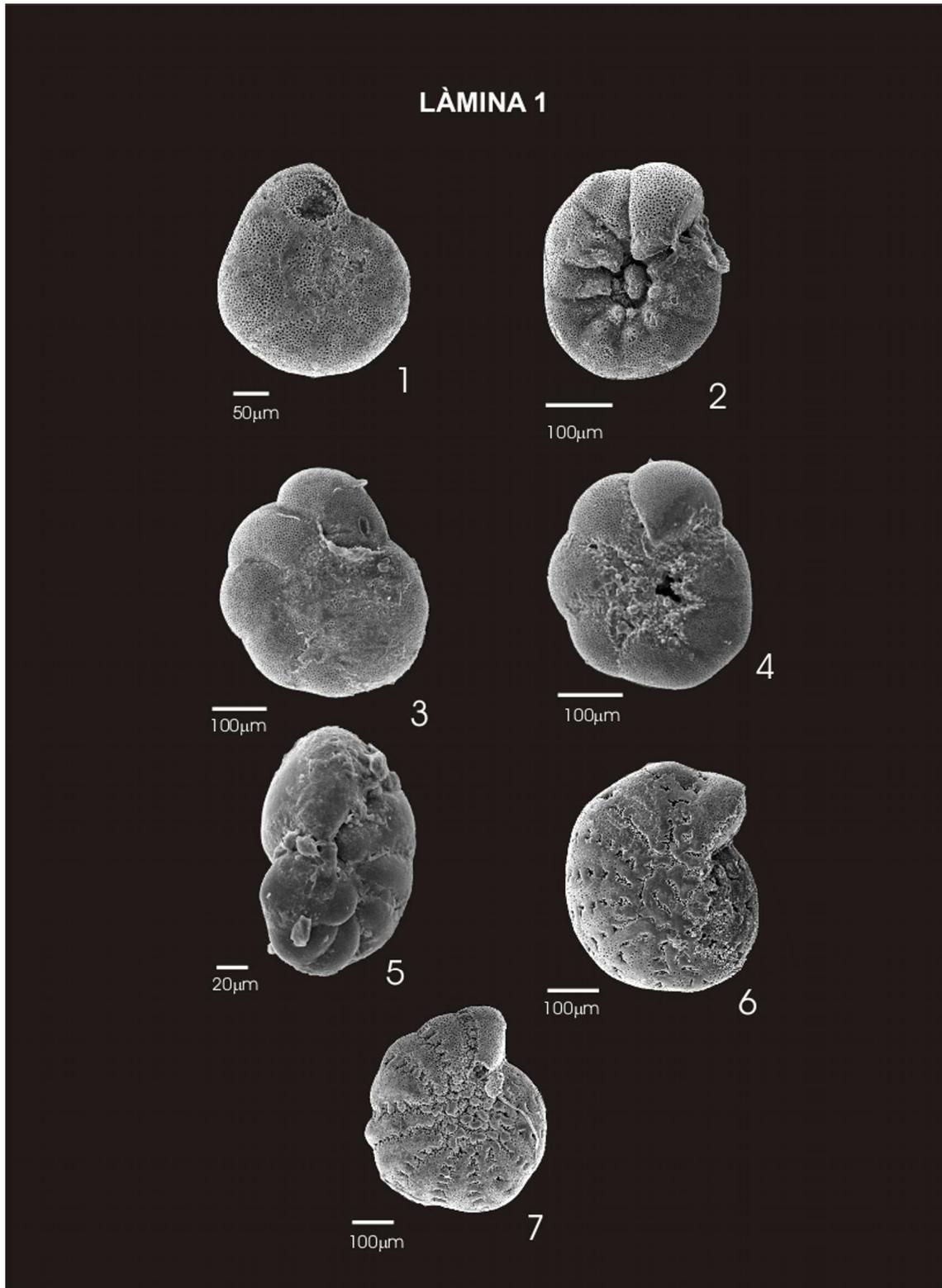


Lámina 1: (1) *Ammonia parkinsoniana* (lado dorsal); (2) *Ammonia parkinsoniana* (lado umbilical); (3) *Ammonia tepida* (lado dorsal); (4) *Ammonia tepida* (lado umbilical); (5) *Pseudononion atlanticum*; (6) *Elphidium discoidale*; (7) *Elphidium excavatum*.

LÁMINA 2

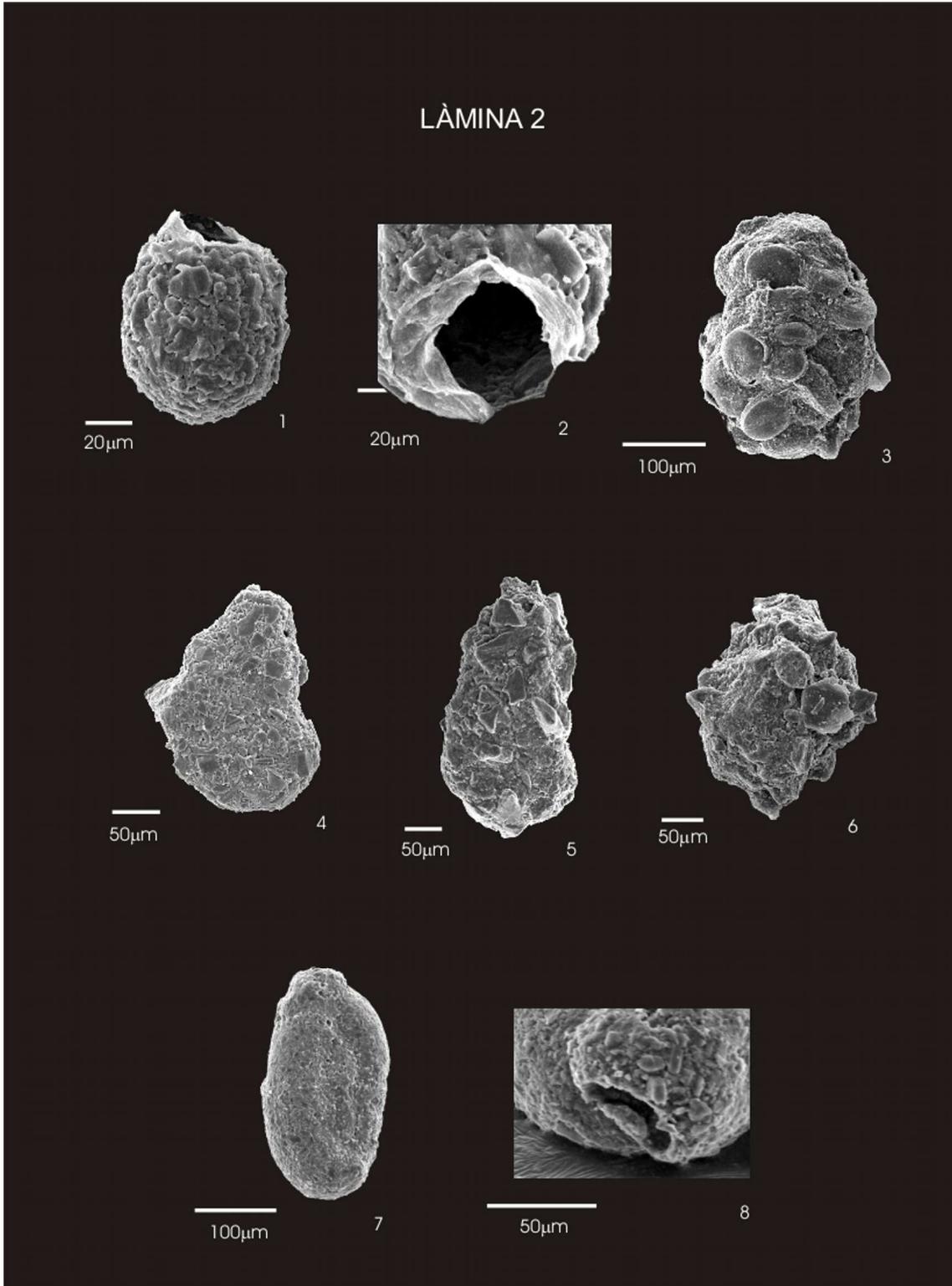


Lámina 2: (1) *Centrophixis constricta*; (2) *Centrophixis constricta* (abertura); (3) Especie aglutinante no identificada; (4) *Ammotium salsum*; (5) *Ammobaculites exigus*; (6) *Psammosphaera* sp.; (7) *Miliammina fusca*; (8) *Miliammina fusca* (abertura)

LÁMINA 3

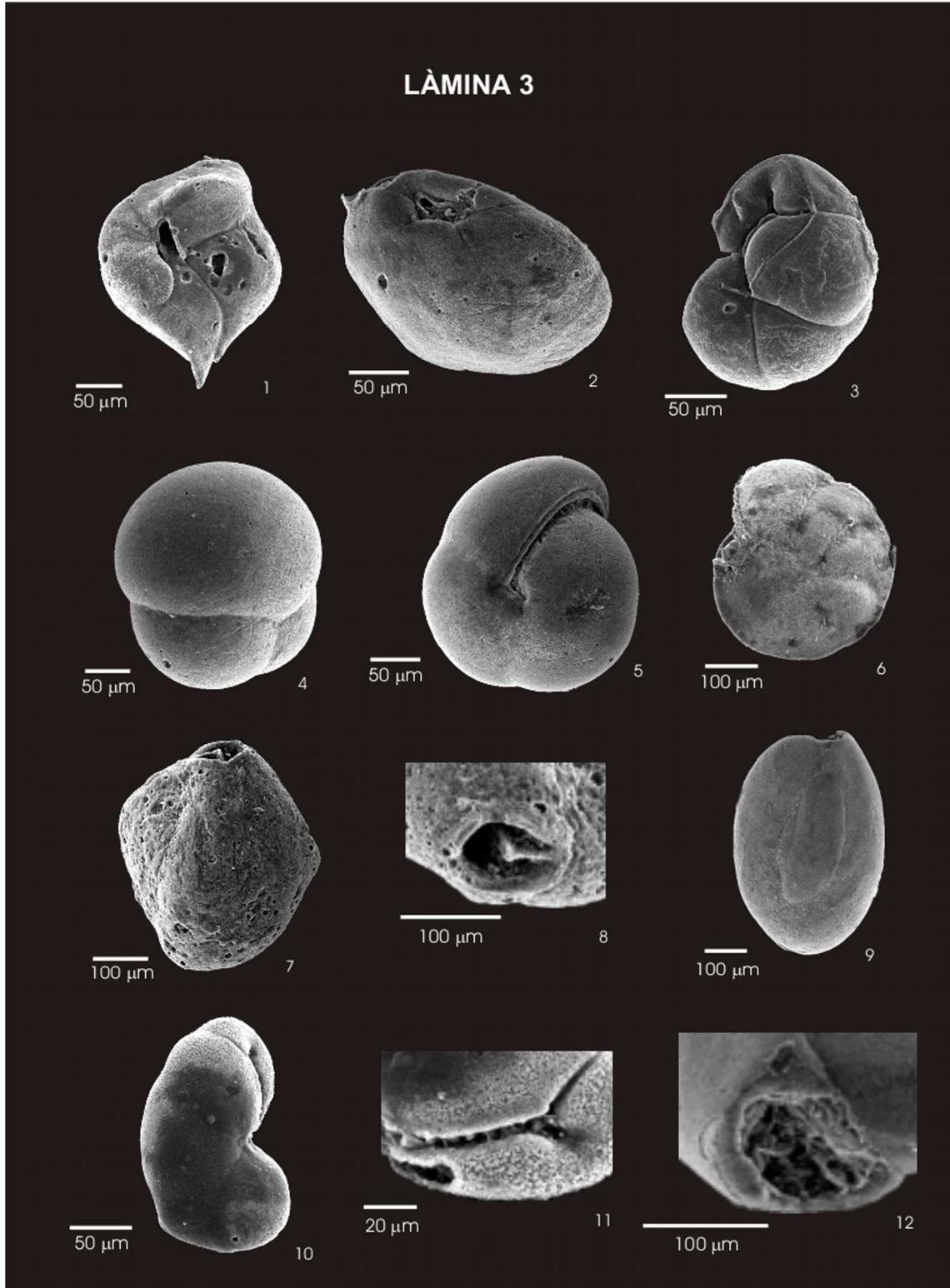


Lámina 3: (1) *Ehrenbergina spinea*; (2) *Islandiella* sp.; (3) *Cassidulinoides* sp.; (4) *Sphaeroidina bulloides*; (5) *Pullenia bulloides*; (6) *Cibicidoides* sp.; (7) *Quinqueloculina lamarkiana*; (8) *Quinqueloculina lamarkiana* (abertura); (9)

Quinqueloculina sp.; (10) *Cassidulinoides parkerianus*; (11) *Cassidulinoides parkerianus* (abertura); (12) *Quinqueloculina* (abertura).

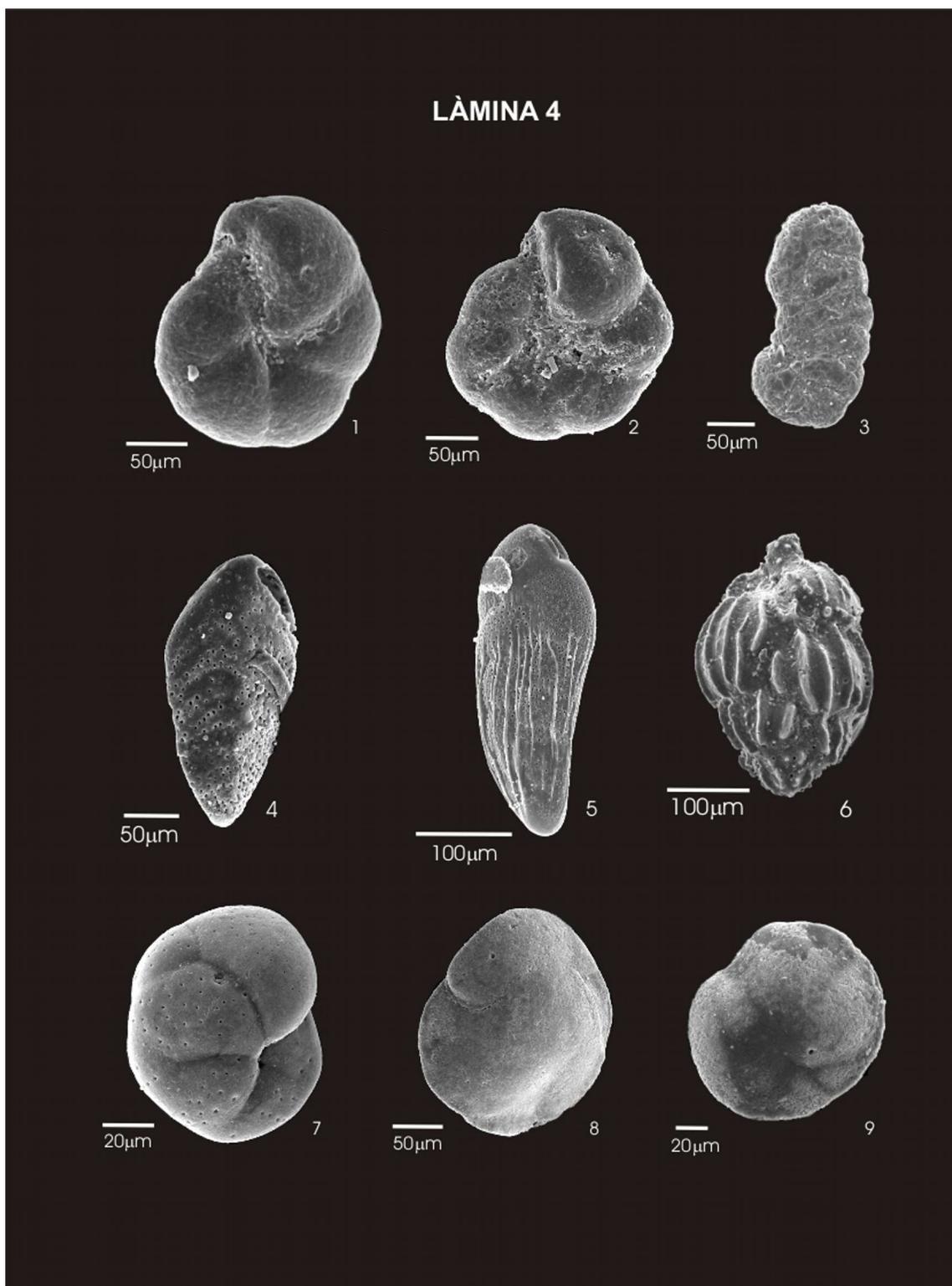


Lámina 4: (1) *Trochammina inflata*; (2) *Trochammina* sp.; (3) *Ammobaculites exigus*; (4) *Brizalina ordinaria*; (5) *Bolivina striatula*; (6) *Uvigerina peregrina*; (7) *Globocassidulina* sp.; (8) *Cassidulina carinata*; (9) *Cassidulina* sp.

LÁMINA 5

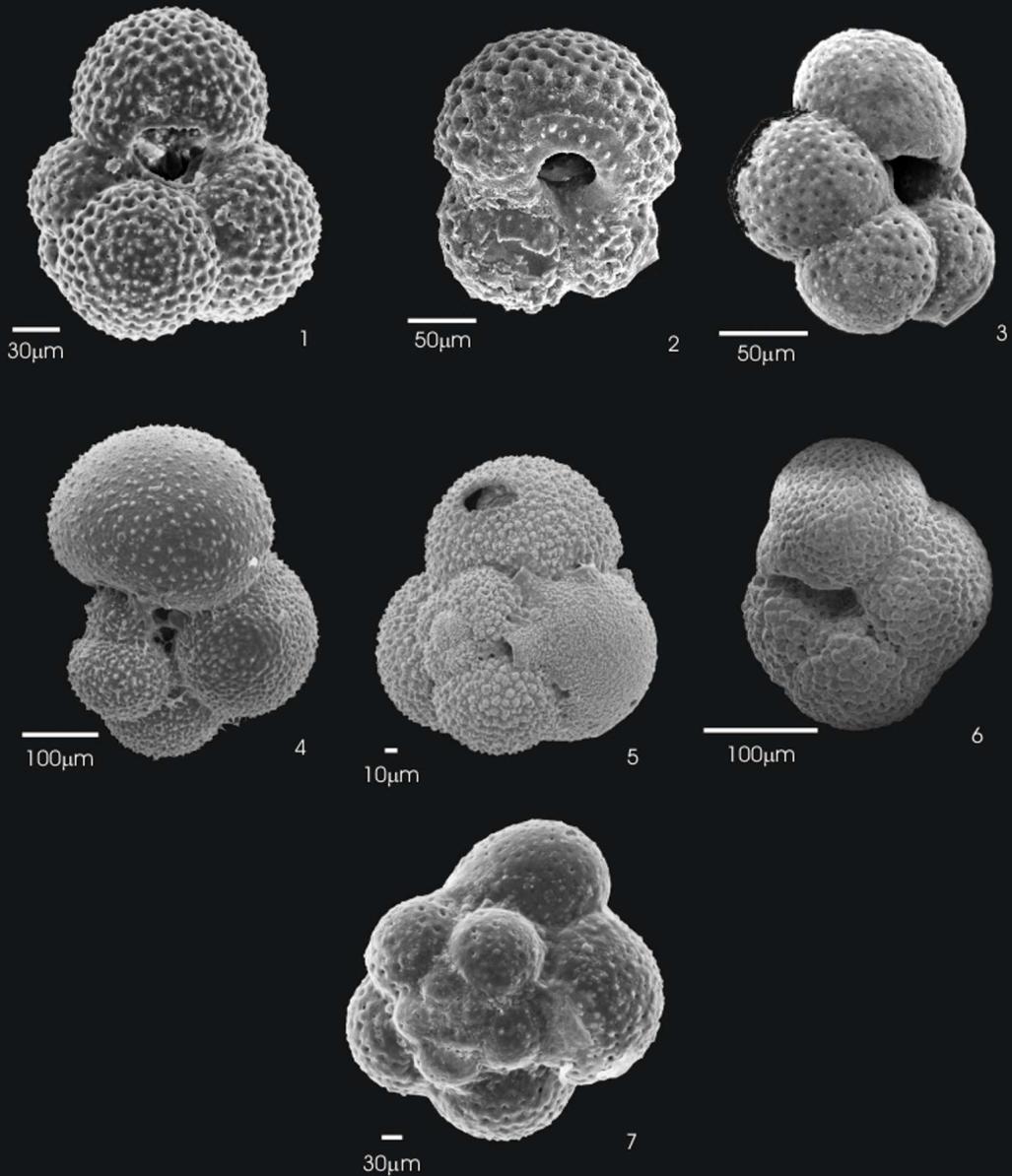


Lámina 5: (1) *Globigerina bulloides*; (2) *Globigerinoides ruber*; (3) *Globigerina falconensis*; (4) *Globigerinella siphonifera*; (5) *Globigerinita glutinata*; (6) *Neogloboquadrina pachyderma*; (7) *Turborotalita quinqueloba* .

LÁMINA 6

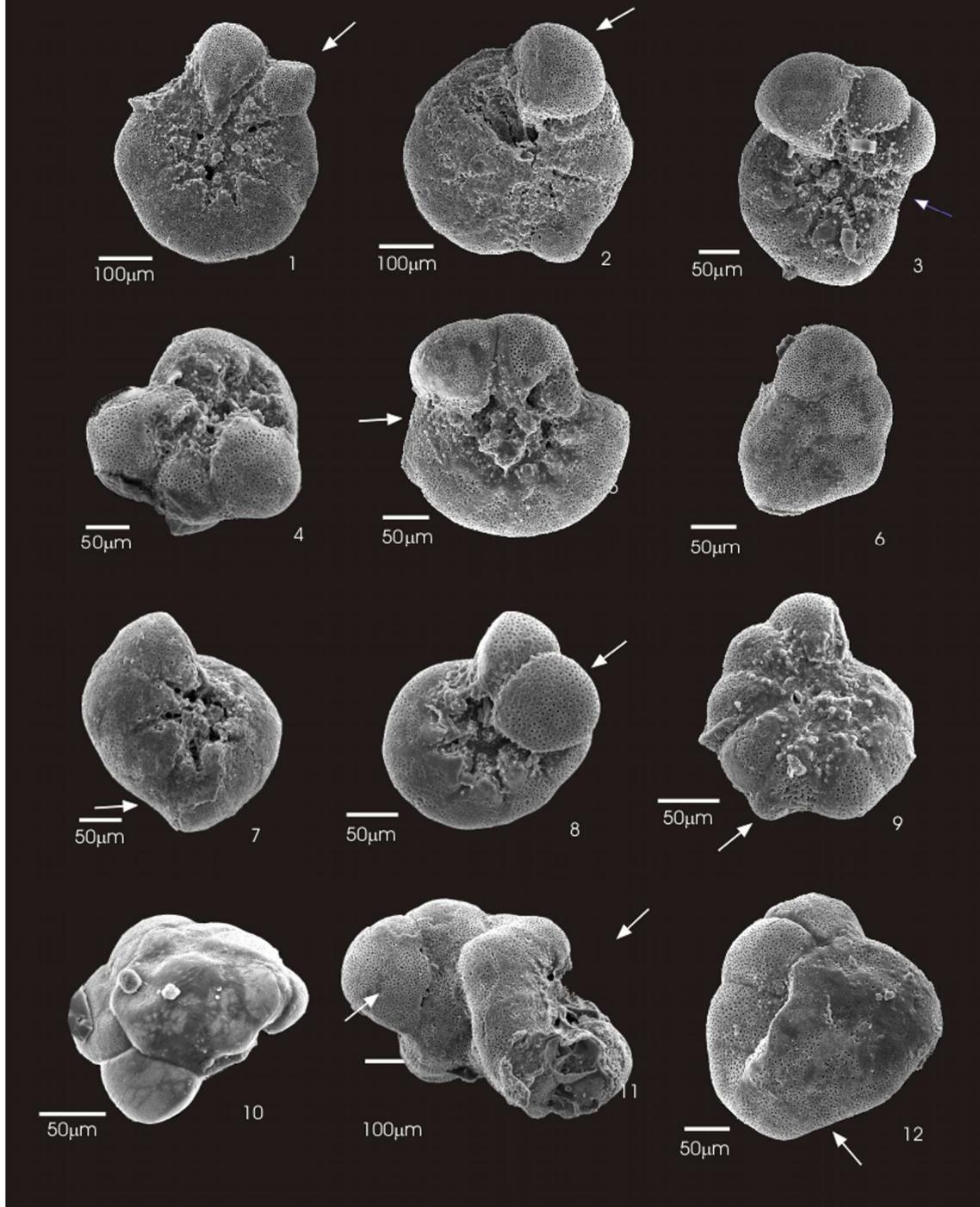


Lámina 6: (1) *Ammonia* con anomalía CLASE 3; (2) *Ammonia* con anomalía CLASE 3; (3) *Ammonia* con anomalía CLASE 1; (4) *Ammonia* con anomalía CLASE 2; (5) *Ammonia* con anomalía CLASE 1; (6) *Ammonia* con anomalía CLASE 2; (7) *Ammonia* con anomalía CLASE 1; (8) *Ammonia* con anomalía CLASE 3; (9) *Ammonia* con anomalía CLASE 1; (10) *Ammonia* con anomalía CLASE 5; (11) *Ammonia* con anomalía CLASE 4; (12) *Ammonia* con anomalía CLASE 1.

LÀMINA 7

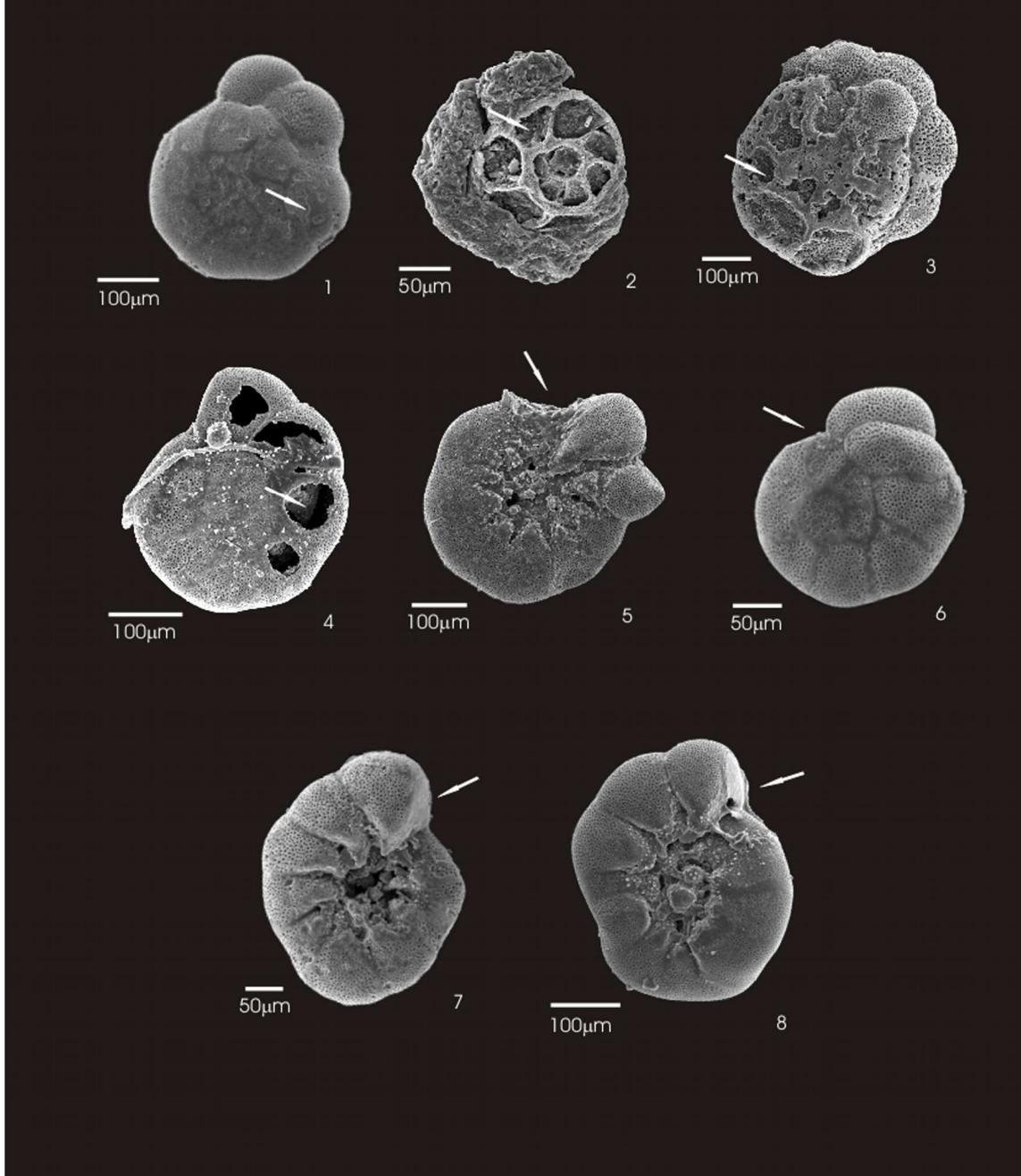


Lámina 7: (1) *Ammonia* descalcificada; (2) *Ammonia* descalcificada; (3) *Ammonia* descalcificada; (4) *Ammonia* descalcificada; (5) *Ammonia* con última cámara quebrada; (6) *Ammonia* con última cámara quebrada; (7) *Ammonia* con última cámara quebrada; (8) *Ammonia* con última cámara quebrada

LÁMINA 8



Lámina 8: (1) *Ammonia* brillo matenido; (2) *Ammonia* brillo alterado; (3) *Ammonia* brillo alterado; (4) *Ammonia* limonitizada; (5) *Elphidium* limonitizado; (6) *Ammonia* piritizada; (7) *Ammonia* piritizada.

LÁMINA 9

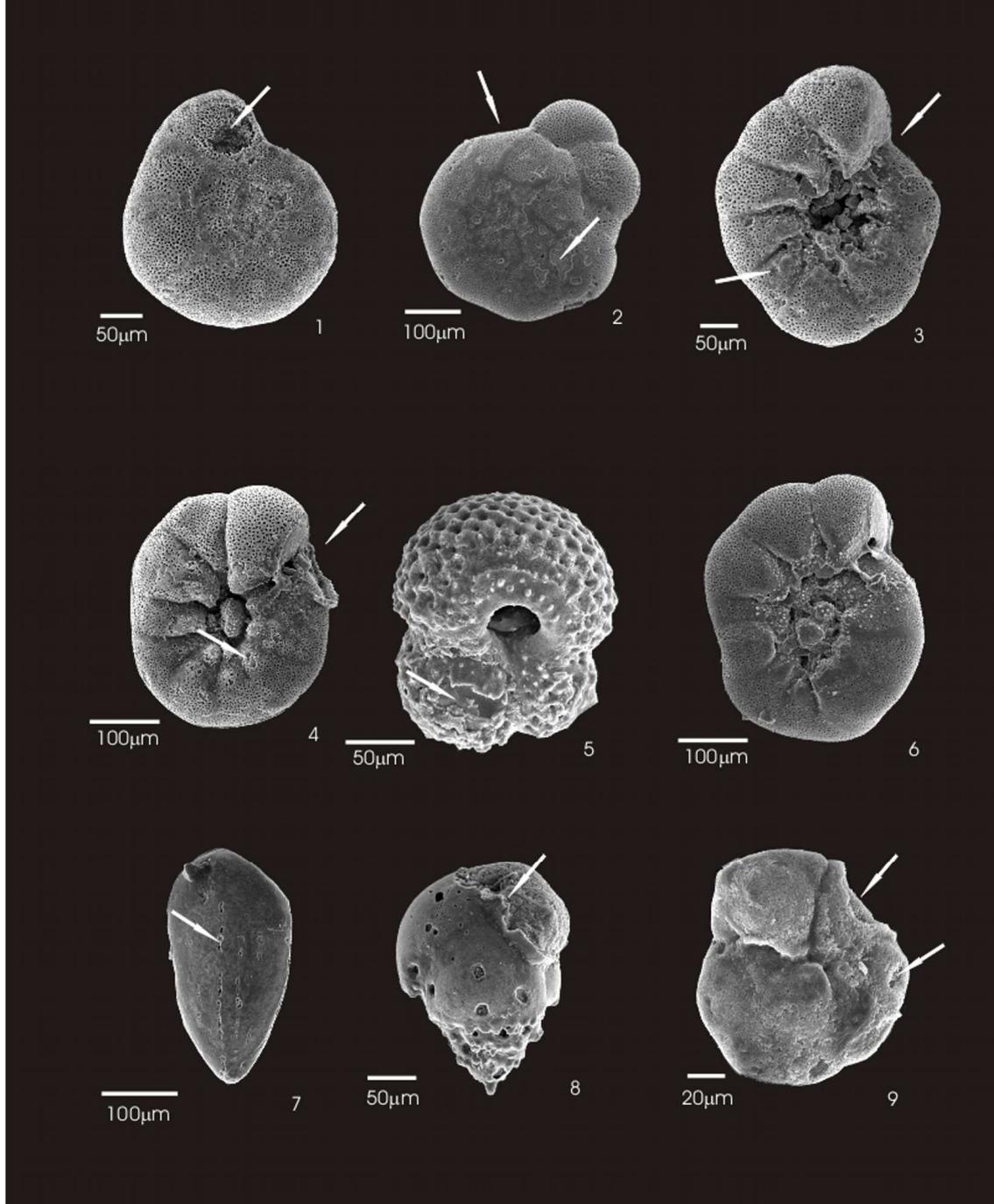


Lámina 9: (1) *Ammonia tepida* corroída; (2) *Ammonia tepida* corroída y fragmentada; (3) *Ammonia tepida* corroída y fragmentada; (4) *Ammonia parkinsoniana* corroída y fragmentada; (5) *Globigerinoides ruber* corroída; (6) *Ammonia parkinsoniana* fragmentada; (7) *Bolivina striatula* corroída; (8) *Bulimina marginata* fragmentada; (9) *Cibicides* sp. corroída y fragmentada.

LÁMINA 10

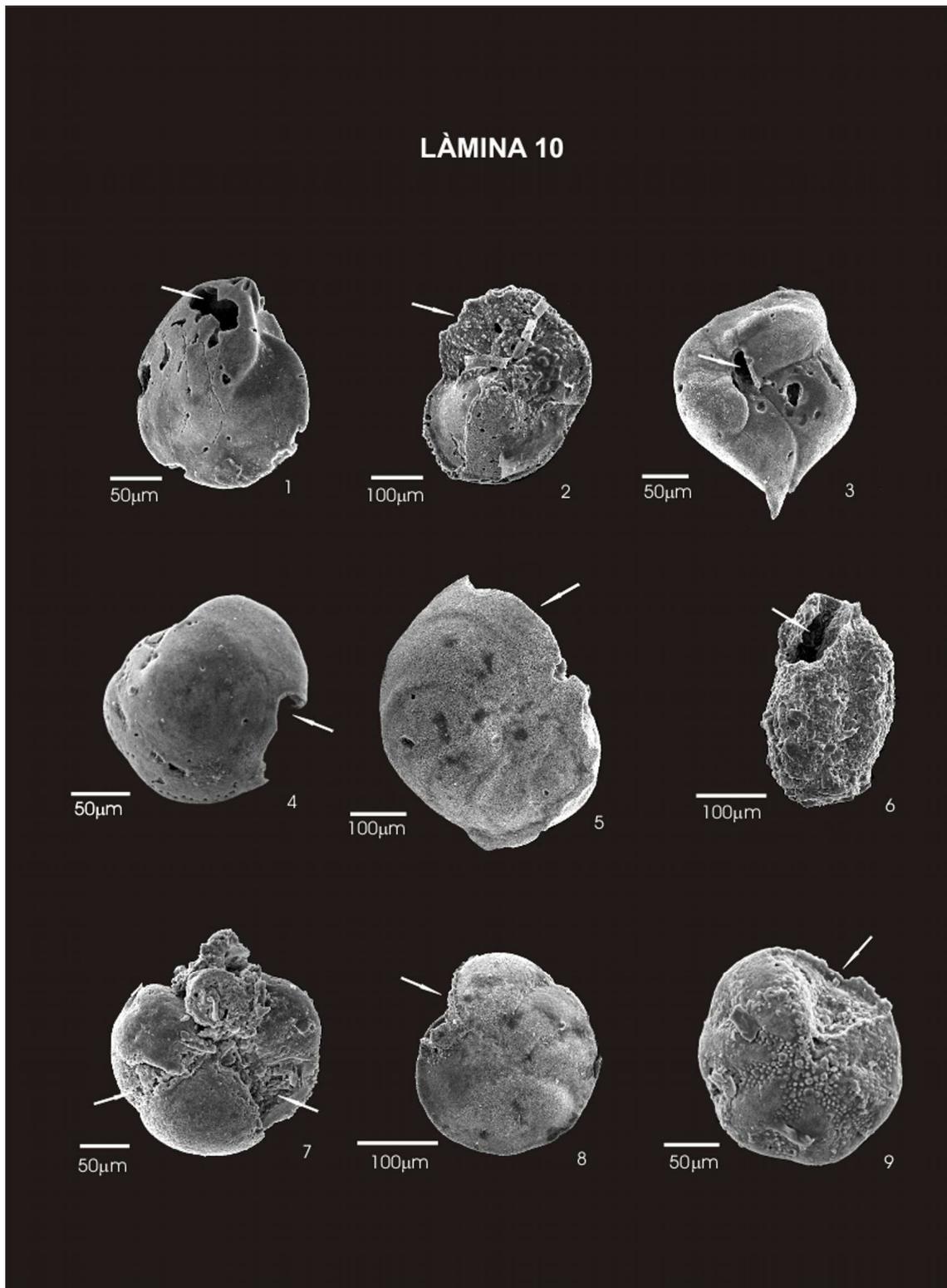


Lámina 10: (1) *Lenticulina* sp. fragmentada; (2) *Cibicidoides* sp. corroída y fragmentada; (3) *Ehrenbergina spinea* fragmentada; (4) *Discorbis williamsoni* fragmentada; (5) *Discorbina* sp. fragmentada; (6) *Miliammina fusca* fragmentada; (7) Especie no identificada corroída y fragmentada; (8) *Cibicidoides* sp. corroída; (9) *Buccella peruviana* fragmentada.