



FACULTAD DE
CIENCIAS

UDELAR fcien.edu.uy



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA

FACULTAD DE CIENCIAS

Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas

Diversidad de macrofauna bentónica del intermareal rocoso uruguayo a lo largo de un gradiente de urbanización

Sabrina Rodríguez Pires

Orientador: Pablo Muniz

Co-orientadora: María Eugenia Pedelacq

Lugar de realización: Sección de Oceanografía y Ecología marina (OEM), IECA, Facultad de Ciencias, Udelar.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco profundamente a mis tutores Maru Pedelacq y Pablo Muniz por brindarme su apoyo, por su acompañamiento y orientación a lo largo de este proceso. También al tribunal y a todas las personas que contribuyeron, de una u otra forma, al desarrollo de este trabajo. A la Sección Oceanografía y Ecología Marina del Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales (IECA) de la Facultad de Ciencias de la Universidad de la República (UdelaR). A los integrantes del laboratorio por recibirme con gran calidez y cariño.

Quiero agradecer a mis padres, por su apoyo a lo largo de toda la carrera, y a mis muchos hermanos, por estar siempre presentes. A mi novio Tomas, por su compañía, amor y por darme ánimo cuando más lo necesitaba. A mis primas Sofi y Deborah y amiga Yose, por la amistad tan linda que me brindaron.

A mis compañeros de carrera, con quienes compartí tantos aprendizajes y experiencias. Gracias a esta carrera conocí personas de oro, con quienes viví los mejores almuerzos, largas horas de estudio (y momentos de chisme) en la biblioteca. En especial, a mis amigas Belén, Fati y Ale, por su compañía, apoyo y amistad incondicional.

Índice

Agradecimientos.....	2
Resumen.....	4
1.Introducción.....	7
1.1. Ecosistemas costeros y marinos	7
1.2. Impacto de la urbanización y antecedentes en la región	8
1.3 Caracterización de macroinvertebrados del intermareal rocoso uruguayo.....	9
2.Objetivos.....	10
2.1Objetivos específicos.....	10
3.Hipótesis.....	11
4.Materiales y métodos.....	11
4.1 Área de estudio.....	9
4.2 Colecta de datos y muestras.....	10
4.3 Análisis de datos.....	11
5.Resultados.....	15
5.1 Datos Ambientales.....	15
5.2 Datos bióticos.....	17
5.3 Correlación lineal de Pearson.....	28
5.4 Análisis multivariado.....	29
6.Discusión.....	33
7.Conclusiones.....	38
8.Bibliografía.....	39
Anexo A	50

Resumen

Los ambientes marino-costeros son ecosistemas dinámicos de transición donde interactúan el medio terrestre y el medio marino. El intermareal rocoso es un ecosistema costero altamente vulnerable a presiones antrópicas como la urbanización, que pueden afectar la biodiversidad bentónica. El presente trabajo tuvo como objetivo evaluar la composición y estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos del intermareal rocoso uruguayo y su relación con el grado de urbanización y el gradiente de salinidad a lo largo de dos primaveras consecutivas. Los muestreos se realizaron en noviembre de 2022 y 2023 en sitios distribuidos a lo largo del estuario del Río de la Plata y el Océano Atlántico, considerando tres franjas del intermareal (alta, media y baja) y tres zonas del estuario (interna, media y externa), sumando un total de 9 puntas rocosas (sitios). De oeste a este, los sitios de muestreo fueron: Buceo, Punta Gorda, Atlántida, Playa Verde, Punta del Chileno, Punta del Este, El Cabito, Punta del Diablo y El Barco. En cada sitio se midieron parámetros ambientales y se tomaron tres unidades muestrales (UM) con un cuadrante (UM) de 0.02m^2 y además se aplicó el índice de urbanización (IU) para evaluar el grado de perturbación antrópica de cada sitio. Se calculó la abundancia, riqueza, diversidad de Shannon y equitatividad, y se realizaron análisis multivariados (nMDS, ANOSIM y SIMPER) para evaluar diferencias y similitudes. El año 2022 se destacó por condiciones de salinidad más altas en comparación con 2023, posiblemente asociado al final del evento de La Niña (fase fría de El Niño Oscilación del Sur, ENOS), que se prolongó por tres años consecutivos (2020, 2021 y 2022) hasta octubre de 2023 cuando comenzó a expresarse a la fase cálida del ENOS. En ese contexto, en el año 2022, se registró una mayor abundancia total y diversidad de Shannon, asociadas a valores altos de salinidad, factor estructurador de la comunidad biológica. Luego, para ambos años, tanto la riqueza como la diversidad de Shannon fueron mayores en las franjas media y baja del intermareal, patrón asociado a condiciones ambientales más estables y a la menor exposición al estrés físico, esto refleja la fuerte influencia del gradiente vertical (zonación). El IU tuvo diferencias significativas en la abundancia total entre zonas del estuario del 2023, coincidiendo en una disminución de la abundancia total en zona media y externa del estuario. Además, se registró aumento en la abundancia de *Capitella capitata* entre 2022 y 2023 (de 251 a 1578 individuos), lo que podría estar relacionado con una mayor exposición a presiones antrópicas y/o con cambios en la salinidad. Estos resultados resaltan la importancia del estudio e indican que tanto factores naturales como la zona del estuario y la zonación vertical, sumado a factores antrópicos alteran la composición y estructura de las comunidades de macrofauna bentónica, reflejándose principalmente en cambios en su

abundancia y diversidad. Para futuros estudios debería considerarse el análisis de especies oportunistas como bioindicadores, así como la incorporación y el estudio de otras variables ambientales (por ejemplo oxígeno disuelto, materia orgánica, composición granulométrica).

Palabras clave: intermareal rocoso, urbanización, macrofauna bentónica, estuario.

Abstract

Marine-coastal environments are dynamic transitional ecosystems where terrestrial and marine systems interact. The intertidal rocky zone is a coastal ecosystem highly vulnerable to anthropogenic pressures such as urbanization, which can affect benthic biodiversity. The aim of this study was to evaluate the composition and structure of the benthic macroinvertebrate community in the Uruguayan rocky intertidal and its relationship with urbanization level and the salinity gradient during spring over two consecutive years. Sampling was conducted in November 2022 and 2023 at nine sites of the intertidal rocky shore, distributed along the Río de la Plata estuary and the Atlantic Ocean, covering three intertidal levels (high, mid, and low) and three estuarine zones (inner, middle, and outer). From west to east, the sites were: Buceo, Punta Gorda, Atlántida, Playa Verde, Punta del Chileno, Punta del Este, El Cabito, Punta del Diablo and El Barco. At each site, environmental parameters were recorded, and three sampling units (0.02 m²) were collected. An Urbanization Index (UI) was also applied to assess anthropogenic disturbance levels. Abundance, richness, Shannon diversity, and evenness were calculated, and multivariate analyses (nMDS, ANOSIM, and SIMPER) were performed to assess differences and similarities. The year 2022 stood out for higher salinity conditions compared to 2023, possibly linked to hydrological changes following the end of a prolonged La Niña event (cold phase of the El Niño-Southern Oscillation, ENSO). In this context, total abundance and Shannon diversity were higher in 2022, associated with higher salinity—a key structuring factor of biological communities. In both years, species richness and Shannon diversity were greater in the mid and low intertidal levels, likely due to more stable environmental conditions and reduced physical stress, reflecting the strong influence of vertical zonation. In 2023, significant differences in total abundance were detected across estuarine zones in relation to the UI, coinciding with a decrease in total abundance in middle and outer zones of the estuary. Additionally, the abundance of *Capitella capitata* increased between 2022 and 2023 (from 251 to 1578 individuals), potentially linked to greater anthropogenic pressures and/or changes in salinity. These findings highlight that both natural factors—such as estuarine zone and vertical zonation—and anthropogenic influences shape the composition and structure of benthic macrofaunal communities, particularly through changes in abundance and diversity. Moreover, this study highlights the importance of monitoring benthic communities in Uruguay's rocky intertidal coastal ecosystems. Also, future

studies should consider the use of opportunistic species as bioindicators, as well as the incorporation and study analysis of additional environmental variables (e.g., dissolved oxygen, organic matter, composition granulometric).

Keywords: intertidal rocky, urbanization, benthic macrofauna, estuary

1. Introducción:

1.1 Ecosistemas costeros y marinos

Los ambientes marino-costeros son ecosistemas dinámicos de transición donde interactúan el medio terrestre y el medio marino. Presentan gran variabilidad ambiental debido a factores como la acción de las mareas, la influencia de las corrientes oceánicas y la interacción con los sistemas continentales influenciados por procesos físicos, químicos y biológicos (*Millennium Ecosystem Assessment*, 2005).

Estos ecosistemas se caracterizan por su alta biodiversidad y productividad, y contribuyen significativamente a la producción primaria global (*United Nations*, 2016), al ciclo de nutrientes, regulación del clima, actuando como sumidero de carbono (Le Quéré et al., 2015). A su vez, estos sistemas promueven múltiples servicios ecosistémicos (como alimentos, recreación y turismo, espacios para la educación e investigación) que son de gran importancia tanto desde el punto de vista cultural, como económico y social (UNEP, 2011).

Dentro de los ecosistemas costeros se ubica la zona intermareal rocosa que es aquella que se encuentra entre pleamar y bajamar y está expuesta periódicamente a condiciones ambientales extremas (desección, temperatura, salinidad);(Seed, 1996). Estos hábitats, definidos como ambientes transicionales, están caracterizados por la existencia de zonación vertical y gradientes horizontales, donde predominan especies y condiciones abióticas particulares para cada zona (Raffaelli & Hawkins 1996), generando patrones característicos (Stephenson & Stephenson, 1972). Los organismos que habitan allí deben soportar condiciones extremas de desecación, de energía del oleaje y de la inmersión (Connell, 1961). En particular, el intermareal rocoso presenta una mayor diversidad biológica en comparación con las playas arenosas, lo cual se atribuye a la mayor heterogeneidad física del sustrato y a la disponibilidad de microhábitats. Estas características particulares de estos ecosistemas favorecen el establecimiento y desarrollo de diversas comunidades de macroinvertebrados que habitan en o sobre el sustrato del fondo, conocidas como comunidades bentónicas, las cuales incluyen organismos de tamaño relativamente pequeño, generalmente entre 0,5 mm y algunos centímetros (Brugnoli et al., 2008; Graf et al., 2015).

La costa uruguaya se ubica en una zona de transición biogeográfica influenciada por la convergencia de la Corriente de Brasil (cálida y oligotrófica) y la Corriente de Malvinas (fría y rica en nutrientes), lo que da lugar a un ecosistema altamente dinámico (Olson et al., 1988) caracterizado por marcados gradientes ambientales (temperatura y salinidad). Esta marcada variabilidad físico-química, especialmente en términos de salinidad, se debe a la influencia

del estuario del Río de la Plata, uno de los estuarios más importantes del continente y el principal modulador de las condiciones ambientales de la costa uruguaya. La interacción entre el océano y el Río de la Plata genera un entorno único que sustenta una amplia gama de especies marinas y estuarinas, consolidando a este sistema como un área de gran relevancia ecológica y productiva (Nagy et al., 2019). Desde el punto de vista geomorfológico, la costa uruguaya se caracteriza por la presencia de arcos de playas arenosas y puntas rocosas, configurando un mosaico de hábitats con variabilidad estructural y funcional (Brugnoli et al., 2008).

1.2 Impacto de la urbanización y antecedentes en la región

Aproximadamente 2.15 mil millones de personas viven en zonas costeras a menos de 100 km del mar, lo que refleja una alta dependencia de los recursos y servicios ecosistémicos que estos ambientes proporcionan (Neumann et al., 2015; Reimann et al., 2023). Por lo tanto, estas áreas se enfrentan a múltiples presiones derivadas de la expansión urbana y del desarrollo costero, siendo la urbanización una de las principales fuentes de perturbación antrópica (Burak et al., 2004; Dafforn et al., 2015; Osterblom et al., 2017). Actividades como la explotación de recursos naturales, el turismo masivo, el transporte marítimo y la expansión de infraestructuras urbanas contribuyen al deterioro ambiental y cambio climático (Smith et al., 2003; Díaz et al., 2005; Bulleri & Chapman, 2010).

Entre los ecosistemas costeros, el intermareal rocoso se ha destacado por ser un ecosistema altamente accesible para el ser humano, lo que lo convierte en uno de los ambientes más vulnerables a la alteración antrópica (Nybakken, 1997). La urbanización costera se ha identificado como una de las principales causas de transformación ecológica en ecosistemas marinos y estuarinos. Diversos estudios han documentado su asociación con la pérdida de biodiversidad, la disminución en la riqueza de especies y alteraciones en los patrones de abundancia y distribución de la biota (Carpenter et al., 2008; Chapman & Underwood, 1998; Coleman & Kelaher et al., 2009; Momota & Hosokawa, 2021).

A escala regional, diversos estudios han demostrado que las características del hábitat y la calidad del agua influyen significativamente en la estructura de las comunidades biológicas, estando condicionadas por actividades humanas y por contaminación (Armendáriz et al., 2022). Estas perturbaciones pueden generar efectos negativos directos sobre la diversidad funcional y estructural de la macrofauna (Garaffo et al., 2018, 2020), comprometiendo procesos ecológicos clave y la provisión de servicios ecosistémicos (Smith, 2003; Halpern et al., 2008).

En Uruguay, cerca del 70% de la población se concentra en los departamentos costeros de Colonia, San José, Montevideo, Canelones, Maldonado y Rocha, donde también se desarrollan las principales actividades económicas del país (de Álava, 2006; Conde, 2013). Entre estas se destacan el turismo, la pesca, la agricultura intensiva, y el transporte y comercio marítimo, estas actividades promueven la expansión urbana (Baliero et al., 2006), incluyendo infraestructuras como puertos, edificaciones costeras, servicios turísticos y áreas residenciales, que contribuyen al impacto sobre los ecosistemas costeros (Defeo et al., 2006; Conde, 2020).

En este contexto, en la costa uruguaya se han documentado importantes procesos de alteración ambiental debido a la urbanización, particularmente vinculados a la disminución en la calidad del agua y descarga de efluentes (Muniz et al., 2004; Venturini et al., 2008; Muniz et al., 2013; Muniz & Venturini, 2019), alterando las condiciones ambientales locales (Méndez et al., 1991; Gómez et al., 2008). El aumento de infraestructuras urbanas y de actividades antrópicas han favorecido la contaminación orgánica e inorgánica en múltiples sectores del litoral (Gómez et al., 2008; Muniz et al., 2015; García-Alonso et al., 2017), y en particular en el estuario en la zona de la bahía y costa de Montevideo (Muniz & Venturini, 2019). Especialmente estos efectos negativos se traducen en alteraciones en la estructura y de aspectos funcionales de las comunidades macrobentónicas (Muniz et al., 2011, 2012; Pedelacq et al., 2022, 2024; entre otros).

1.3 Caracterización de macroinvertebrados del intermareal rocoso uruguayo

Los ecosistemas intermareales rocosos representan ambientes de gran valor ecológico, al albergar comunidades bentónicas adaptadas a condiciones físicas extremas (Raffaelli & Hawkins 1996), incluyendo especies de diversos phyla, dominando organismos como crustáceos, moluscos y poliquetos (Brusca, 2002). En estos ecosistemas, los macroinvertebrados cumplen funciones clave en el ciclo de nutrientes, la transferencia de energía a la red trófica y el mantenimiento de la estructura del ecosistema (Alonso & Camargo, 2005; Morales, 2007).

Las comunidades bentónicas son ampliamente reconocidas como herramientas eficaces para evaluar el estado ambiental de los ecosistemas costeros, ya que numerosos estudios han demostrado que responden de forma predecible tanto a presiones naturales (como variaciones en la salinidad) y antrópicas (Dauer, 1993; Ritter & Montagna, 1999).

En estudios locales, la estructura de la comunidad de macroinvertebrados en la zona costera está fuertemente influenciada por el gradiente de salinidad asociado al sistema Río de la

Plata-Océano Atlántico (Brazeiro et al., 2006; Giménez et al., 2010). La salinidad es un factor determinante en la estructuración del ensamble bentónico, estudios demuestran que en general las comunidades bentónicas se comportan de manera diferente a los cambios de salinidad en el ambiente, generalmente en estuarios y lagunas costeras (Brugnoli et al., 2008; Brazeiro et al., 2006; Mariano et al., 2015). En particular, en el trabajo de Brazeiro et al. (2006) se destacó que el litoral rocoso presenta un alto recambio de especies a lo largo del gradiente estuarino-marino, influenciado principalmente por la salinidad, lo cual contribuye significativamente a la diversidad regional. Por lo tanto, la salinidad es un factor modulador del ensamble bentónico (Mely et al., 2023; Atrill, 2002).

Diversos estudios han abordado la composición faunística del intermareal rocoso uruguayo (Maytia & Scarabino, 1979; Neirotti, 1981; Brazeiro et al., 2006; Giménez et al., 2010), con énfasis particular en los ensambles de macrofauna. Por ejemplo, Scarabino et al. (2006) han documentado extensamente la biodiversidad de invertebrados bentónicos, especialmente bivalvos, en ambientes estuarinos y submareales de la costa uruguaya (Scarabino, 2003; 2006; Scarabino et al., 2015). Estos trabajos ponen de relieve la notable riqueza y diversidad de la fauna bentónica regional, reafirmando la importancia ecológica de estos ecosistemas.

Pese a esta clara relevancia ecológica, no hay evidencia de estudios sobre el efecto de la urbanización en el intermareal rocoso, pero si existen trabajos sobre impacto antrópico en playas arenosas, lagunas costeras, arroyos, zona estuarina de la bahía de Montevideo (Defeo et al., 2009, 2024; Boretto et al., 2018; Muniz et al., 2004, 2012, 2013; Muniz & Venturini, 2019; Pedelacq et al., 2024). Por lo tanto, este estudio propone profundizar sobre las presiones antrópicas en el intermareal rocoso uruguayo y sus potenciales efectos sobre la composición y estructura de las comunidades macrobentónicas que allí habitan.

2. Objetivos generales y específicos

El objetivo general del presente trabajo es evaluar la composición y estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos del intermareal rocoso uruguayo y su relación con el grado de urbanización y el gradiente de salinidad en primavera en dos años consecutivos.

Los objetivos específicos son:

- i. Evaluar la estructura y diversidad de la comunidad de macrofauna del intermareal rocoso uruguayo espacial (considerando zonación vertical del intermareal y zonas del estuario) y temporalmente (considerando dos primaveras consecutivas).

- ii. Determinar la relación entre la diversidad de especies y el grado de urbanización.
- iii. Determinar la relación entre la diversidad de especies y el gradiente salino.

3. Hipótesis

La diversidad del ensamble de invertebrados macrobentónicos será mayor hacia la zona externa del estuario (mayor salinidad) y a su vez, las comunidades serán menos diversas en los sitios más urbanizados.

4. Materiales y métodos

4.1. Área de estudio

El estudio se desarrolló a lo largo de la costa uruguaya (desde Montevideo), abarcando el estuario del Río de la Plata y la zona costera atlántica adyacente. Este sistema costero se extiende aproximadamente 670 km, abarcando tanto el estuario del Río de la Plata (~450 km) como el sector del oceánico Atlántico adyacente (~220 km), desde Punta Gorda (Colonia) hasta la desembocadura del Arroyo Chuy (Rocha). La zona se encuentra dentro de la provincia biogeográfica Atlántica Sudoccidental, donde la interacción entre el océano y el sistema estuarino modula la salinidad y, en consecuencia, influye en la estructura trófica y la productividad del estuario (Guerrero et al., 1997). El Río de la Plata es el principal componente fisiográfico del sistema costero uruguayo, actuando como un sistema fluvio-marino con fuertes gradientes ambientales de turbidez y salinidad. En este trabajo se consideraron tres zonas a lo largo del estuario y costa oceánica: Zona interna (correspondiente a La Zona Estuarina Interna (ZEI), definida entre San José y Montevideo, está caracterizada por salinidades menores a 12 y aguas extremadamente turbias). La Zona media (correspondiente a La Zona Estuarina Externa (ZEE), comprendida entre Canelones (Costa Azul) y Maldonado (playa Santa Mónica), con valores medios de salinidad muy variables en el tiempo y el espacio, comprendidas entre 18 y 23, fuertemente influenciado por las aguas costeras oceánicas y aguas dulces procedentes de la escorrentía continental (Guerrero et al. 1997)). Por último, la Zona externa que corresponde a la Zona Oceánica (ZO), definida entre playa Santa Mónica y la Barra del Chuy (Rocha), donde la salinidad media es mayor a 24 y presenta una menor variabilidad.

La costa oceánica y estuarina de Uruguay se caracteriza por mareas astronómicas de baja amplitud (~40 cm), lo que determina un intermareal estrecho. Es un ambiente de transición de tipo micromareal, influenciado por la confluencia de dos cuencas principales: la cuenca del

río Uruguay y la cuenca del río Paraná, siendo esta última responsable del 97% del flujo de agua dulce en el estuario (Nagy et al., 1997; Mianzan et al., 2001).

Según estudios previos (Maytía & Scarabino 1979; Giménez et al. 2010), el intermareal rocoso uruguayo se divide en tres franjas, caracterizadas por las siguientes especies típicas: la franja alta (superior) es dominada por el cirripedio *Chthamalus bisinuatus*, la franja media es caracterizada por el mejillón *Brachidontes rodriguezii* y la franja baja (inferior) dominada por los mejillones *Mytilus spp.* y *Perna perna* para la zona externa del estuario (Carranza & Borthagaray, 2009).

Los sitios de muestreo para este estudio fueron seleccionados considerando la exposición al oleaje, accesibilidad y pendiente, entre otros factores además de considerar el gradiente salino (considerando las tres franjas antes mencionadas) y de perturbación antrópica lo cual fue estimado a través de un Índice de Urbanización (IU) de González et al.(2014). De esta manera, se consideró la zona del intermareal rocoso desde la playa de Buceo en Montevideo (34°54'0"S, 56°7'0"O) hasta la playa El Barco en Rocha (34°39'52.5"S, 54°10'23.9"O), ésta última forma parte del sistema Nacional de Áreas Protegidas de Uruguay (SNAP), el Parque Nacional Santa Teresa. Dentro de cada una de las tres zonas (interna, media y externa), se seleccionaron tres sitios con distintos niveles de perturbación antrópico, sumando un total de 9 puntas rocosas (sitios). De oeste a este, los sitios de muestreo fueron: Buceo, Punta Gorda, Atlántida, Playa Verde, Punta del Chileno, Punta del Este, El Cabito, Punta del Diablo y El Barco (Figura 1).

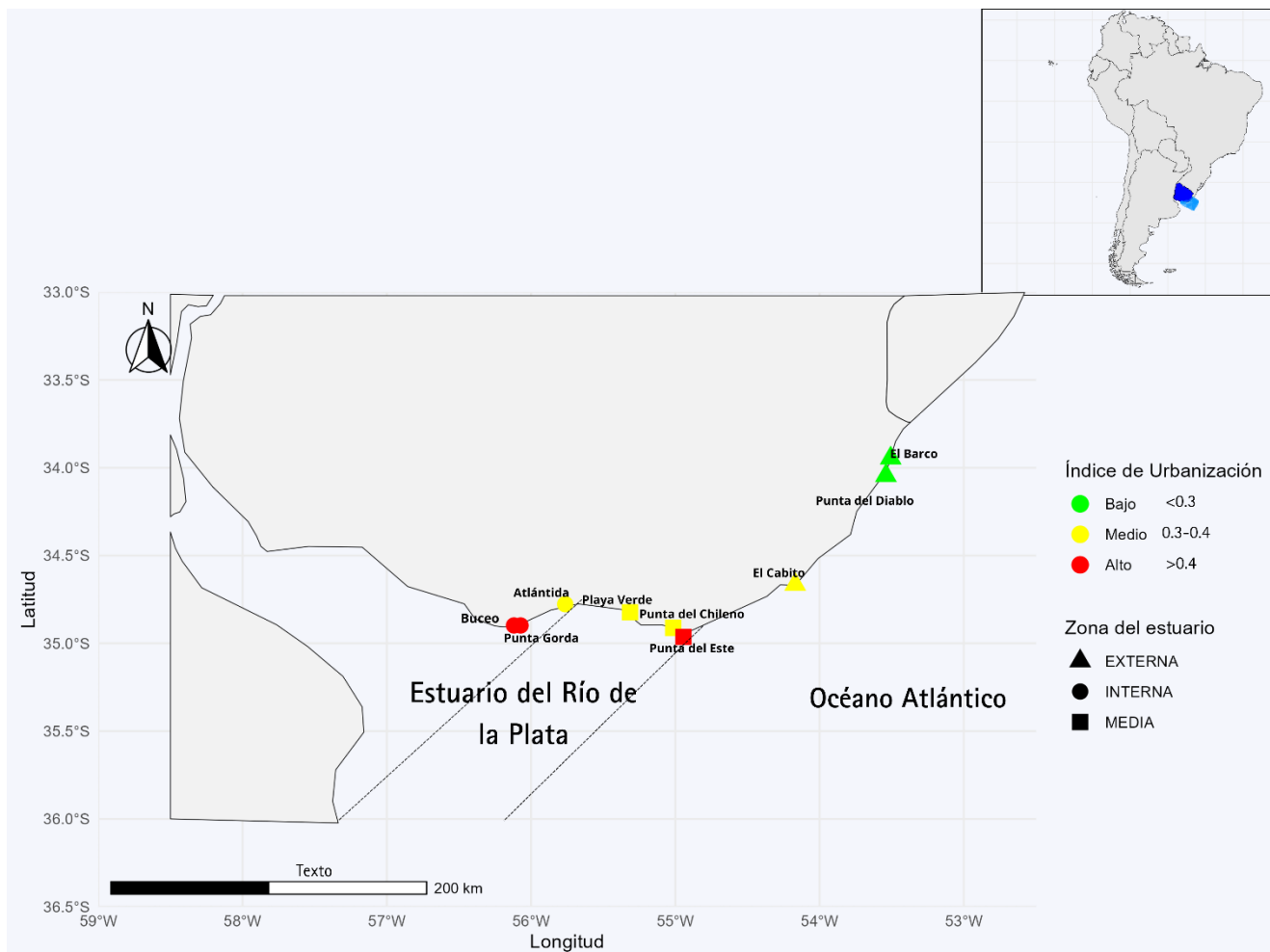


Figura 1: Mapa del área de estudio en la costa uruguaya, indicando los 9 sitios de muestreo desde Montevideo (Playa Buceo (B), Punta Gorda (PG)), Canelones (Atlántida (AT)), Maldonado (Playa Verde (PV), Punta del Chilenio (PC), Punta del Este (PE)) hasta Rocha (El Cabito (EC), Punta del Diablo (PD), El Barco (EB)). En color verde, amarillo y rojo se indica los niveles del índice de Urbanización; también se indica la zona del estuario de los sitios muestreados: círculo (interna), cuadrado (media) y triángulo (externa).

4.2. Colecta de datos y muestras

Se consideraron dos muestreos, en primavera, en dos años consecutivos (noviembre de 2022 y noviembre de 2023). Los relevamientos se realizaron de igual manera para ambos períodos. En cada sitio se colectaron 3 unidades muestrales (UM: de $0,02\text{m}^2$) distribuidas al azar en las franjas del intermareal rocoso alta, media y baja durante la marea baja, con un total de 9 UM por cada sitio.

Los organismos fueron colectados con espátulas metálicas, lavados y tamizados a través de una malla de 0,5 mm de abertura, y la fracción retenida se almacenó formaldehído al 4%

hasta su posterior análisis en el laboratorio. Los organismos fueron identificados bajo lupa, clasificándolos al nivel taxonómico más bajo posible con bibliografía especializada (ej. Rios, 1994; Amaral & Nonato, 1996; Boschi et al., 1991; Amaral et al., 2005). Se consideraron como semillas de mejillones aquellos individuos juveniles cuyo tamaño fue inferior a 20 mm, siguiendo el criterio comúnmente utilizado en estudios de acuicultura (South et al., 2022). Además, en cada sitio, se registraron variables ambientales en agua (temperatura, salinidad, pH, turbidez y oxígeno disuelto) con un equipo multiparamétrico HANNA modelo HI98194.

4.3. Análisis de datos:

Para evaluar el grado de perturbación antrópica en los puntos de muestreo se utilizó el índice de urbanización (IU) basado en González et al., (2014), que considera variables como la distancia a centros urbanos, edificaciones en la arena, limpieza de la playa, desechos sólidos en la arena, tráfico de vehículos en la arena, entre otros. Mediante el método Gover $X0 = ((X - X_{min}) / (X_{max} - X_{min}))$ (Peres-Neto et al., 2006)), donde X es el valor asignado a cada una de las variables a utilizar en el presente trabajo y X_{min} - X_{max} corresponde a los valores extremos del rango (0-5). Los valores del índice cercano a 0 indican sitios con baja intervención humana y valores cercanos a 1 indican sitios con alta intervención humana.

Con los datos biológicos se calcularon para cada sitio y para cada año los índices de Riqueza (S, número de especies/taxa), abundancia (indiv/m^2), la Equitatividad de Pielou (J') (Pielou, 1969) y Diversidad de Shannon-Wiener (H') (Shannon, 1963) mediante el programa PAST 4. Para cada uno de los índices de diversidad se realizó la media y el desvío estándar (sd). También se calculó abundancia relativa para cada grupo taxonómico en cada año de muestreo en Rstudio mediante paquete "ggplot2".

Se realizaron correlaciones exploratorias entre variables ambientales como salinidad, temperatura, IU (utilizado como variable numérica) e índices de diversidad utilizando correlación de Pearson en Rstudio (Rstudio, 2023) mediante paquete "rstatix".

Se realizaron análisis de varianza (ANOVA) de dos vías entre las zonas de estuario e IU, y entre las zonas del estuario y franja intermareal para cada año de muestreo, y así determinar si existen diferencias espaciales (zona de estuario y franja) y si el gradiente de urbanización (IU) influye en los índices antes mencionados de cada año de muestreo. Para evaluar normalidad de los datos previamente se realizó test de Shapiro-Wilk y se utilizó la prueba de Cochran para testear la homogeneidad de las varianzas. Para interpretar diferencias estadísticamente significativas se realizaron pruebas post-hoc de Tukey (Zar, 1999).

Los datos de abundancia se transformaron mediante $\log(x + 1)$ para reducir la influencia de especies dominantes. Sobre la matriz transformada se calculó la distancia de Bray-Curtis y, a partir de ella, se aplicó un escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) con el fin de representar gráficamente la similitud en la composición comunitaria. El análisis se realizó por separado para cada año, considerando dos factores: franja intermareal y zona del estuario. Además, se realizó análisis de similitud (ANOSIM) (Clarke, 1993) de la zona del estuario y franja del intermareal para evaluar las diferencias en la composición de especies entre los grupos definidos, el cual mide la separación entre grupos, con valores cercanos a 1 indicando mayor diferenciación. El valor de p (0.001) indica que la diferencia entre grupos es estadísticamente significativa (Clarke & Green, 1988). Posteriormente se realizó el procedimiento de análisis de porcentaje de similitudes (SIMPER) (Clarke, 1993) para la zona del estuario y así explorar qué aspectos de la estructura biológica contribuyen a la disimilitud de esos grupos. Los análisis fueron realizados en el programa Rstudio (Rstudio, 2023).

5. Resultados

5. 1. Datos ambientales

La temperatura promedio de los muestreos del 2022 fue de $19,43 \pm 2,86^{\circ}\text{C}$ con un mínimo de 15,4 en PE y un máximo de 24,9 en PV. La salinidad tuvo un promedio de $28,9 \pm 1,76$, con un mínimo de 25,5 en PV y un máximo de 31,1 en PE (Figura 2). La conductividad media fue de $44,1 \pm 2,84$, con mínimo de 39,5 en PD y máximo de 47,7 en PE. El pH presentó un promedio de $7,6 \pm 0,63$, con un mínimo de 6,8 en B y un máximo de 8,3 en PV. Para el caso del OD se tomaron valores en seis puntos de muestreos, su promedio fue de $105,9 \pm 22,72$ mg/L con un mínimo de 77,5 mg/L en PG y un máximo de 134,8 mg/L en PV. No se obtuvieron datos de OD% ni O_2 ppm para EC, PD y EB (Anexo A, Tabla A1).

En 2023 la temperatura tuvo un promedio de $21,2 \pm 1,94$, con un mínimo de 18,8 en PD y EB y un máximo de 24,6 en PG. La salinidad tuvo un promedio de $13,5 \pm 6,59$, con un mínimo de 3,7 en B y un máximo de 21,9 en PE (Figura 2). La conductividad tuvo un promedio de $37,3 \pm 31,94$, con un mínimo de 11,5 en EC y un máximo 77,8 en PG, para este caso se tomaron datos para cinco puntos de los muestreos. El pH tuvo un promedio de $8,0 \pm 0,51$, con mínimo de 7,2 en PE y un máximo de 8,4 en PV. Para las mediciones de OD se tomaron valores en seis puntos de muestreos, con un promedio de $113,4 \pm 7,72$ mg/L, con un mínimo de 100,3 mg/L en EC y un máximo de 120,4 mg/L en AT. No se obtuvieron datos de OD% en PV, PC y PE. Los datos de O_2 ppm estuvieron disponibles únicamente para EC, PD y EB (Anexo A, Tabla A1).

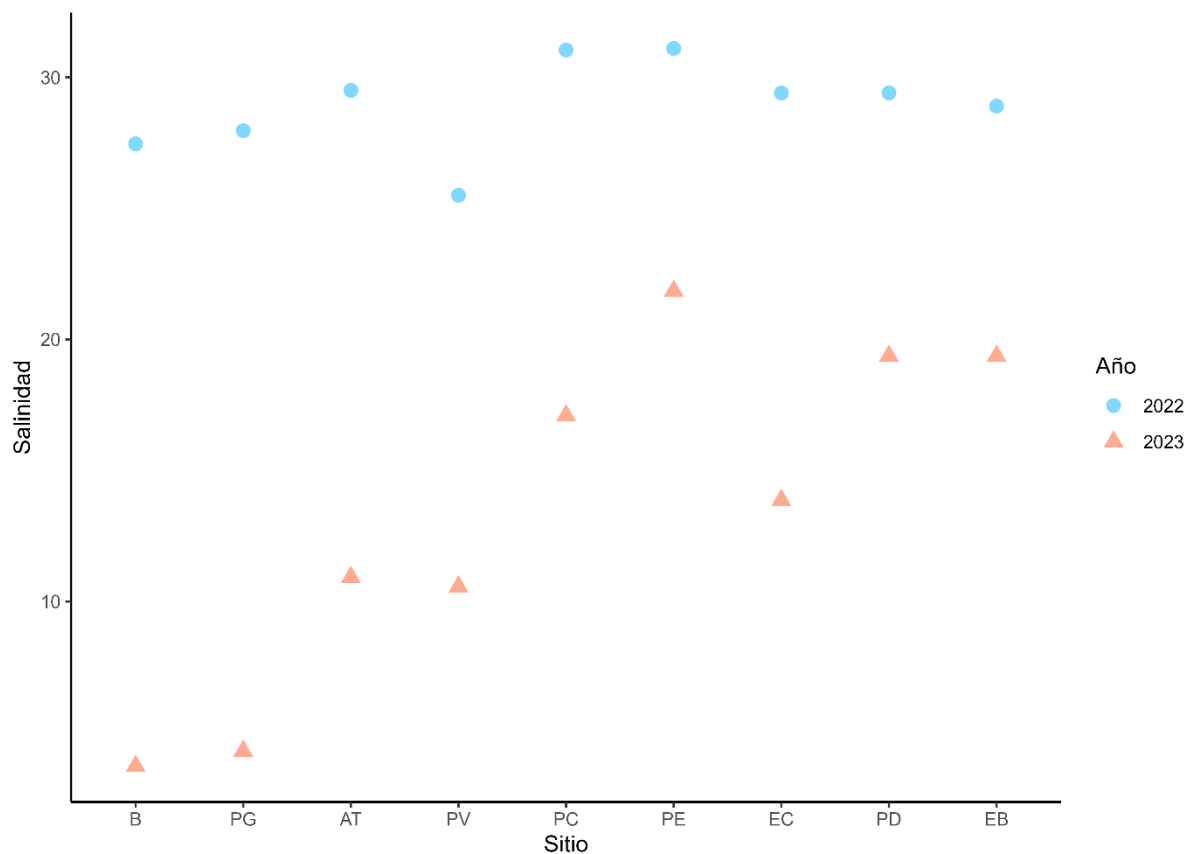


Figura 2: Datos de salinidad para los muestreos de los años 2022 (celeste) y 2023 (salmón) en la costa uruguaya. Donde: B, Buceo; PG, Punta Gorda; AT, Atlántida; PV, Playa Verde; PC, Punta del Chileno; PE, Punta del Este; EC, El Cabito; PD, Punta del Diablo; EB, El Barco.

El índice de urbanización (IU) presentó valores que oscilaron entre 0,1 en El Barco (EB-Rocha) correspondiente a la zona externa del estuario y 0,5 en Buceo (B-Montevideo) correspondiente a la zona interna del estuario (Figura 3, Anexo A, Tabla A2).

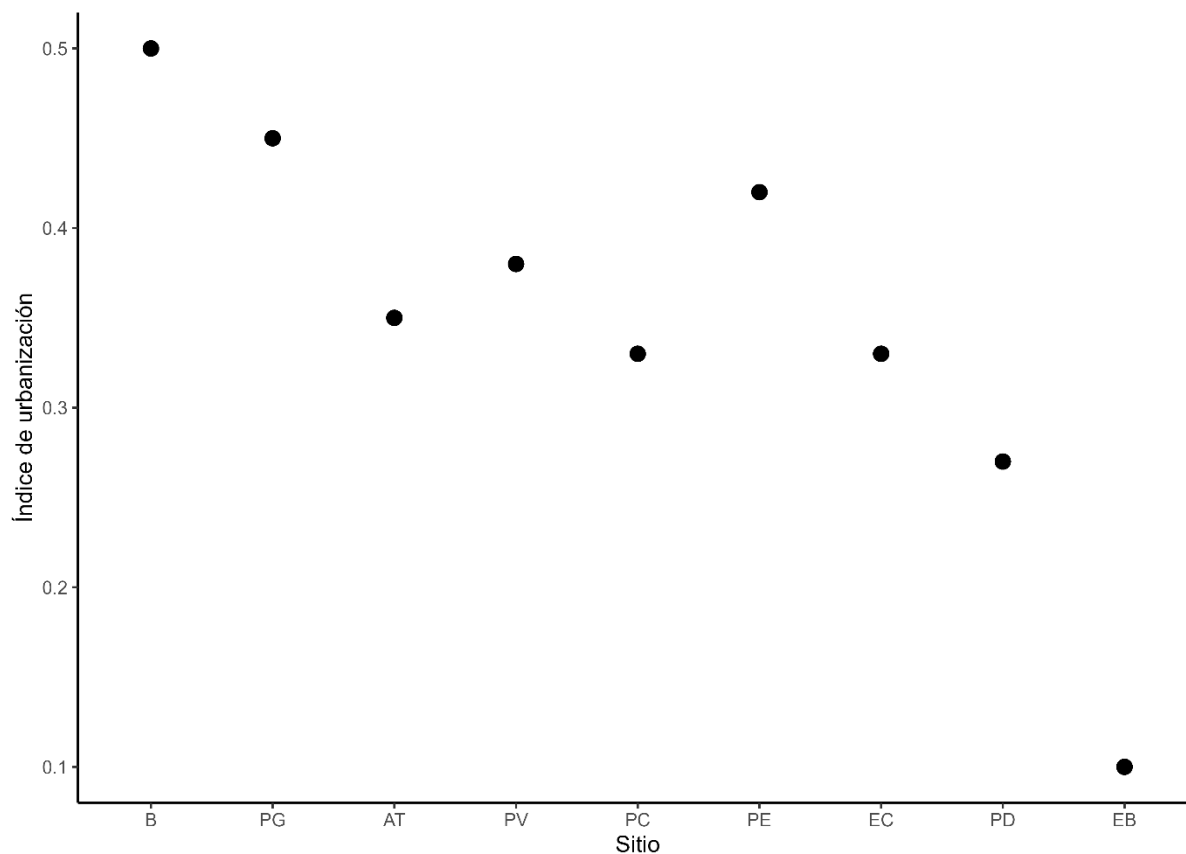


Figura 3: Gráfica del índice de urbanización por sitio para los dos años de muestreo (nov/2022 y nov/2023). Considerado en un rango de 0 a 1, siendo 0 el menos impactado y 1 el más impactado. Donde: B, Buceo; PG, Punta Gorda; AT, Atlántida; PV, Playa Verde; PC, Punta del Chileno; PE, Punta del Este; EC, El Cabito; PD, Punta del Diablo; EB, El Barco.

5.2. Datos bióticos

Se registró para la primavera del 2022 un total de 62129 organismos, de los cuales 17,36% corresponden a semillas de mejillones, 12,82% *Chthamalus bisinuatus* (balano), 11,48% *Amphibalanus improvisus* (balano), 10,62% mejillón *Brachidontes rodriguezii*, 7,98% mejillón *Brachidontes darwinianus*, 6,70% crustáceos anfípodos, 6,11% poliquetos de la familia Syllidae, entre otros grupos (Tabla 1). La abundancia presentó su mínimo de $17,00 \pm 20,31$ en PG franja alta y un máximo de $1904 \pm 1093,94$ en EC franja baja. La riqueza varió entre 1 (B alta, PG franja alta y AT franja alta) y $17 \pm 2,08$ en PD franja baja. La diversidad de Shannon-Wiener (H') tuvo un mínimo de 0 en B franja alta y PG franja alta, presentando un máximo de $1,88 \pm 0,13$ en EC franja baja. La equitatividad (J) tuvo un mínimo de $0,14 \pm 0,02$ en EC franja alta y un máximo de 0,87 en AT franja alta (Anexo A, Tabla A3).

Para el año 2023 se registró un total de 45042 organismos, 26,68% *Amphibalanus improvisus* (balano), 15,60% semillas de mejillones, 12,87% mejillón *Brachidontes darwinianus*, 8,29%

Chtamalus bisinuatus (balano), 7,59% mejillón *Brachidontes rodriguezii*, 7,06% crustáceos anfípodos, 2,86% poliquetos de la especie *Allitta succinea*, entre otros taxones (Tabla 1). La abundancia presentó su mínimo de $8,00 \pm 4,36$ en PE franja alta y un máximo de $1882,67 \pm 866,64$ en AT franja media. La riqueza varió entre 1 (B alta, PG alta, AT alta, PV alta, PC alta, PE alta y EC alta) y $15,67 \pm 2,08$ en EC franja media. La diversidad de Shannon-Wiener (H') tuvo un mínimo en franja alta de 0 B, PG, AT, PV, PC, PE y EC y un máximo de $2,03 \pm 0,21$ en PC franja media. La Equitatividad (J) tuvo un mínimo de 0 en la franja alta de B, PG, AT, PV, PC, PE y EC y un máximo de $0,76 \pm 0,30$ en EC franja baja (Anexo A, Tabla A4).

Tabla 1: Lista de especies de macrofauna bentónica identificados en el intermareal rocoso estudiado de la costa uruguaya para los dos años de muestreo (2022 y 2023).

Filo	Clase	Taxa		Alta	Media	Baja
Mollusca	Bivalvia	<i>Mytilus</i> spp.	Linnaeus, 1758		*	*
		<i>Brachidontes rodriguezii</i>	A. d´Orbigny, 1846		*	*
		<i>Brachidontes darwinianus</i>	A. d´Orbigny, 1846		*	*
		<i>Mytella strigata</i>	Hanley, 1843		*	*
		<i>Perna perna</i>	Linnaeus, 1758		*	*
	Gastropoda	<i>Heleobia australis</i>	A. d'Orbigny, 1835		*	*
		Lottiidae indet.	Gray, 1840	*	*	*
Arthropoda	Malacostraca	<i>Decapoda indet.</i>	Latreille,1802		*	*
		<i>Amphipoda indet.</i>	Latreille,1806		*	*
		<i>Isopoda indet.</i>			*	*
		<i>Tanaidacea indet.</i>	Dana, 1849		*	*
	Cirripedia	<i>Chthamalus bisinuatus</i>	Pilsbry,1916	*	*	*
		<i>Amphibalanus improvisus</i>	Darwin, 1854	*	*	*
	Pycnogonida	<i>Pycnogonida indet.</i>			*	*
Annelida	Clitellata	Oligochaeta indet.			*	*
	Polychaeta	<i>Alitta succinea</i>	Leuckart, 1847		*	*
		Spionidae indet.	Grube 1850		*	*
		Syllidae indet.	Grube 1850		*	*
		<i>Capitella capitata</i>	Fabricius, 1780		*	*
		<i>Halosydnella sp.</i>	Hartman, 1938		*	*
	Nemertea	Nemertea indet.			*	*
Cnidaria	Anthozoa	<i>Bunodosoma cangicum</i>	Belem & Preslercravo, 1973			*
		Actiniaria indet.			*	*
Platyhelminthes	Platyhelminthes	Platyhelminthes indet.	Minot, 1876		*	*

La abundancia relativa por grupos taxonómicos presentó patrones de distribución diferenciados por franja del intermareal (Figura 4). En todas las franjas se encontró Cirripedia, con mayor dominancia en la franja alta para 2022 y 2023. En la franja media y baja de los sitios de la zona interna del estuario del 2022 (B, PG y AT) predominaron las clases Bivalvia y Cirripedia, con la presencia adicional de Oligochaeta en AT. En la zona media del estuario (PV, PC y PE), las franjas medias y bajas estuvieron caracterizadas por la dominancia de Bivalvia, y la presencia de Anthozoa, Gastropoda y Malacostraca. Por último, en la zona externa del estuario, las franjas medias y bajas presentaron una mayor proporción de Polychaeta en comparación con la zona media del estuario (Figura 4).

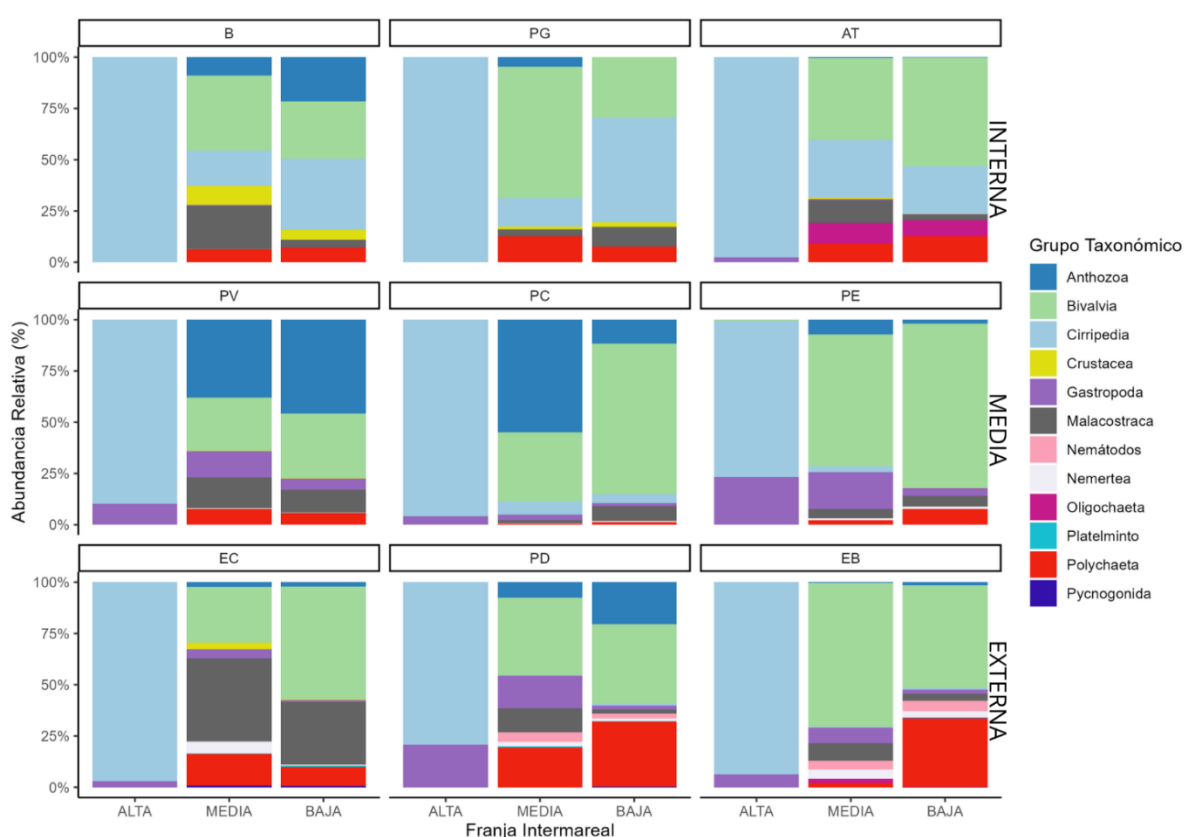


Figura 4: Abundancia relativa (%) de los grupos taxonómicos en las comunidades macrobentónicas en nov/2022 representada por sitio y franjas intermareales: Alta, Media y Baja. Donde: B, Buceo; PG, Punta Gorda; AT, Atlántida; PV, Playa Verde; PC, Punta del Chileno; PE, Punta del Este; EC, El Cabito; PD, Punta del Diablo; EB, El Barco.

En 2023, la presencia de la clase Gastropoda en la franja alta solo se observó en la zona externa del estuario, mientras que en el 2022 se registró tanto en las tres zonas. En la franja media y baja de la zona interna (B, PG y AT), predominaron Bivalvia y Cirripedia, con la presencia adicional de Oligochaeta en AT. En comparación con 2022, se observó una menor

representación de grupos en esta zona, destacándose especialmente una mayor presencia de Malacostraca durante 2022. Además, en 2023 se observó una mayor representación de Crustacea en la franja baja y media, especialmente en los sitios PC y PE, en comparación con el año anterior. Por último, si bien en la zona externa del estuario (EC, PD, EB) se mantuvo un patrón relativamente similar entre años, en 2022 se observó una mayor representación de Nematoda, especialmente en PD y EB (Figura 5).

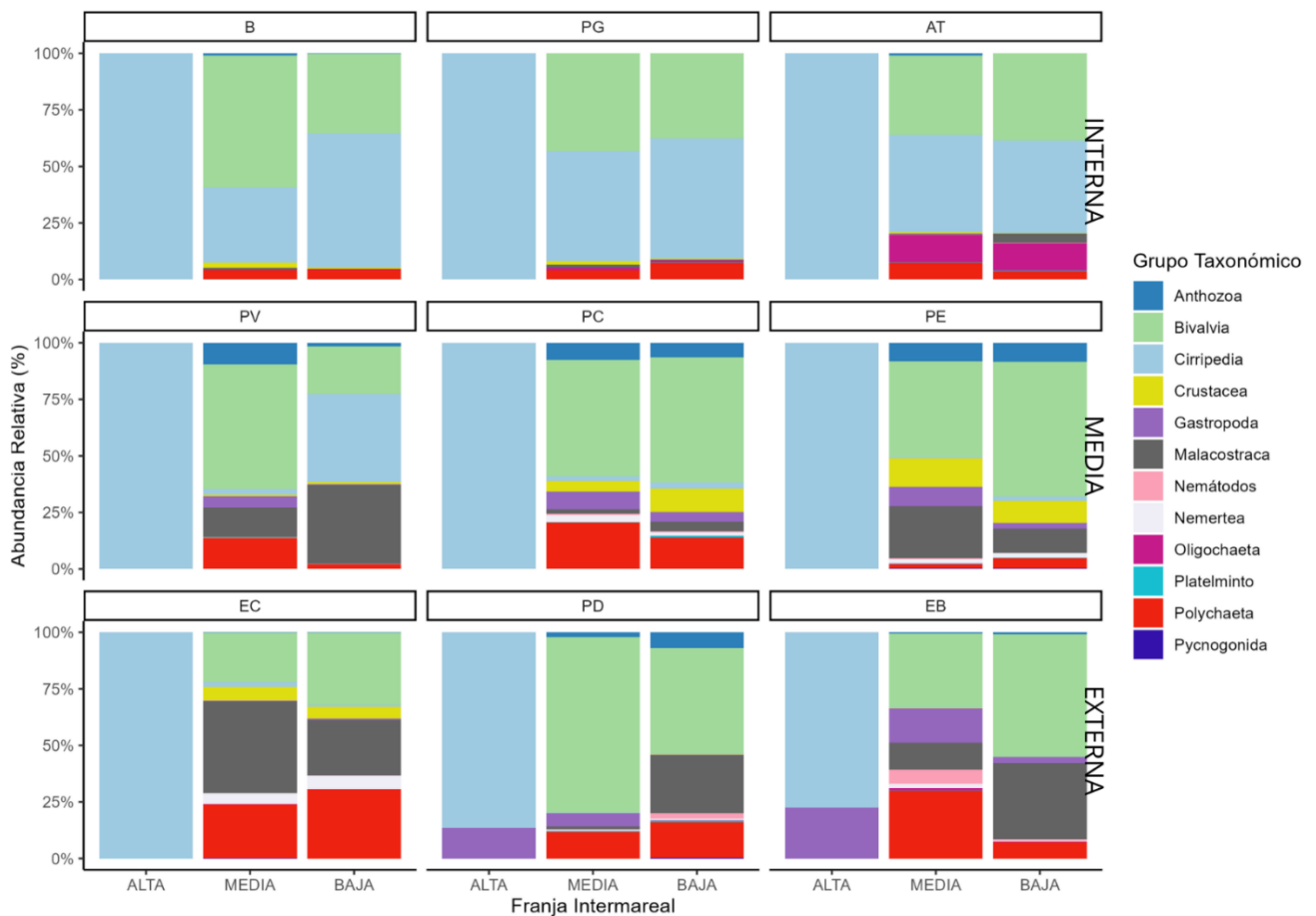


Figura 5: Abundancia relativa (%) de los grupos taxonómicos de la comunidad macrobentónica en nov/2023 por sitio y franjas intermareales: Alta, Media y Baja. Donde: B, Buceo; PG, Punta Gorda; AT, Atlántida; PV, Playa Verde; PC, Punta del Chileno; PE, Punta del Este; EC, El Cabito; PD, Punta del Diablo; EB, El Barco.

La abundancia total, de manera general mostró una mayor variabilidad en 2022. Además, la abundancia en sitios como EC, PD y EB (zona externa del estuario) mostró una marcada diferencia entre años, siendo mayor en 2022 que en 2023. En contraste, otros sitios, como PV, PC y PE (zona media del estuario) presentaron valores relativamente homogéneos entre los dos años de muestreo (Figura 6).

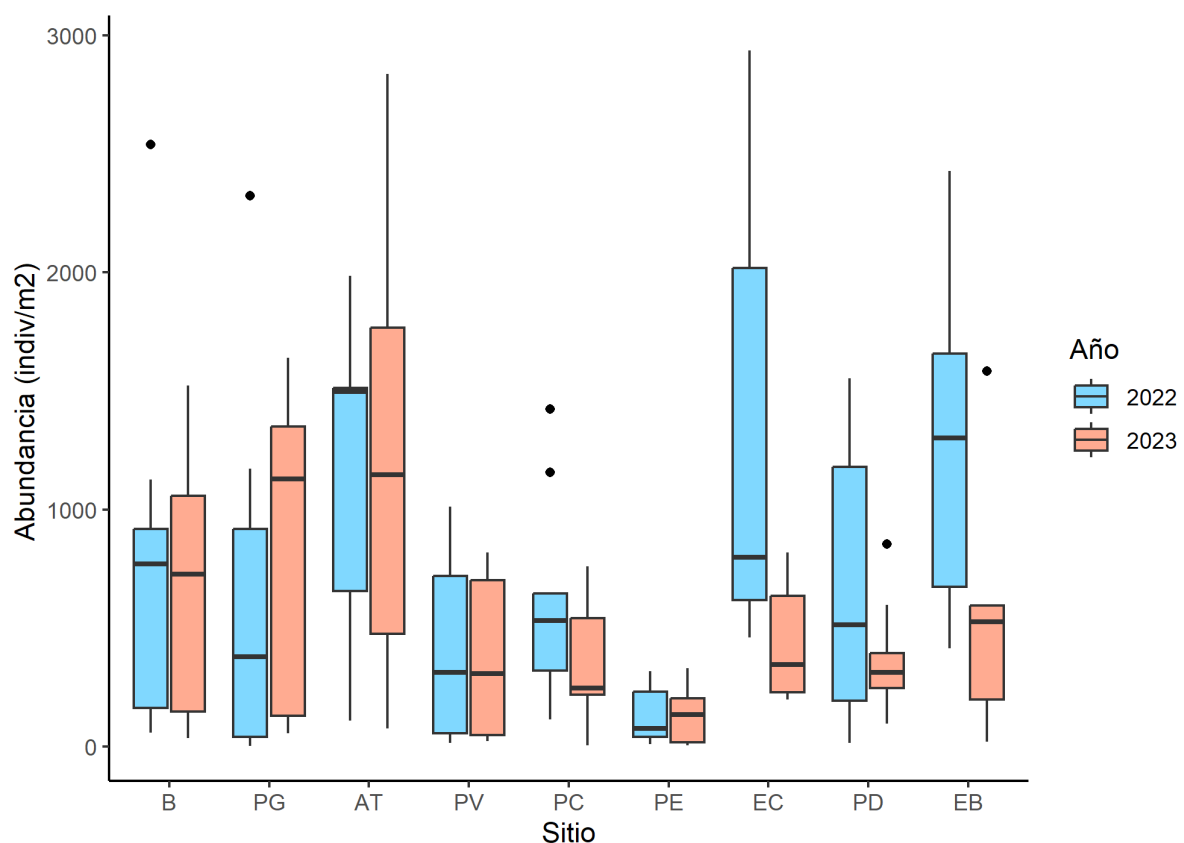


Figura 6: Abundancia (indiv/m²) total por sitio para ambos años de muestreo 2022 (celeste) y 2023 (salmón). Se presentan boxplots de abundancia total, cada caja representa la distribución de los datos con la mediana (línea horizontal), los cuartiles y los valores atípicos (puntos negros). Donde: B, Buceo; PG, Punta Gorda; AT, Atlántida; PV, Playa Verde; PC, Punta del Chileno; PE, Punta del Este; EC, El Cabito; PD, Punta del Diablo; EB, El Barco.

En la figura 7 se observa la riqueza de especies por sitio para los años 2022 y 2023. En la mayoría de los sitios (B, PG, AT, PV, PC y PE; zonas interna y media del estuario) el promedio de riqueza fue mayor en 2023 respecto de 2022, aunque con diferencias en la dispersión de

los datos. En los sitios de la zona externa del estuario, la riqueza fue similar entre ambos años, aunque con una leve tendencia inversa (mayor en 2022 que 2023) (Figura 7).

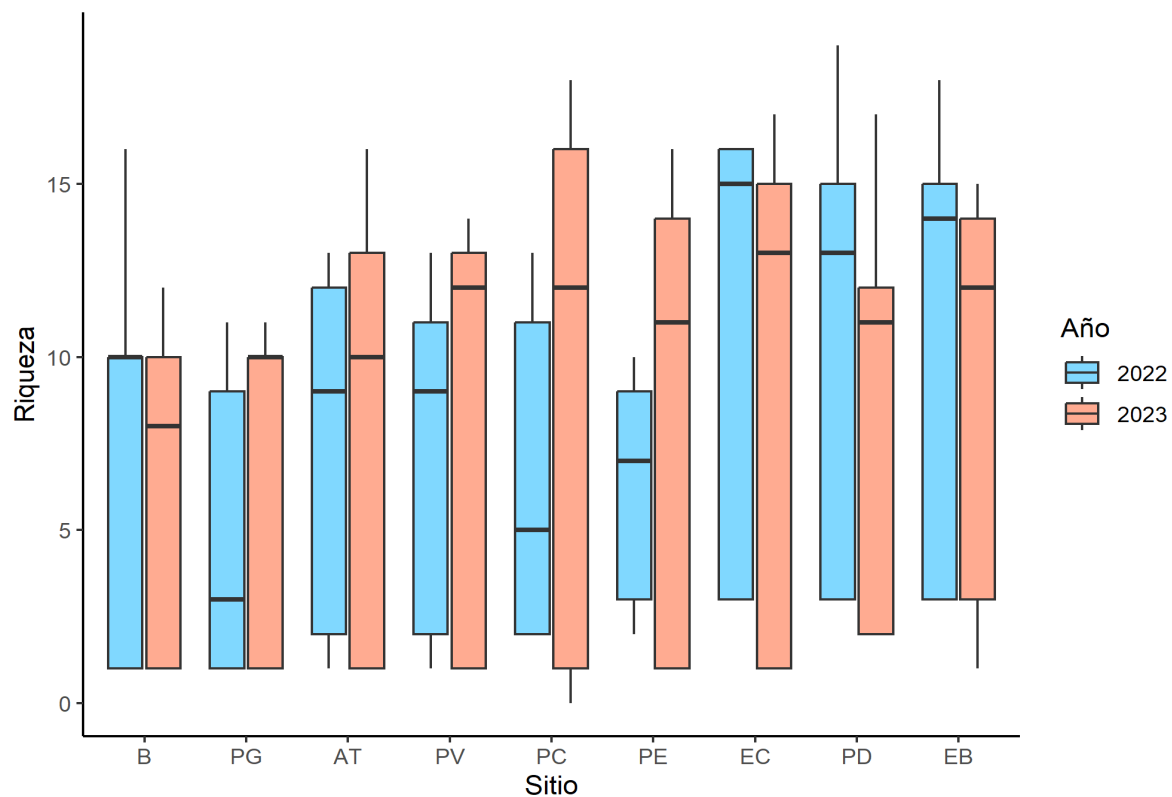


Figura 7: Riqueza por sitio para ambos años de muestreo 2022 (celeste) y 2023 (salmón). Se presentan *boxplots* de la riqueza, cada caja representa la distribución de los datos con la mediana (línea horizontal) y los cuartiles. Donde: B, Buceo; PG, Punta Gorda; AT, Atlántida; PV, Playa Verde; PC, Punta del Chileno; PE, Punta del Este; EC, El Cabito; PD, Punta del Diablo; EB, El Barco.

En cuanto al índice de diversidad de Shannon los datos indicaron variabilidad en ambos años. En sitios como B, PG y PD la diversidad de Shannon fue mayor en 2022 que en 2023, por el contrario, en PE y PC el índice de Shannon fue mayor en 2023 (Figura 8).

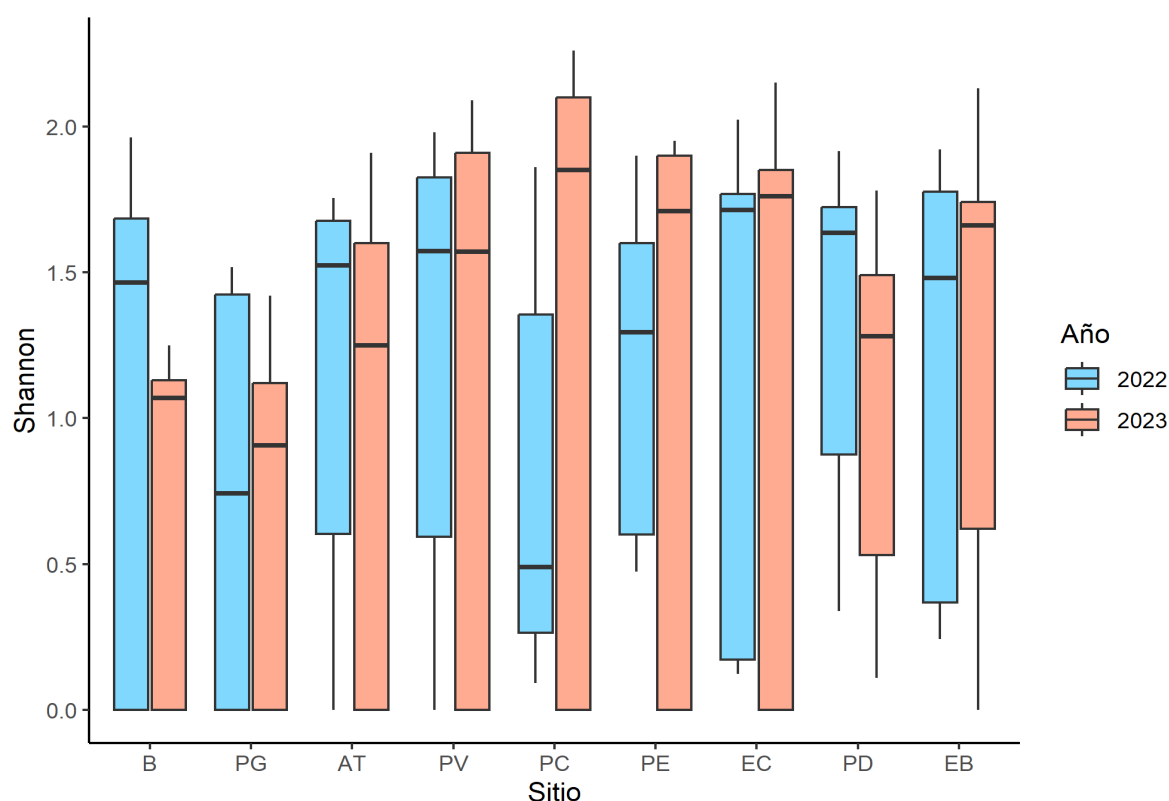


Figura 8: Diversidad de Shannon por sitio para ambos años de muestreo 2022 (celeste) y 2023 (salmón), cada caja representa la distribución de los datos con la mediana (línea horizontal) y los cuartiles. Donde: B, Buceo; PG, Punta Gorda; AT, Atlántida; PV, Playa Verde; PC, Punta del Chileno; PE, Punta del Este; EC, El Cabito; PD, Punta del Diablo; EB, El Barco.

La Figura 9 muestra la equitatividad (J) por sitio para los años 2022 y 2023, se observa que la equitatividad varía entre sitios y años. En general, en algunos sitios la equitatividad en 2022 presentó mayor dispersión en comparación con 2023. Sitios como EC y PD presentan valores medios de equitatividad similares entre ambos años, mientras que, en otros sitios, como B y PG, se observaron diferencias marcadas entre años.

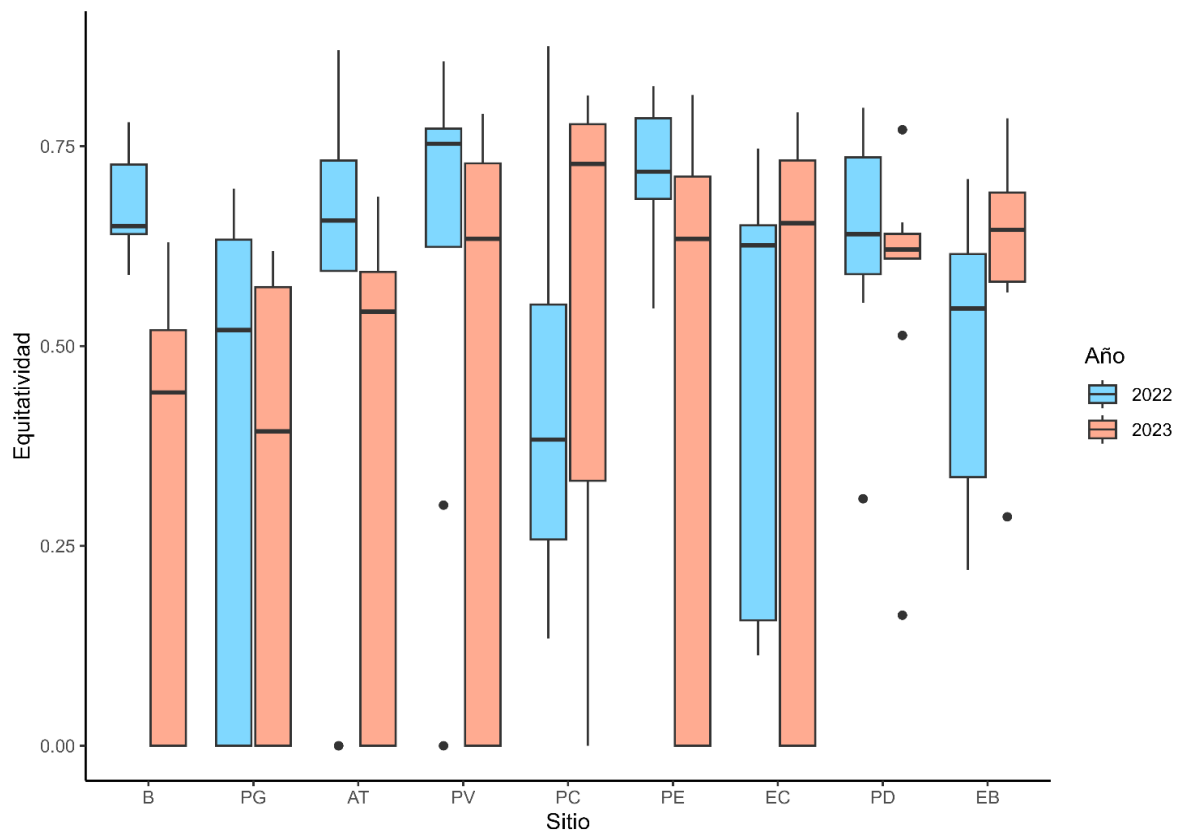


Figura 9: Equitatividad por sitio para ambos años de muestreo 2022 (celeste) y 2023 (salmón). Se presentan *boxplots* de equitatividad (J) total, cada caja representa la distribución de los datos con la mediana (línea horizontal), los cuartiles y los valores atípicos (puntos negros). Donde: B, Buceo; PG, Punta Gorda; AT, Atlántida; PV, Playa Verde; PC, Punta del Chileno; PE, Punta del Este; EC, El Cabito; PD, Punta del Diablo; EB, El Barco.

En los ANOVAs realizados para los índices comunitarios en 2022 se registraron diferencias tanto para las franjas del intermareal, como para las zonas del estuario. La abundancia total mostró diferencias significativas entre las franjas del intermareal ($F=12,62$; $p=0,0028$) y además registró diferencias significativas por zona de estuario ($F=8,28$; $p=0,0028$). La riqueza en la franja alta fue menor en comparación a la franja media y baja del intermareal, presentando diferencias significativas por franja ($F=128,44$; $p<0,001$) y por zona del estuario ($F=26,02$; $p<0,001$). En cuanto a la diversidad de Shannon se registraron diferencias significativas entre las franjas ($F=71,33$; $p<0,001$), pero no presentó diferencias por zona de estuario, de la misma forma, la equitatividad presentó diferencias significativas por franja ($F=5,38$; $p=0,014$) pero no por zona del estuario. En cuanto al IU, no se observaron diferencias significativas para ninguno de los índices estudiados.

En 2023, los ANOVAS registraron diferencias significativas para la abundancia total entre zonas del estuario ($F = 12,01$; $p = 0,04$). En cuanto a la riqueza se registraron diferencias significativas por franja ($F=11,65$; $p<0,001$) y no por zonas del estuario ($p=0,29$). El índice de Shannon presentó diferencias significativas por franja del intermareal ($F=3,94$; $p=0,04$) y no por zona del estuario, y la equitatividad no registró diferencias por franja ni por zona del estuario, sin embargo, la interacción entre ambos factores fue significativa ($F= 2,96$; $p=0,04$) (Figura 10 y 11). En el año 2023, solo se detectaron diferencias significativas en la abundancia total ($F = 54,74$; $p = 0,005$) con respecto al índice de urbanización. La interacción entre zona del estuario e índice de urbanización fue marginalmente significativa para la abundancia total ($F = 5,95$; $p = 0,09$). El análisis post-hoc de Tukey indicó que la abundancia fue significativamente mayor en la zona interna en comparación con la media y la externa del estuario (Tabla A9, Anexo A).

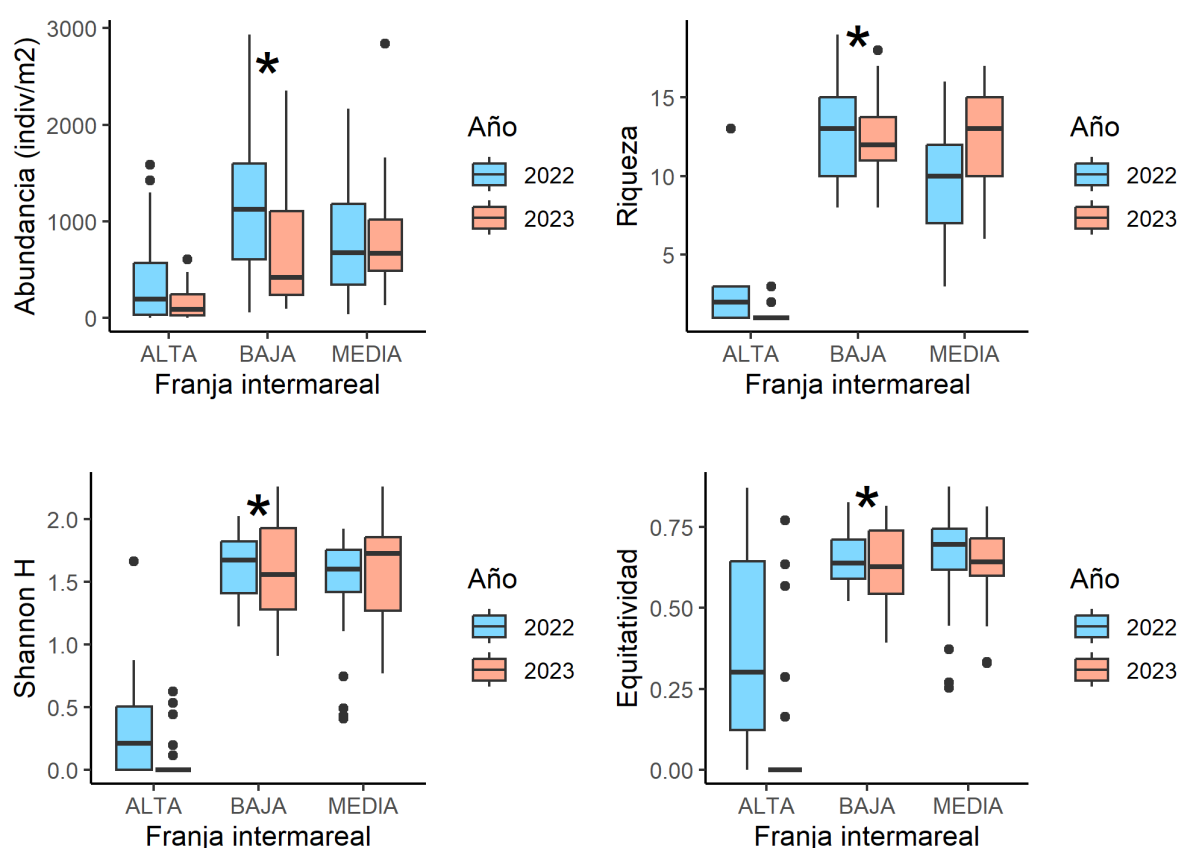


Figura 10: Comparación de los índices de diversidad entre franjas intermareales (alta, media y baja) para los años 2022 (celeste) y 2023 (salmón). Se presentan *boxplots* de abundancia

total, riqueza, índice de diversidad de Shannon (H) y equitatividad (J). Cada caja representa la distribución de los datos con la mediana (línea horizontal), los cuartiles y los valores atípicos (puntos negros). Los asteriscos (*) indican diferencias significativas registradas por los ANOVA, entre las franjas del intermareal.

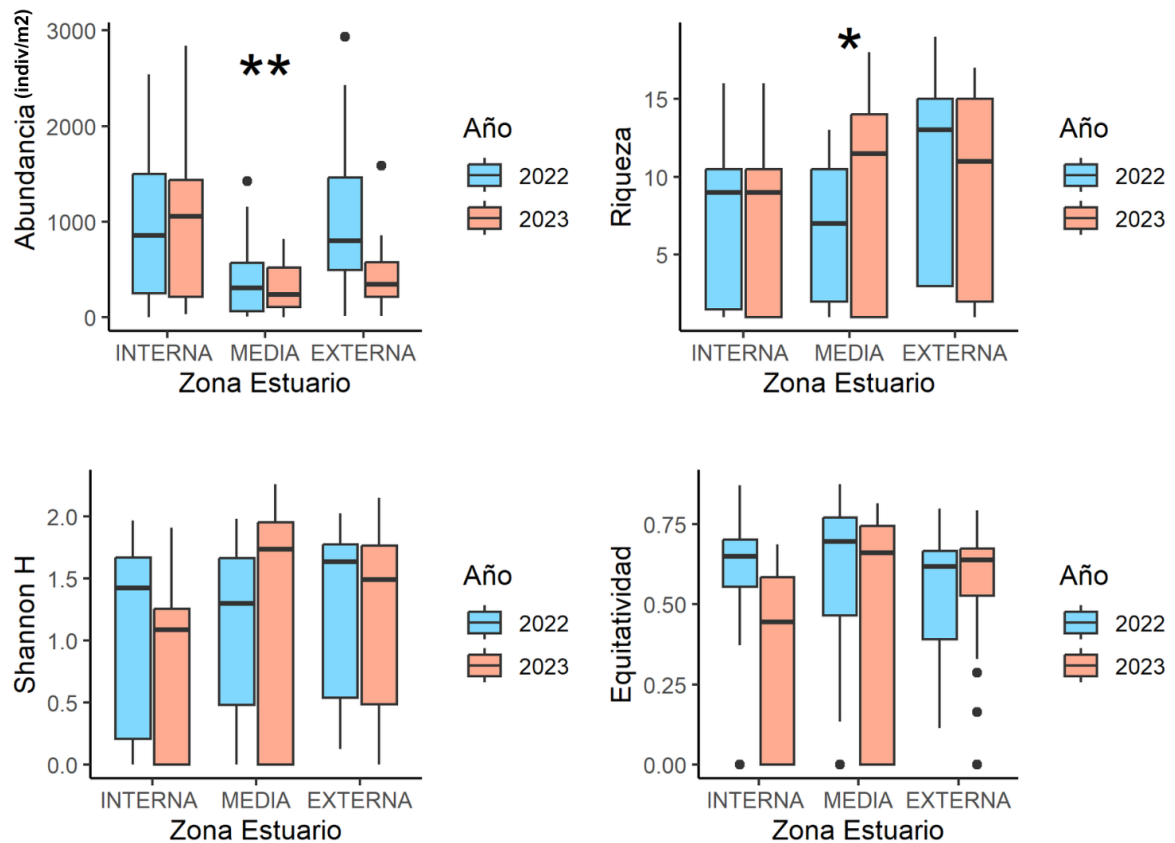


Figura 11: Comparación de los índices de diversidad entre la zona del estuario (interna, media y externa) para los años 2022 (celeste) y 2023 (salmón). Se presentan *boxplots* de abundancia total, riqueza, índice de diversidad de Shannon (H) y equitatividad (J). Cada caja representa la distribución de los datos con la mediana (línea horizontal), los cuartiles y los valores atípicos (puntos). Los asteriscos (*) indican diferencias significativas entre zonas del estuario. El doble asterisco (**) indica una interacción significativa entre zona del estuario e índice de urbanización (IU) con la abundancia (indiv/m²) total.

5.3 Correlación lineal de Pearson:

Para los datos del 2022 se observó que riqueza, abundancia total y temperatura se correlacionaron negativamente con IU y además la temperatura se correlacionó negativamente con la salinidad (Figura 12).

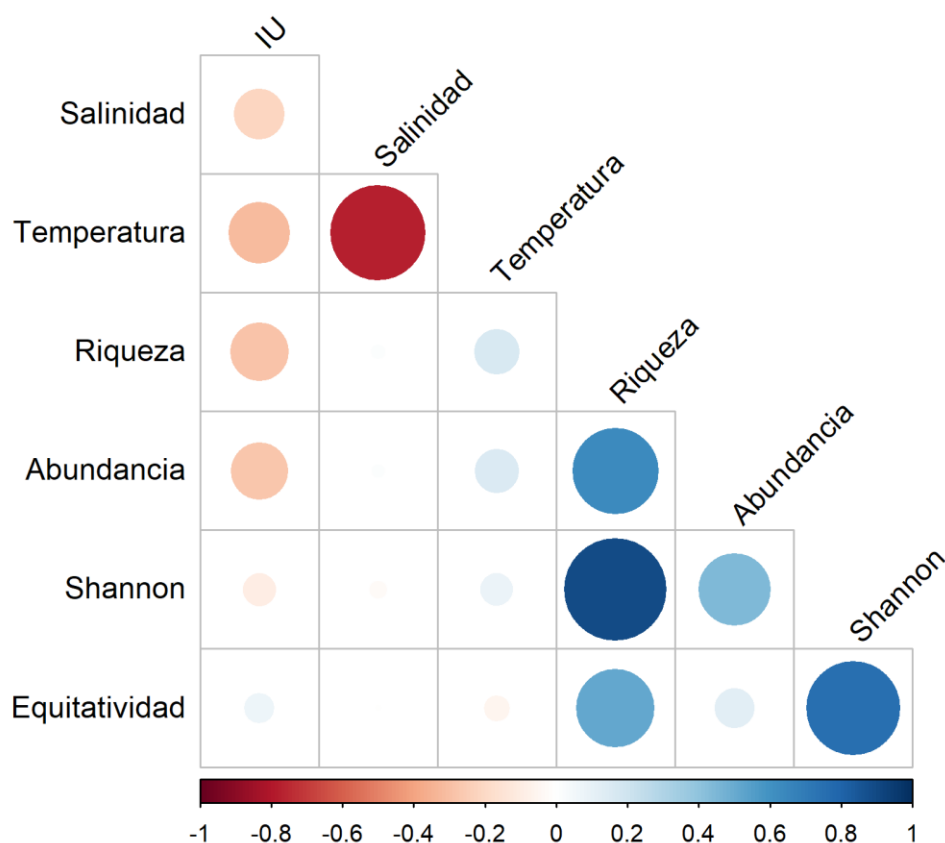


Figura 12: Matriz de correlaciones lineales de Pearson entre variables ambientales, IU (índice de urbanización) e índices de diversidad del 2022, se visualizan las correlaciones con $p < 0.05$. El tamaño de los círculos es proporcional a la magnitud de la correlación, mientras que el color indica la dirección: color azul indica correlación positiva y color rojo indica correlación negativa.

En 2023 la abundancia total correlacionó negativamente con salinidad, la equitatividad, riqueza y Shannon correlacionaron negativamente con el IU y además correlacionaron positivamente con la salinidad. También se observa correlación negativa de la temperatura con salinidad, la cual, a su vez, correlacionó negativamente con el IU. (Figura 13).

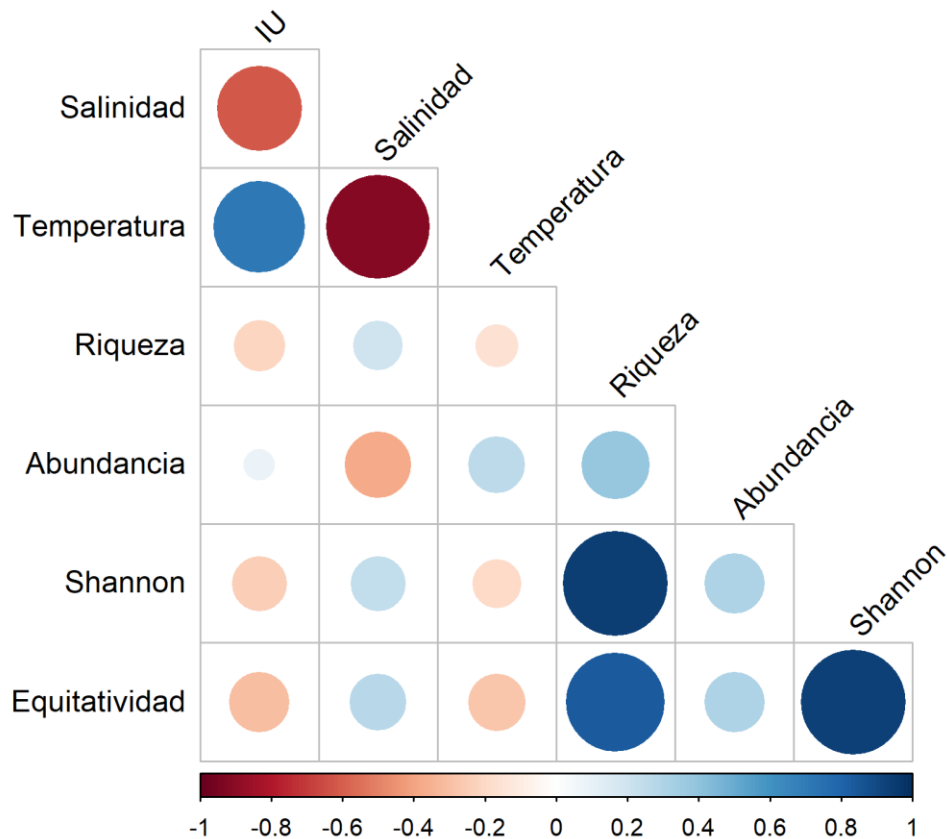


Figura 13: Correlaciones lineales de Pearson entre variables ambientales, IU (índice de urbanización) e índices de diversidad del 2023, se visualizan las correlaciones con $p < 0.05$. El tamaño de los círculos es proporcional a la magnitud de la correlación, mientras que el color indica la dirección: color azul indica correlación positiva y color rojo indica correlación negativa.

5.4 Análisis multivariado:

El nMDS basado en la matriz de abundancia 2022 mostró una clara separación entre las franjas del intermareal, el valor del stress del modelo fue de 0,11 lo que indica un valor aceptable en dos dimensiones. Las elipses agruparon las franjas media y baja juntas (superpuestas), separándolas de la franja alta la cual presentó la menor dispersión de puntos (más homogénea en composición). En las franjas media y baja, los sitios presentaron una mayor superposición dentro de las elipses, pero aún se distingue un agrupamiento de los sitios de la zona media y externa (Figura 14).

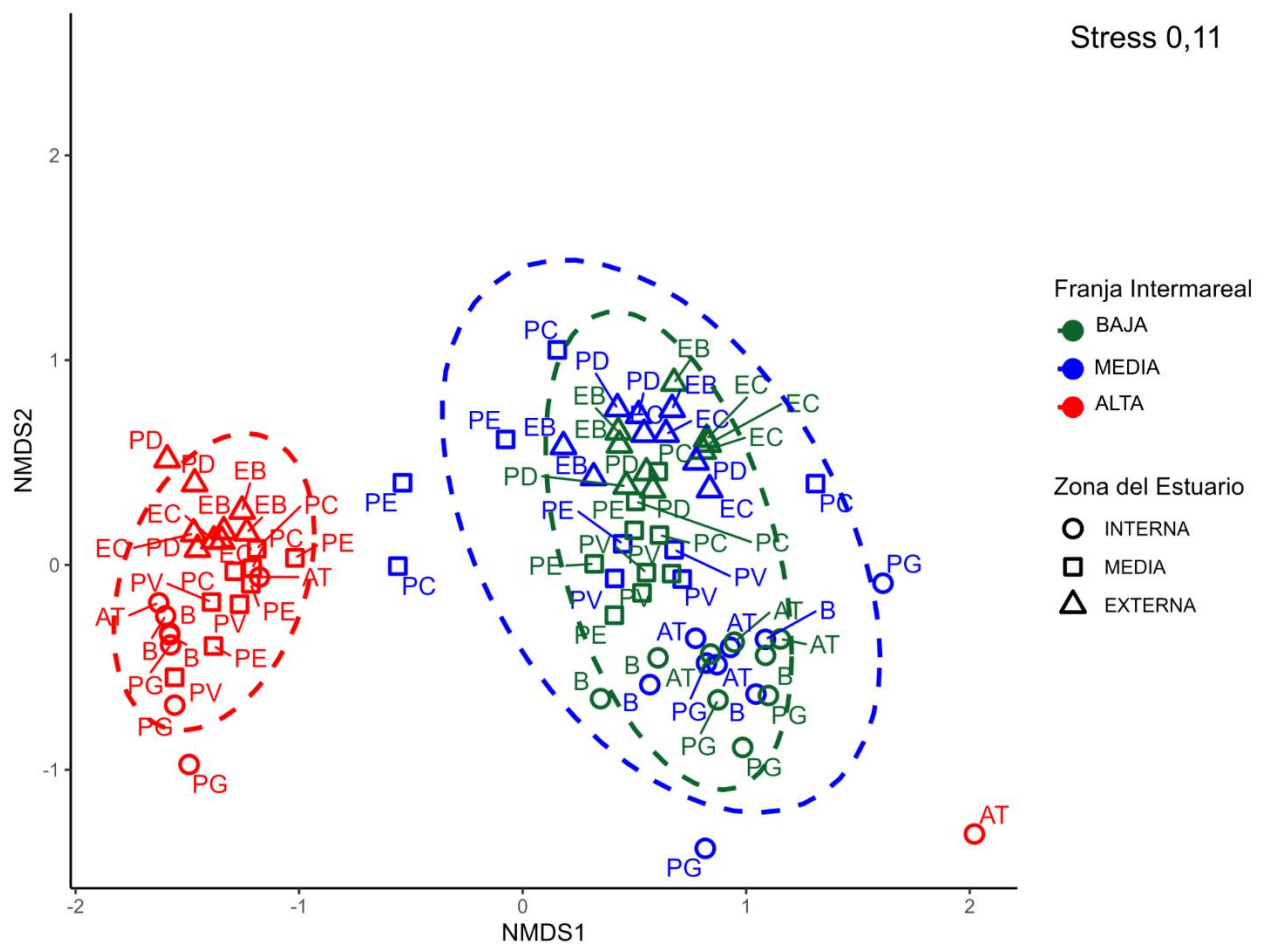


Figura 14: Gráfico nMDS (escalamiento multidimensional no métrico) basado en la abundancia 2022. Los puntos representan sitios muestreados y están agrupados según la franja intermareal (elipses) y la zona del estuario. El color rojo representa franja alta, color verde franja baja y color azul a la franja media, los símbolos representan la zona del estuario: círculo (interna), cuadrado (media) y triángulo (externa). Donde: B, Buceo; PG, Punta Gorda; AT, Atlántida; PV, Playa Verde; PC, Punta del Chileno; PE, Punta del Este; EC, El Cabito; PD, Punta del Diablo; EB, El Barco.

El ANOSIM mostró diferencias significativas en la composición y abundancia de organismos de franja del intermareal (R global de 0,57, $p=0,001$). Las comparaciones por pares indicaron diferencias significativas marcadas entre las franjas alta y baja ($R = 0,86$; $p = 0,001$) y entre la franja alta y media ($R = 0,78$; $p = 0,001$), mientras que entre las franjas media y baja no se observaron diferencias significativas $R = 0,011$; $p = 0,25$).

En cuanto a las zonas del estuario, también se detectaron diferencias, aunque de menor magnitud (R global = 0,22; p = 0,001). Las comparaciones entre la zona interna y media (R = 0,24; p = 0,001), así como entre la zona interna y externa (R = 0,28; p = 0,001) detectaron diferencias significativas, presentando cierto grado de separación en la composición, y además se detectaron entre la zona media y externa diferencias significativas, pero con un p -valor distinto en comparación a las otras zonas del estuario (R = 0,11; p = 0,005).

Según el análisis de SIMPER, en 2022 se observó en la comparación entre zonas del estuario los grupos/especies que contribuyeron a las diferencias entre las zonas interna y media fueron *Amphibalanus improvisus*, *Chthamalus bisinuatus*, *Brachidontes darwinianus* y “semillas”. De estos, solo *A. improvisus* y *B. darwinianus* presentaron diferencias estadísticamente significativas en su abundancia entre zonas (p < 0,01). Entre las zonas interna y externa las diferencias encontradas se debieron a *C. bisinuatus*, “semillas”, *A. improvisus*, *B. rodriguezii*, *B. darwinianus* y Syllidae indet., que explicaron aproximadamente el 70% de la disimilitud acumulada. Por último, entre las zonas media y externa fue debido a *C. bisinuatus*, “semillas”, *B. rodriguezii*, Syllidae indet. y Actiniaria indet. que explicaron el 70% de la disimilitud acumulada para esa zona del estuario (Anexo A, Tabla A7).

El nMDS para el 2023 también evidenció una clara separación entre la franja alta y las franjas media y baja, las cuales se agruparon juntas al igual que el nMDS realizado para el 2022. El valor del stress fue de 0,05 lo que indica una buena presentación de los datos en dos dimensiones (Figura 15).

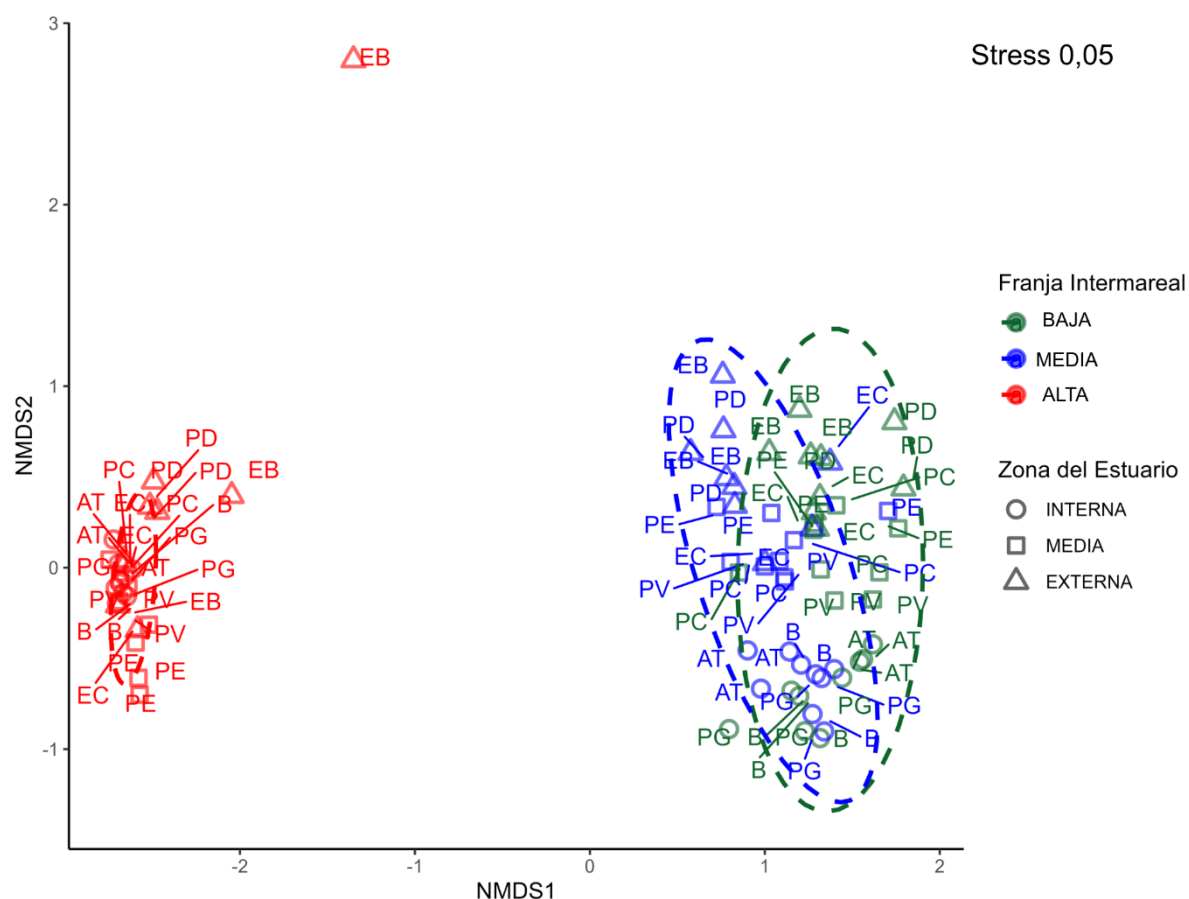


Figura 15: Gráfico nMDS (escalamiento multidimensional no métrico) basado en la abundancia para 2023. Los puntos representan sitios muestreados y están agrupados según la franja intermareal y la zona del estuario. El color rojo representa franja alta, color verde franja baja y color azul a la franja media, los símbolos representan la zona del estuario: círculo (interna), cuadrado (media) y triángulo (externa). Donde: B, Buceo; PG, Punta Gorda; AT, Atlántida; PV, Playa Verde; PC, Punta del Chileno; PE, Punta del Este; EC, El Cabito; PD, Punta del Diablo; EB, El Barco.

Los resultados del ANOSIM para el año 2023 registraron diferencias significativas respecto de la composición y abundancia de especies de la franja intermareal ($R_{global} = 0,48$; $p = 0,001$). Las comparaciones por pares revelaron diferencias significativas entre la franja alta y la baja ($R = 0,63$; $p = 0,001$), así como entre la franja alta y media ($R = 0,74$; $p = 0,001$). En contraste, no se observaron diferencias significativas entre las franjas media y baja ($R = 0,014$; $p = 0,19$).

Respecto a la zona del estuario, se encontraron diferencias significativas ($R_{global} = 0,24$; $p = 0,001$). Las comparaciones entre la zona interna y media ($R = 0,39$; $p = 0,001$), y entre la interna y externa ($R = 0,33$; $p = 0,001$) mostraron significancia y cierta separación en la

composición de las comunidades, mientras que entre la zona media y externa no se encontraron diferencias significativas ($R = 0,03$; $p = 0,12$).

En 2023 los resultados de SIMPER evidenciaron diferencias significativas respecto de la composición y abundancia de especies para las zonas del estuario. Entre la zona interna y media los grupos/especies que contribuyeron a las diferencias fueron *A. improvisus*, *B. darwinianus*, “semillas” y *B. rodriguezii* que explicaron el 70% de la disimilitud acumulada. De estos, *A. improvisus* y *B. darwinianus* fueron las únicas especies que en ambos años (nov/2022 y nov/2023) presentaron diferencias estadísticamente significativas en su abundancia ($p < 0,01$). Entre las zonas interna y externa las diferencias encontradas fueron debido a *A. improvisus*, “semillas”, *B. darwinianus* y Amphipoda indet., en comparación al año anterior donde *C. bisinuatus* tuvo una contribución mayor. Este año se destaca además la presencia de *Capitella capitata* y Amphipoda indet. como contribuyentes en la zona media y externa (Anexo A, Tabla A8).

6. Discusión

Los resultados de esta tesis aportan información clave para comprender cómo los factores ambientales y antrópicos influyen en la estructura de las comunidades bentónicas del intermareal rocoso de la costa uruguaya. A continuación, se discuten los principales patrones hallados en relación con las hipótesis planteadas y la literatura disponible.

Los datos de temperatura para cada período de muestreo (nov/2022 y nov/2023) presentaron una clara variabilidad interanual, registrando una mayor variabilidad de temperatura en 2022 en comparación al 2023 (Tabla A1, Anexo A). La salinidad en 2022 registró un gradiente inusual para la costa uruguaya, siendo en promedio considerablemente mayor en 2022 en comparación con el 2023. Estas diferencias posiblemente reflejen el cambio hidrológico asociado al final del evento de La Niña (fase fría de El Niño Oscilación del Sur, ENOS), que se prolongó por tres años consecutivos (2020, 2021 y 2022) hasta octubre de 2023 cuando comenzó a expresarse a la fase cálida del ENOS. En 2022 la Niña contribuyó a una prolongada sequía con escasa descarga de agua dulce (INUMET, 2023), contribuyendo posiblemente a los altos valores de salinidad observados. Estos resultados son consistentes lo reportado con Brugnoli et al. (2019), donde se relacionaron los bajos valores de salinidad con un aumento del caudal del estuario del Río de la Plata vinculado al evento ENOS, mientras que durante el evento La Niña hay una menor descarga fluvial debido a bajas precipitaciones en la cuenca del Río de la Plata. Además, en otros trabajos, se destaca la influencia de los vientos provenientes del sector este que contribuyeron al desplazamiento hacia el oeste del frente de salinidad (Piola et al., 2005; Barreiro et al., 2021).

El índice de urbanización (IU) permitió estimar de forma semicuantitativa el grado de presión antrópica en la costa uruguaya. Buceo, Punta Gorda (zona interna del estuario) y Punta del Este (zona media del estuario) presentaron mayor IU. Estos sitios presentan/albergan infraestructura urbana, densidad de población y alteración de la línea costera. Al igual que los estudios que relacionan el IU con cambios en la abundancia de cangrejos fantasmas o bivalvos (Costa & Zalmon, 2019; Gül & Griffen, 2019; Schlender et al., 2023), nuestros resultados sugieren que ciertos grupos de macroinvertebrados bentónicos también responden a los gradientes urbanos definidos localmente, aunque las especies indicadoras difieren debido a las características particulares del sustrato y la hidrodinámica. Si bien González et al. (2014) desarrollaron el índice para evaluar la urbanización en playas arenosas, esta propuesta lo adaptó a ambientes menos homogéneos como las costas rocosas, donde la configuración ambiental y la actividad humana presentan mayor variabilidad espacial. Por lo tanto, es necesario ser prudentes con las conclusiones.

La abundancia total fue mayor en el 2022 que en el 2023 (62129 organismos vs. 45042 organismos). Sin embargo, los grupos más abundantes se mantuvieron (“semilla” mejillones, *Amphibalanus improvisus*, *Chthamalus bisinuatus*, *Brachidontes rodriguezii* y *B. darwinianus*). La presencia de *A. improvisus* en la mayoría de los sitios de la costa uruguaya indica su amplia tolerancia a la salinidad y distribución. En el trabajo de Rocha (2008), *A. improvisus* mostró una alta tolerancia a variaciones de salinidad, dominando preferencialmente en las zonas con mayor contaminación orgánica. En el presente estudio esta especie dominó las comunidades bentónicas en sitios como Buceo y Punta Gorda donde el IU fue alto, lo que refuerza su carácter oportunista en sitios con gran impacto urbano. La otra especie de cirripedio *C. bisinuatus* estuvo presente en ambos años, sin embargo, su abundancia disminuyó de 7967 organismos en 2022 a 3734 organismos en 2023 (Tabla A3, A4, Anexo A). Ésta marcada reducción en su abundancia podría estar asociada a condiciones de salinidad bajas, es decir a su baja tolerancia en ambientes estuarinos (Tanaka & Magalhães, 2002; Rocha, 2008). Estudios previos indican que *C. bisinuatus* se caracteriza por su dominancia en zonas costero-marinas con altos niveles de salinidad, particularmente en el intermareal rocoso del Atlántico occidental (Tanaka & Magalhães, 2002), donde tolera el estrés físico y sobre todo en condiciones con valores altos de salinidad (Rocha, 2008; Masi et al., 2009). Por tanto, los resultados obtenidos en este trabajo son consistentes con los patrones de distribución y abundancia reportados para la región.

En ambos muestreos (nov/2022 y nov/2023), los valores máximos de riqueza (S) correspondieron en la zona media y externa del estuario (para los sitios PV, PC, PE, EC, PD y EB) en franjas media y baja del intermareal. Este patrón podría estar asociado a condiciones

ambientales más estables y a la menor exposición al estrés físico, como la desecación y las variaciones en temperatura, en comparación con la franja alta, esto refleja la fuerte influencia del gradiente vertical (zonación). De forma similar los valores máximos de diversidad de Shannon (H') también se registraron en las zonas media y externa del estuario para las franjas media y baja del intermareal rocoso. Este patrón indica no solo una mayor riqueza, sino también una comunidad estructuralmente más equilibrada (reflejado también por la equitatividad), con menor dominancia de especies. En contraste, en la franja alta se detectaron los valores más bajos tanto de S como de H' , generalmente debido a la presencia de solo una o dos especies dominantes, especialmente cirripedios. Esta zona usualmente es dominada por organismos que están adaptados a condiciones de desecación, por lo tanto, soportan condiciones extremas en el alto de la franja intermareal (Scrosati & Heaven, 2007; Reicherti et al., 2008).

En estudios previos sobre macrofauna costera en ambientes estuarinos, se ha reportado que la riqueza y abundancia se correlacionan positivamente con la salinidad (Brazeiro et al., 2006; Lercari & Defeo, 2006; Giménez et al., 2010). La salinidad es un factor estructurador de las comunidades biológicas, influye sobre la diversidad y composición de los ensambles que habitan en ambientes marinos y estuarinos, pero no es el único factor que modula estas comunidades. Las presiones de origen antrópico son una de las causas de disminución de riqueza, diversidad y sobre todo del aumento de la abundancia de especies oportunistas (Crowe et al., 2000; Cruz-Motta et al., 2010; Muniz et al., 2015). En este estudio se observó que, en 2023 hubo una disminución de la abundancia total, en consonancia de una disminución de la salinidad. Esta tendencia podría estar asociada a condiciones oceanográficas interanuales, como la influencia del evento La Niña en 2022 y el inicio de la fase El Niño en octubre de 2023, que afectaron el régimen salino en la región (Remane & Schlieper, 1971; Brazeiro et al., 2006). Además, en 2023 se detectaron diferencias significativas en la abundancia total respecto al IU para las zonas del estuario, lo que sugiere que la urbanización podría estar generando algún efecto sobre las comunidades bentónicas. Si bien no se realizó un análisis estadístico formal para comparar entre los años, los patrones observados refuerzan la hipótesis de que tanto la salinidad como el grado de urbanización influyen de manera conjunta sobre la estructura de las comunidades. Según Defeo et al. (2024) la urbanización es el principal factor asociado a la degradación ecológica y paisajística de las playas arenosas del Uruguay, especialmente en las zonas interna y externa del estuario del Río de la Plata. Aunque su estudio se centró en la calidad escénica de playas arenosas e integridad de las dunas, las conclusiones son extrapolables a otros ambientes costeros como el intermareal rocoso aquí estudiado, donde la presión antrópica también puede alterar significativamente la integridad ecológica. Estos hallazgos son consistentes con estudios en

el estuario del Río de la Plata, donde se ha demostrado que la salinidad no actúa de forma aislada, sino en interacción con múltiples estresores antrópicos que afectan la composición y funcionalidad de las comunidades (Muniz et al., 2012; Muniz & Venturini, 2015; Pedelacq et al., 2022, 2024).

Los cirripedios (*A. improvisus* y *C. bisinuatus*) predominaron en la franja alta del intermareal. Este patrón de escasa presencia de especies en esta franja del intermareal se atribuye a las condiciones ambientales extremas, que limita el establecimiento de algunas pocas especies y la comunidad que se desarrolla es muy abundante, patrón típico de las costas rocosas tropicales y templadas (Tanaka & Magalhães, 2002; Cruz-Motta et al., 2010). En la franja intermareal media y baja la mayor presencia de grupos (representados por Bivalvia, Anthozoa, Malacostraca y Polychaeta), se explicaría debido a las condiciones fisicoquímicas (inmersión bajo agua, menor exposición a la desecación, mayor disponibilidad de nutrientes) y al menor estrés físico (como la desecación, irradiación y potencial osmótico). Además, la presencia de los extensos bancos de mejillones genera una matriz (Borthagaray y Carranza, 2007) que aporta complejidad al sistema y crea nuevos hábitats para los invertebrados (Tsuchiya & Nishihira, 1985; Suchanek, 1992; Prado & Castilla, 2006; Jaubet et al., 2013). Debido al escaso movimiento del agua entre los mejillones, se acumulan pasivamente residuos de mejillón y detritos y sedimentos, que las especies pequeñas utilizan como alimento. En el 2023 las franjas media y baja tuvieron una mayor predominancia de crustáceos y nemátodos en la zona externa del estuario. A su vez, en todos los sitios de la zona interna, media y externa del estuario se registró la presencia de poliquetos de las familias Capitellidae, Syllidae, Spionidae y Nereididae, incluyendo a las especies *Capitella capitata* y *Alitta succinea*, reconocidas por su rol como indicadores de calidad ambiental, ya que su mayor presencia se da en ambientes con alto nivel de contaminación orgánica (Pearson & Rosenberg, 1978; Méndez 2003; Elías et al., 2021). El aumento en la abundancia de *Capitella capitata* entre 2022 y 2023 (de 251 a 1578 individuos) podría estar relacionado con una mayor exposición a presiones antrópicas y/o con cambios en las condiciones de salinidad. Esta especie ha sido ampliamente reconocida como oportunista, capaz de prosperar en ambientes enriquecidos con materia orgánica de origen antrópico, tal como se ha documentado en estudios previos (Pearson & Rosenberg, 1978; Méndez, 2003; Elías et al., 2021). Resultados similares han sido reportados por Rivero et al. (2005) y Elías et al. (2005) en ambientes costeros urbanos, donde poliquetos pertenecientes a la familia Capitellidae y Spionidae estuvieron asociados a áreas de alta contaminación orgánica. Esto respalda la idea de que los gradientes de urbanización evaluados en este estudio podrían estar influyendo en la composición y estructura de la macrofauna bentónica del intermareal, lo cual ha sido también

reportado en distintos contextos intermareales (Llanos et al., 2019; Crowe et al., 2000; Dalton, 2023; Méndez et al., 2025; Verga et al., 2025).

El carácter oportunista de ciertas especies (como *Amphibalanus improvisus* y *Capitella capitata*) indica que la macrofauna bentónica del intermareal rocoso puede ser utilizada como un sistema de alerta temprana frente a la presión antrópica. Aunque no se encontraron diferencias significativas de diversidad ni riqueza respecto al IU en todos los casos, sí se detectaron aumentos claros en la abundancia de especies tolerantes o indicadoras de impacto ambiental en sitios más urbanizados y con menor salinidad, especialmente en 2023. Esto sugiere que la composición de especies, más allá de los índices tradicionales de diversidad, es sensible a la perturbación humana y a cambios ambientales interanuales, y por lo tanto puede servir como herramienta de monitoreo ecológico.

El análisis de nMDS evidenció una clara separación entre las franjas del intermareal, pero una superposición entre la franja media y baja en la composición del 2022 y 2023. En la franja alta se destacaron las especies *A. improvisus* y *Echinolittorina lineolata* para el 2023, en 2022 que se destacó *C. bisinuatus*, mientras que en las franjas media y baja tanto para 2022 y 2023 se destacan organismos como *Brachidontes rodriguezii*, poliquetos de la familia Syllidae, Spionidae, nemátodos y diversos crustáceos como anfípodos, malacostraca e isópodos. También se distingue un agrupamiento de los sitios de la zona media y externa para ambos años, lo que sugiere diferencias en la composición de especies asociadas a la ubicación dentro del estuario.

Según los análisis de ANOSIM y SIMPER, las diferencias observadas entre las franjas intermareales y las zonas del estuario se explicaron principalmente por una mayor abundancia de los balanos *A. improvisus*, *C. bisinuatus* y mejillones “semilla”, *B. rodriguezii* y *B. darwinianus* para ambos años de estudio. Como señalan Clarke y Warwick (2001), los organismos más abundantes son los que más contribuyen a la similitud dentro de los grupos, lo cual respalda su rol estructurante en las comunidades analizadas. Según Giménez et al. (2010) sobre el intermareal uruguayo, *B. darwinianus* actúa como ingeniero ecosistémico al facilitar el establecimiento de fauna como poliquetos y anfípodos. En otros estudios, Borthagaray y Carranza (2007) demostraron que los bancos de mejillones de *B. rodriguezii*, *Mytilus spp.*, y el cirrípedo *Chthamalus bisinuatus* actúan como ingenieros ecosistémicos, manifestándose un aumento de la riqueza de especies debido a la presencia de estos organismos.

7.Conclusiones

El presente trabajo aporta conocimiento sobre la diversidad y estructura de las comunidades bentónicas del intermareal rocoso uruguayo. Los resultados evidencian como la combinación de factores ambientales naturales (como la salinidad, zonación vertical) y antrópicos (reflejados mediante el uso del índice de urbanización) influyen en la estructura de la comunidad. Los principales resultados respaldan parcialmente la hipótesis planteada, al observarse una mayor diversidad en sitios con mayor salinidad (zona externa del estuario) y mayor abundancia en el año donde se registraron valores altos de salinidad. Sin embargo, no se detectaron diferencias significativas en la riqueza ni diversidad al contrastarlas con IU, aunque la tendencia general mostró que la riqueza y diversidad fueron más bajas (zona interna del estuario) en los sitios con mayor índice de urbanización. Asimismo, se identificó un cambio interanual marcado, posiblemente influenciado por eventos climáticos (como La Niña y El Niño), que afectaron la salinidad y por lo tanto la estructura de la comunidad de organismos. El estudio de la macrofauna bentónica del intermareal rocoso constituye una herramienta útil para evaluar la calidad ambiental y el impacto de factores naturales y antrópicos. Se sugiere que futuros estudios incluyan el análisis de especies oportunistas como bioindicadores, así como la incorporación y el estudio de otras variables ambientales (ejemplo: oxígeno disuelto, materia orgánica, composición granulométrica).

8. Bibliografía

Alonso, A. & Camargo, J. A. (2005). Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas*, (Vol 10 pp3-10).

Amaral, A. C. Z., & Nonato, E. F. (1996). *Annelida Polychaeta: características, glossário e chaves para famílias e gêneros da costa brasileira*. En Editora da UNICAMP.

Amaral, A. C. Z. (2005). *Manual de identificação dos invertebrados marinhos da região sudeste-sul do Brasil*. Sao Paulo: Editora de Universidade de Sao Paulo. (Vol.1 pp288)

Armendáriz, L., Ambrosio, E. S., Spaccesi, F. G. & Rodríguez, A. R. (2022). Los invertebrados y la calidad del hábitat como indicadores de la condición biológica de la costa del Río de la Plata, Argentina. *Ecología Austral*, 32(3), 1039-1053.

Attrill, M. J. (2002). A testable linear model for diversity trends in estuaries. *Journal of Animal Ecology*, 71(2), 262-269.

Baliero, W., Biasco, E., Conde, D., Cortazzo, R., Fossati, M., Gorfinkiel, D. & Roche, I. (2006). Estudio de Base sobre el Estado del Manejo Costero Integrado en Uruguay: práctica, capacitación e investigación. *Proyecto Sustentabilidad de la Zona Costera Uruguay (AUCC-CIDA)*. Udelar/Dalhousie University.

Barreiro, M., Arizmendi, F., Díaz, N., & Trinchin, R. (2021). Análisis de la variabilidad y tendencias observadas de los vientos en Uruguay. *Instituto de Ciencias de la Facultad de Ciencias de la Universidad de la República. Ministerio de Ambiente*.

Boretto, G. M., Rouzaut, S., Cioccale, M., Gordillo, S., & Benitez, Y. (2018). Coastal dynamics and anthropization in Uruguayan beaches. An integrated analysis for its conservation. *Revista mexicana de ciencias geológicas*, 35(3), 291-306.

Boschi, E. E., Fischbach, C. E., & Iorio, M. I. (1991). Catálogo ilustrado de los crustáceos estomatópodos y decápodos marinos de Argentina. *Frente Marítimo* 10: 7-9.

Borthagaray, A. I., & Carranza, A. (2007). Mussels as ecosystem engineers: Their contribution to species richness in a rocky littoral community. *Acta Oecologica*, 31(3), 243–250.

Brazeiro A., Borthagaray, A.I., & Giménez, L. (2006). Patrones geográficos de diversidad bentónica en el litoral rocoso de Uruguay. En: R. Menafrá, L. Rodríguez-Gallego, F. Scarabino

y D. Conde (Eds.), *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya* (pp. 379-390). VIDA SILVESTRE (Sociedad Uruguaya para la Conservación de la Naturaleza).

Brugnoli, E., Muniz, P., Venturini, N. & Burone, L. (2008). Environmental perturbation and coastal benthic biodiversity in Uruguay. En: IC. Willis (Ed.), *Progress in Environmental Research* (Vol. 5, pp. 117-167). Nova Science.

Brugnoli, E., Muniz, P., Venturini, N., Brena, B., Rodríguez, A., & García-Rodríguez, F. (2019). Assessing multimetric trophic state variability during an ENSO event in a large estuary (Río de la Plata, South America). *Regional Studies in Marine Science*, 28, 100565.

Brusca, R. C. & Brusca, G. J. (2002). *Invertebrates* (2nd ed.). Sinauer Associates Incorporated.

Bulleri, F., & Chapman, M. G. (2010). The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *Journal of Applied Ecology*, 47(1), 26–35.

Burak, S., Doğan, E., & Gazioğlu, C. (2004). Impact of urbanization and tourism on coastal environment. *Ocean & Coastal Management*, 47(9–10), 515–527.

Carpenter, K. E., Abrar, M., Aeby, G., Aronson, R. B., Banks, S., Bruckner, A., & Wood, E. (2008). One-third of reef-building corals face elevated extinction risk from climate change and local impacts. *Science*, 321(5888), 560–563.

Carranza, A., & Borthagaray, A. I. (2009). The brown mussel *Perna perna* in the native mussel beds of Cerro Verde (Uruguay). *Marine Biodiversity Records*, 2, e76.

Chapman, M. G., & Underwood, A. J. (1998). Inconsistency and variation in the development of rocky intertidal algal assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 224(2), 265–289.

Clarke, K. R., & Green, R. H. (1988). Statistical design and analysis for a “biological effects” study. *Marine Ecology Progress Series*, 46, 213–226

Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117-143.

Clarke, K.R. & Warwick, R.M. (2001). *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth: PRIMER-E, 172 p.

- Coleman, M. A., & Kelaher, B. P. (2009). Connectivity among fragmented populations of a habitat-forming alga, *Phyllospora comosa* (Phaeophyceae, Fucales) on an urbanised coast. *Marine Ecology Progress Series*, 381, 63–70.
- Crowe, T. P., Thompson, R. C., Bray, S., & Hawkins, S. J. (2000). Impacts of anthropogenic stress on rocky intertidal communities. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 7(4), 273–297.
- Conde, D. (2013). Costas. En: Nuestro tiempo. Montevideo (Uy): Comisión del Bicentenario IMPO. (Vol.9).
- Conde, D. (2020) “Avances y Desafíos de la Gestión Costera en Uruguay en la Última Década”. *Revista Costas*, (vol esp., 1:171-194).
- Connell, J. H. (1961). The influence of interspecific competition and other factors on the distribution of the barnacle. *Chthamalus stellatus*. *Ecology*, 710-723.
- Costa, L. L., & Zalmon, I. R. (2019). Multiple metrics of the ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) for impact assessments on sandy beaches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 218, 237–245.
- Cruz-Motta, J. J., Miloslavich, P., Palomo, G., Iken, K., & Konar, B. (2010). Patterns of spatial variation of assemblages associated with intertidal rocky shores: A global perspective. *PLOS ONE*, 5(12), e14354.
- Dafforn, K. A., Glasby, T. M., Airoidi, L., Rivero, N. K., Mayer-Pinto, M. & Johnston, E. L. (2015). Marine urbanization: an ecological framework for designing multifunctional artificial structures. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(2), 82-90.
- Dalton, M. C. (2023). *Caracterización del macrobentos de intermareales rocosos urbanos y no urbanos de Tierra del Fuego, Argentina* (Tesis doctoral, Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales).
- Dauer, D. M. (1993). Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. *Marine Pollution Bulletin*, 26(5), 249–257.
- De Álava, D. (2006). Interfase de conflictos: el sistema costero de Rocha (Uruguay). En: Menafrá, R., Rodríguez-Gallego, L., Scarabino, F., Conde, D. (Eds.), *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya*. (pp637–650). Montevideo: Vida Silvestre (Sociedad Uruguaya para la Conservación de la Naturaleza).

Defeo, O., Lercari, D., Celentano, E., De Álava, A., Delgado Gargiulo, E. A., Gómez, J. C., & Sauco, S. (2006). Ecología de playas arenosas de la costa uruguaya. En: Menafría R., Rodríguez-Gallego, L., Scarabino, F., Conde D., (Eds.), *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya*. (pp. 363–370). Montevideo: Vida Silvestre (Sociedad Uruguaya para la Conservación de la Naturaleza).

Defeo, O., Horta, S., Carranza, A., Lercari, D., de Álava, A., Gómez, J., & Celentano, E. (2009). Hacia un manejo ecosistémico de pesquerías. Áreas marinas protegidas en Uruguay.

Defeo, O., Licandro, J. A., Olalde, J., Bausero-Jorcin, S., Celentano, E., de Álava, A., & Rangel-Buitrago, N. (2024). Assessing the health and scenic quality of sandy beaches: A large-scale evaluation using expert judgement. *Ocean & Coastal Management*, 259, 107468.

Díaz, S., Tilman, D., Fargione, J., Chapin, F. S., III, Dirzo, R., Kitzberger, T., Gemmill, B. (2005). Biodiversity regulation of ecosystem services. En: R. Hassan, R. Scholes, & N. Ash (Eds.), *Ecosystems and human well-being: Current state and trends* (Vol. 1, pp. 297–329). Island Press.

Elías, R., Palacios, J. R., Rivero, M. S., & Vallarino, E. A. (2005). Short-term responses to sewage discharge and storms of subtidal sand-bottom macrozoobenthic assemblages off Mar del Plata City, Argentina (SW Atlantic). *Journal of Sea Research*, 53, 231–242.

Elías, R., Méndez, N., Muniz, P., Cabanillas, R., Rojas, C. G., Rozbaczylo, N., & Díaz, Ó. D. (2021). Los poliquetos como indicadores biológicos en Latinoamérica y el Caribe. *Marine & Fishery Sciences (MAFIS)*, 34(1), 37–107.

García-Alonso, J., Lercari, D., Araujo, B. F., Almeida, M. G., & Rezende, C. E. (2017). Total and extractable elemental composition of the intertidal estuarine biofilm of the Río de la Plata: Disentangling natural and anthropogenic influences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 187, 53–61

Garaffo, G. V., Jaubet, M. L., Llanos, E. N., Bottero, M. S., & Elias, R. (2018). Assessing functional diversity of macrobenthic assemblages in sewage-affected intertidal shores. *International Aquatic Research*, 10, 333-347.

Garaffo, G. V., Llanos, E. N., Bottero, M. S., Hines, E., Elias, R., & Jaubet, M. L. (2020). Functional diversity on rocky shores of the SW Atlantic: sewage effluents influence and mask the effects of the latitudinal gradient. *Marine Ecology Progress Series*, 648, 39-49.

Giménez, L., Borthagaray, A. I., Rodríguez, M., Brazeiro, A., & Carranza, A. (2010). Rocky intertidal macrobenthic communities across a large-scale estuarine gradient. *Scientia Marina*, 74(1), 87–100.

González, S. A., Yáñez-Navea, K., & Muñoz, M. (2014). Effect of coastal urbanization on sandy beach coleoptera *Phaleria maculata* (Kulzer, 1959) in northern Chile. *Marine Pollution Bulletin*, 83(1), 265-274.

Gómez, M., & Martino, D. (Coords.) (2008). Capítulo 3: Zona costera. En *GEO Uruguay. Informe del estado del ambiente* (pp. 118–176). PNUMA, CLAES, DINAMA.

Graf, W., Csányi, B., Leitner, P., Paunović, M., Huber, T., Szekeres, J. & Borza, P. (2015). Macroinvertebrates. *Joint Danube Survey 3: A Comprehensive Analysis of Danube Water Quality*, 81-99.

Guerrero, R. A., Acha, E. M., Framin, M. B. & Lasta, C. A. (1997). Physical oceanography of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Continental shelf research*, 17(7), 727-742.

Gül, M. R., & Griffen, B. D. (2019). Burrowing behavior and burrowing energetics of a bioindicator under human disturbance. *Ecology and Evolution*, 9(24), 14205-14216.

Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., d'Agrosa, C. & Watson, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319(5865), 948-952.

INUMET. (2023). *Informe sequía meteorológica 2020–2023 (actualización)*.

Jaubet, M. L., Garaffo, G. V., Sánchez, M. A., & Elías, R. (2013). *Reef-forming polychaetes outcompete ecosystem engineering mussels*. *Marine Pollution Bulletin*, 71(1–2), 216–221.

Llanos, E. N., Jaubet, M. L., & Elías, R. (2019). *The intertidal benthic community of the SW Atlantic as an environmental indicator of 50 years of human-mediated changes*. *Marine Biology Research*, 15(10), 1263–1276.

Le Quéré, C., Moriarty, R., Andrew, R. M., Canadell, J. G., Sitch, S., Korsbakken, J. I., & Zeng, N. (2015). Global carbon budget 2015. *Earth System Science Data*, 7(2), 349-396

Lercari, D., & Defeo, O. (2006). Large-scale diversity and abundance trends in sandy beach macrofauna along full gradients of salinity and morphodynamics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68(1–2), 27–35.

Maytía, S., & Scarabino, V. (1979). Las comunidades del litoral rocoso del Uruguay: zonación, distribución local y consideraciones biogeográficas. En *Memorias del Seminario sobre Ecología Bentónica y Sedimentación de la Plataforma Continental del Atlántico Sur* (pp. 149-160). UNESCO.

Mariano, D. L. S., & Barros, F. (2015). Intertidal benthic macrofaunal assemblages: changes in structure along entire tropical estuarine salinity gradients. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 95(1), 5-15.

Masi, B. P., Macedo, I. M., & Zalmon, I. R. (2009). Benthic community zonation in a breakwater on the north coast of the state of Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 52(3), 637–646.

Mely, S. S., Hossain, M. B., Rahman, M., Albeshr, M. F., & Arai, T. (2023). Changes of macrobenthic diversity and functional groups in saltmarsh habitat under different seasons and climatic variables from a subtropical coast. *Sustainability*, 15(9), 7075.

Méndez, S., & Anciaux, F. (1991). Efectos en las características del agua costera provocados por la descarga del Canal Andreoni en la playa de La Coronilla (Rocha, Uruguay). *Frente Marítimo*, 8, 101–107.

Méndez, N. (2003). Poliquetos y Contaminación. Departamento De Ecología, Cicese, 2003 Disponible en: <http://www.jornada.unam.mx/2003/10/27/ecopolique.html>

Méndez, M. M., Román, M., & Livore, J. P. (2025). Anthropogenic threats on intertidal rocky shores. En J. M. Molina & G. E. Blasina (Eds.), *Marine ecology: An ecosystemic view of anthropogenic impacts* (Vol. 2, pp. 144–164). CRC Press.

Mianzan, H., Lasta, C., Acha, E., Guerrero, R., Macchi, G. & Bremec, C. (2001). The Río de la Plata Estuary, Argentina, Uruguay. En U. Seeliger, LD. de Lacerda & B. Kierve (Eds.), *Ecological Studies: Coastal Marine Ecosystems of Latin America* (pp. 185-204). Springer

Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being: Current state and trends* (Vol. 1). Island Press.

Momota, K. & Hosokawa, S (2021). Potential impacts of marine urbanization on benthic macrofaunal diversity. *Science Reports* 11, 4028. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-83597-z>

Morales, H. A. (2007). El uso de macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad de agua. *Biocenosis*, 20(1-2).

Muniz, P., Danulat, E., Yannicelli, B., García-Alonso, J., Medina, G., & Bicego, M. C. (2004). Assessment of contamination by heavy metals and petroleum hydrocarbons in sediments of Montevideo Harbour (Uruguay). *Environment International*, 29(8), 1019–1028.

Muniz, P., Venturini, N., Hutton, M., Kandratavicius, N., Pita, A., Brugnoli, E., & 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(1), 38-50.

Muniz, P., Hutton, M., Kandratavicius, N., Lanfranconi, A., Brugnoli, E., Venturini, N., & Giménez, L. (2012). Performance of biotic indices in naturally stressed estuarine environments on the Southwestern Atlantic coast (Uruguay): a multiple scale approach. *Ecological Indicators*, 19, 89-97.

Muniz, P., Lana, P. C., Venturini, N., Elias, R., Vallarino, E., Bremec, C., Sandrini-Neto, L., & Martins, C. C. (2013). *Un manual de protocolos para evaluar la contaminación marina por efluentes domésticos* (p. 129). Universidad de la República (Udelar).

Muniz, P., & Venturini, N. (2015). Macrobenthic communities in a temperate urban estuary of high dominance and low diversity: Montevideo Bay (Uruguay). *CICIMAR Oceánides*, 30(1), 9–20.

Muniz, P., Venturini, N., Martins, C. C., Munshi, A. B., García-Rodríguez, F., Brugnoli, E., & García-Alonso, J. (2015). Integrated assessment of contaminants and monitoring of an urbanized temperate harbor (Montevideo, Uruguay): a 12-year comparison. *Brazilian Journal of Oceanography*, 63, 311-330.

Muniz, P., & Venturini, N. (2019). Environmental conditions in the estuarine coast of Montevideo (Uruguay): Historical aspects and present status: An update. In J. Nriagu (Ed.), *Encyclopedia of Environmental Health* (2nd ed., pp. 408–418). Elsevier.

Nagy, G. J., Gutiérrez, O., Brugnoli, E., & Verocai, J. E. (2019). Climate vulnerability, impacts and adaptation in Central and South America coastal areas. *Regional Environmental Change*, 19(6), 1545–1567.

Nagy, G., Martínez, C., Caffera, M. R., Pedrosa, G., Forbes, E. A., Perdomo, A. C. & López, J. (1997). The hydrological and climatic setting of the Río de la Plata. En Well & Daborn (Eds.), *The Río de la Plata, An environmental overview* (pp. 17-68).

- Neirotti, E. (1981). Estudio comparativo del supralitoral y mesolitoral rocoso en diferentes localidades del estuario del Río de la Plata. *Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del Uruguay*, 5(40), 347-370.
- Neumann, B., Vafeidis, A. T., Zimmermann, J., & Nicholls, R. J. (2015). Future coastal population growth and exposure to sea-level rise and coastal flooding: A global assessment. *PLOS ONE*, 10(3), e0118571.
- Nybakken, J. W. (1997). *Marine biology: An ecological approach*. Addison-Wesley Educational Publishers Inc.
- Olson, D. B., Podestá, G. P., Evans, R. H., & Brown, O. B. (1988). Temporal variations in the separation of Brazil and Malvinas Currents. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*, 35(12), 1971-1990.
- Österblom, H., Crona, B. I., Folke, C., Nyström, M. & Troell, M. (2017). Marine ecosystem science on an intertwined planet. *Ecosystems*, 20, 54-61.
- Pearson, T. H., & Rosenberg, R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 16, 229–311.
- Pedelacq, M. E., Garaffo, G., Llanos, E., Venturini, N. & Muniz, P. (2022). Pollution has negative effects on macrozoobenthic trait diversity in a large subtropical estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 184, 14101.
- Pedelacq, M. E., Venturini, N., Bícago, M. C., Taniguchi, S., & Muniz, P. (2024). Petroleum hydrocarbon ecological risk and changes induced on macrobenthic communities of a microtidal estuary in South America. *Marine Pollution Bulletin*, 207, 116916.
- Peres-Neto, P. R., Legendre, P., Dray, S. & Borcard, D. (2006). Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology*, 87(10), 2614-2625.
- Pielou, E.C. (1969). *An Introduction to Mathematical Ecology*. Wiley-Interscience, New York.
- Piola, A. R., Matano, R. P., Palma, E. D., Möller Jr, O. O., & Campos, E. J. (2005). The influence of the Plata River discharge on the western South Atlantic shelf. *Geophysical Research Letters*, 32(1).

- Prado, L., & Castilla, J. C. (2006). The bioengineer *Perumytilus purpuratus* (Mollusca: Bivalvia) in central Chile: Biodiversity, habitat structural complexity, and environmental heterogeneity. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 86(2), 417–421.
- Raffaelli, D. G., & Hawkins, S. J. (1996). *Intertidal ecology*. Springer Science & Business Media.
- Reichert, K., Buchholz, F., Bartsch, I., Kersten, T., & Giménez, L. (2008). Scale-dependent patterns of variability in species assemblages of the rocky intertidal at Helgoland (German Bight, North Sea). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88(7), 1319-1329.
- Reimann, L., Vafeidis, A. T., & Honsel, L. E. (2023). Population development as a driver of coastal risk: Current trends and future pathways. *Cambridge Prisms: Coastal Futures*, 1, e14.
- Remane, A., & Schlieper, C. (1971). *Biology of brackish water* (2nd ed.). Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. (*Binnengewässer*, Vol. 25).
- Rios, E. C. (1994). Seashells of Brazil. 2a. Ed. Rio Grande, RS: Editora da FURG, (pp 492).
- Ritter, C., & Montagna, P. A. (1999). Seasonal hypoxia and models of benthic response in a Texas bay. *Estuaries*, 22(1), 7–20.
- Rivero, M. S., Elías, R., & Vallarino, E. A. (2005). First survey of macrofauna in the Mar del Plata Harbor (Argentina), and the use of polychaetes as pollution indicators. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 40(1), 101–108.
- Rocha, C. (2008). Cirripedia Balanomorpha del estuario del Río Parípe (Isla de Itamaracá, Pernambuco, Brasil). *Biota Neotropica*, 8(3), 31–39.
- RStudio Team. 2023. *RStudio: Integrated Development Environment for R*. RStudio, PBC, Boston, MA. Disponible en: <https://posit.co/products/open-source/rstudio/>
- Seed, R. (1996). Patterns of biodiversity in the macro-invertebrate fauna associated with mussel patches on rocky shores. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 76(1), 203-210.
- Scarabino, F., Zelaya, D. G., Orensanz, J. L., Ortega, L., Defeo, O., Schwindt, E. & García-Rodríguez, F. (2015). Cold, warm, temperate and brackish: Bivalve biodiversity in a complex oceanographic scenario (Uruguay, southwestern Atlantic). *American Malacological Bulletin*, 33(2), 284-301.

- Scarabino, F. (2006). Faunística y taxonomía de invertebrados bentónicos marinos y estuarinos de la costa uruguaya.). En: Menafrá, R., Rodríguez-Gallego, L., Scarabino, F., Conde, D. (Eds.) *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya*. (pp 113-142) Montevideo: Vida Silvestre (Sociedad Uruguaya para la Conservación de la Naturaleza).
- Scarabino, F. (2003). Lista sistemática de los Bivalvia marinos y estuarinos vivientes de Uruguay. *Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del Uruguay*, 8(81), 227-258.
- Schlender, K., Corte, G., Durdall, A., Habtes, S., & Grimes, K. W. (2023). Urbanization driving *Ocypode quadrata* burrow density, depth, and width across Caribbean beaches. *Ecological Indicators*, 153, 110396.
- Scrosati, R., & Heaven, C. (2007). Spatial trends in community richness, diversity, and evenness across rocky intertidal environmental stress gradients in eastern Canada. *Marine Ecology Progress Series*, 342, 1–14.
- Shannon, CE. & Weaver W., (1963). The mathematical theory of communication. The University of Illinois Press, Urbana.
- Smith, V. H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: A global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10(2), 126-139.
- South, P. M., Delorme, N. J., Skelton, B. M., Floerl, O., & Jeffs, A. G. (2022). The loss of seed mussels in longline aquaculture. *Reviews in Aquaculture*, 14(1), 440-455.
- Stephenson, T. A., Stephenson, A., & Stephenson, A. (1972). *Life between tidemarks on rocky shores*. W. H. Freeman.
- Suchanek, T. H. (1992). Extreme biodiversity in the marine environment: Mussel bed communities of *Mytilus californianus*. *Northwest Environmental Journal*, 8, 150–152.
- Tanaka, M. O., & Magalhães, C. A. (2002). Edge effects and succession dynamics in *Brachidontes* mussel beds. *Marine Ecology Progress Series*, 237, 151-158.
- Tsuchiya, M., & Nishihira, M. (1985). Islands of *Mytilus edulis* as a habitat for small intertidal animals: Effect of island size on community structure. *Marine Ecology Progress Series*, 25, 71–81.
- UNEP (2011). Environmental assessment of Ogoniland. United Nations Environment Programme. UNEP, Switzerland.

United Nations. (2016). The First Global Integrated Marine Assessment (World Ocean Assessment I).

Venturini, N., Muniz, P., Bícago, M. C., Martins, C. C., & Tommasi, L. R. (2008). Petroleum contamination impact on macrobenthic communities under the influence of an oil refinery: integrating chemical and biological multivariate data. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78(3), 457-467.

Verga, R. N., Tolosano, J. A., Cazzaniga, N. J., & Gil, D. G. (2025). Spatial patterns of macrozoobenthos diversity on sewage-impacted intertidal rocky shores in Central Patagonia, Argentina. *Marine Pollution Bulletin*, 211, 117358.

Zar, J. H. (1999). *Biostatistical analysis* (4th ed.). Prentice Hall.

Anexo A

Tabla A1: Datos ambientales para los dos años de muestreo (nov/2022 y nov/2023)

		Conductividad					O2		
Sitio		Año	UI	T°	Salinidad	(mS)	pH	ppm	OD %
Buceo Punta	B	2022	0,50	18,5	27,46	42,78	6,76	7,05	87,2
Gorda	PG	2022	0,45	18,91	27,96	43,24	6,87	6,16	77,5
Atlántida	AT	2022	0,35	18,16	29,5	45,47	7,09	7,51	94,5
Playa Verde	PV	2022	0,38	24,9	25,5	40,51	8,33	10,9	134,8
Punta del Chileno	PC	2022	0,33	16,9	31,04	47,61	7,3	9,36	118,1
Punta del Este	PE	2022	0,42	15,44	31,1	47,68	7,27	10,3	123,5
El cabito	EC	2022	0,33	21,5	29,4	45,28	8,27		
Pta del Diablo	PD	2022	0,27	18,8	29,4	39,54	8,06		
El barco	EB	2022	0,10	21,8	28,9	44,43	8,14		
Buceo Punta	B	2023	0,50	22,9	3,72	66,02	7,89		119,9
Gorda	PG	2023	0,45	24,6	4,3	77,79	8,66		118,2
Atlántida	AT	2023	0,35	21,15	10,93		8,17		120,4
Playa Verde	PV	2023	0,38	22,12	10,57		8,43		
Punta del Chileno	PC	2023	0,33	20,7	17,1		7,3		
Punta del Este	PE	2023	0,42	19,65	21,85		7,15		
El cabito	EC	2023	0,33	21,98	13,87	11,46	8,17	8,07	100,34
Pta del Diablo	PD	2023	0,27	18,8	19,37	15,53	8,29	9,02	110,8
El barco	EB	2023	0,10	18,8	19,37	15,53	8,29	9,02	110,8

Tabla A2: Datos de IU (Urbanization index en inglés) para los sitios de muestreo (nov/2022 y nov/2023. Considerado en un gradiente de 0 a 1, siendo 0 el menos impactado y 1 el más impactado (UI). Donde: B, Buceo; PG, Punta Gorda; AT, Atlántida; PV, Playa Verde; PC, Punta del Chileno; PE, Punta del Este; EC, El Cabito; PD, Punta del Diablo; EB, El Barco

Sitio	Distancia a centro urbano	Edificaciones en la arena	Limpieza de playa	desechos sólidos en la arena	tráfico de vehículos en la arena	prom verano e invierno	Frecuencia de visitantes	prom verano e invierno	UI (X/(Xmax-Xmin))
B	5	3	0	4	0	2	4	3	0,50
PG	4	3	1	3	0	1	4	2,5	0,45
AT	3	2	1	2	0	1	4	2,5	0,35
PV	3	3	1	2	0	1	4	2,5	0,38
PC	4	3	1	1	0	0	2	1	0,33
PE	5	3	1	1	0	1	4	2,5	0,42
EC	3	2	1	1	0	1	5	3	0,33
PD	2	1	1	1	0	1	5	3	0,27
EB	0	0	0	1	0	0	4	2	0,10

Tabla A3: Abundancia total y % de especies/taxa del año 2022

Especies/Taxa	Abundancia total	%
<i>Mytilus spp.</i>	1137	1,83
<i>Brachidontes rodriguezii</i>	6595	10,62
<i>Brachidontes darwinianus</i>	4959	7,98
<i>Perna perna</i>	177	0,28
<i>Mytella strigata</i>	130	0,21
<i>Chthamalus bisinuatus</i>	7967	12,82
<i>Amphibalanus improvisus</i>	7134	11,48
Lottiidae indet.	1848	2,97
<i>Echinoilittorina lineolata</i>	134	0,22
<i>Bunodosoma cangicum</i>	1	0,002
Actiniaria indet.	4834	7,78
Amphipoda indet.	4162	6,7
Isopoda indet.	1309	2,11
<i>Capitella capitata</i>	251	0,4
<i>Alitta succinea</i>	2137	3,44
Spionidae indet.	434	0,7
Nemertea indet.	702	1,13
Syllidae indet.	3793	6,11
"semillas" mejillones	10783	17,36
Nematoda indet.	598	0,96
Decapoda indet.	708	1,14
Oligochaeta indet.	964	1,55
Venerida indet.	174	0,28
Tanaidacea indet.	911	1,47
Platyhelminthes indet.	96	0,15
Halosydnella sp.	65	0,1
Pycnogonida indet.	89	0,14
<i>Heleobia australis</i>	9	0,01

Tabla A4: Abundancia total y % de especies/taxa del año 2023

Especies/Taxa	Abundancia total	%
<i>Mytilus spp.</i>	894	1,98
<i>Brachidontes rodriguezii</i>	3419	7,59
<i>Brachidontes darwinianus</i>	5796	12,87
<i>Perna perna</i>	25	0,06
<i>Mytella strigata</i>	157	0,35
<i>Chthamalus bisinuatus</i>	3734	8,29
<i>Amphibalanus improvisus</i>	12015	26,68
Lottiidae indet.	761	1,69
<i>Echinoilittorina lineolata</i>	168	0,37
Actiniaria indet.	696	1,55
Amphipoda indet.	3178	7,06
Isópoda indet.	254	0,56
<i>Capitella capitata</i>	1578	3,5
<i>Alitta succinea</i>	1289	2,86
Spionidae indet.	414	0,92
Nemertea indet.	302	0,67
Syllidae indet.	552	1,23
"semillas" mejillones	7028	15,6
Nematoda indet.	158	0,35
Decapoda indet.	715	1,59
Oligochaeta indet.	1447	3,21
Venerida indet.	177	0,39
Tanaidacea indet.	216	0,48
Platyhelminthes indet.	59	0,13
Pycnogonida indet.	1	0,0022
<i>Heleobia australis</i>	7	0,016

Tabla A5: Media de índices bióticos (riqueza S, índice de diversidad de Shannon H, equitatividad J y abundancia) y desvío estándar de cada sitio de la costa uruguaya para el año 2022. Donde: B, Buceo; PG, Punta Gorda; AT, Atlántida; PV, Playa Verde; PC, Punta del Chileno; PE, Punta del Este; EC, El Cabito; PD, Punta del Diablo; EB, El Barco

Zona del										
Sitio	Estuario	Franja	S	ds	Abundancia	ds	H	ds	J	ds
B	Interna	Alta	1	0	97	58,45	0,00	0	0	0
		Media	9	1,73	642	358,54	1,62	0,13	0,74	0,01
		Baja	12	3,46	1508	903,37	1,66	0,30	0,67	0,07
PG	Interna	Alta	1	0	17	20,31	0,00	0	0	0
		Media	5	4,04	605	494,39	0,86	0,52	0,56	0,16
		Baja	9	1,53	1281	916,50	1,37	0,20	0,62	0,09
AT	Interna	Alta	1	0,58	459	303,33	0,20	0,35	0,87	0
		Media	11	1,53	1662	281,47	1,72	0,06	0,73	0,02
		Baja	11	2,89	1486	179,57	1,52	0,16	0,64	0,04
PV	Media	Alta	2	0,58	32	20,98	0,27	0,30	0,58	0,39
		Media	10	1,15	702	317,87	1,73	0,14	0,74	0,02
		Baja	11	2,52	487	304,28	1,71	0,36	0,72	0,09
PC	Media	Alta	2	0	760	584,92	0,18	0,09	0,26	0,12
		Media	6	1,15	347	272,19	0,78	0,55	0,47	0,36
		Baja	12	1	728	384,62	1,51	0,30	0,61	0,10
PE	Media	Alta	2	0,58	101	105,31	0,54	0,06	0,67	0,11
		Media	7	2,52	133	159,35	1,45	0,25	0,74	0,06
		Baja	9	0,58	188	112,27	1,64	0,31	0,73	0,13
EC	Externa	Alta	3	0	634	157,14	0,15	0,02	0,14	0,02
		Media	14	2,08	1213	871,73	1,68	0,11	0,63	0,02
		Baja	16	0,58	1904	1093,94	1,88	0,13	0,68	0,06
PD	Externa	Alta	3	0	77	100,23	0,64	0,27	0,58	0,25
		Media	13	0,58	563	96,35	1,84	0,10	0,73	0,05
		Baja	17	2,08	1344	191,63	1,65	0,04	0,59	0,04
EB	Externa	Alta	3	0	737	490,07	0,29	0,07	0,26	0,06
		Media	14	1,53	1417	252,63	1,54	0,41	0,58	0,13
		Baja	16	1,73	1586	879,17	1,68	0,18	0,61	0,06

Tabla A6: Media de índices bióticos (riqueza S, índice de diversidad de Shannon H, equitatividad J y abundancia) y desvío estándar de cada sitio de la costa uruguaya para el año 2023. Donde: B, Buceo; PG, Punta Gorda; AT, Atlántida; PV, Playa Verde; PC, Punta del Chileno; PE, Punta del Este; EC, El Cabito; PD, Punta del Diablo; EB, El Barco

Zona del			ds							
Sitio	Estuario	Franja	S	ds S	Abundancia	Abundancia	H	ds H	J	ds J
B	Interna	Alta	1	0	39,50	4,95	0	0	0	0
		Media	7	2	1060,0	106,07	1,19	0,06	0,62	0,02
		Baja	10,33	2,08	1102,67	399,29	1,02	0,091	0,44	0,004
PG	Interna	Alta	1	0	96,67	37,54	0	0	0	0
		Media	9	1,73	1460	286,97	1,1	0,33	0,51	0,15
		Baja	10,33	0,58	1115	297,14	1,14	0,24	0,49	0,11
AT	Interna	Alta	1	0	279,67	199,58	0	0	0	0
		Media	14,67	1,53	1882,67	866,64	1,7	0,18	0,63	0,05
		Baja	11,33	1,53	463,33	614,23	1,66	0,12	0,68	0,02
PV	Media	Alta	1	0	34	12,77	0	0	0	0
		Media	13,67	0,58	690	52,72	1,96	0,12	0,75	0,04
		Baja	11,33	1,15	463,33	309,81	1,66	0,25	0,68	0,09
PC	Media	Alta	1	0	411,5	273,65	0	0	0	0
		Media	14,67	2,31	501,33	281,60	2,03	0,21	0,76	0,05
		Baja	14,67	3,51	311	120,50	1,81	0,65	0,67	0,19
PE	Media	Alta	1	0	8	4,36	0	0	0	0
		Media	12,33	3,21	210	105,00	1,63	0,18	0,65	0,05
		Baja	13,67	2,52	191,67	88,75	1,94	0,03	0,75	0,06
EC	Externa	Alta	1	0	135	129,40	0	0	0	0
		Media	15,67	1,15	736	91,69	1,52	0,54	0,55	0,19
		Baja	13	2	319,67	80,06	1,95	0,20	0,76	0,30
PD	Externa	Alta	2	0	232,67	28,31	0,36	0,22	0,52	0,32
		Media	2	4,51	232,67	234,83	0,36	0,29	0,52	0,08
		Baja	11,67	3,46	613,33	158,18	1,44	0,16	0,60	0,01
EB	Externa	Alta	2	1	120,67	165,77	0,27	0,32	0,43	0,20
		Media	13	2,31	215,67	124,81	1,57	0,21	0,62	0,07
		Baja	2	1	120,67	719,02	0,27	0,07	0,43	0,05

Tabla A7: Resultados de SIMPER para nov/2022 con porcentaje de contribución a la diferencia entre los grupos de cada Especies/Taxa, porcentaje acumulado y diferencias medias(dm) entre las zonas del estuario

dm:89,37%				
Comparación	Especies/Taxa	Contribución (%)	Acumulado (%)	p valor
Interna vs. Media	<i>Amphibalanus improvisus</i>	15,08	16,9	0,001
	<i>Chthamalus bisinuatus</i>	14,38	33,0	0,77
	<i>Brachidontes darwinianus</i>	12,70	47,2	0,001
	“semillas”	9,70	58,0	0,91
	Actiniaria indet.	8,60	67,7	0,10
	<i>Brachidontes rodriguezii</i>	7,53	76,1	0,97
	Amphipoda indet.	5,19	81,9	0,30
	<i>Alitta succinea</i>	5,19	87,7	0,001
	Lottiidae indet.	3,32	91,4	0,34
dm:91,84%				
Comparación	Especies/Taxa	Contribución (%)	Acumulado (%)	P valor
Interna vs. Externa	<i>Chthamalus bisinuatus</i>	14,85	16,2	0,73
	“semillas”	13,41	30,1	0,07
	<i>Amphibalanus improvisus</i>	11,07	42,8	0,014
	<i>Brachidontes rodriguezii</i>	9,38	53,1	0,61
	<i>Brachidontes darwinianus</i>	8,27	62,1	0,18
	Syllidae indet.	6,82	69,5	0,002

Amphipoda indet.	4,74	74,7	0,54
Actiniaria indet.	3,92	78,9	0,99
<i>Alitta succinea</i>	3,58	82,9	0,03
Lottiidae indet.	2,77	85,9	0,83
Isopoda indet.	1,85	87,9	0,29
Tanaidacea indet.	1,81	89,9	0,003
dm:86,39%			

Comparación	Especies/Taxa	Contribución (%)	Acumulado (%)	P valor
Media vs. Externa	<i>Chthamalus bisinuatus</i>	20,19	23,4	0,044
	“semillas”	13,12	38,6	0,002
	<i>Brachidontes rodriguezii</i>	12,77	53,3	0,17
	Sylidae indet.	8,28	62,9	0,001
	Actiniaria indet.	7,75	71,9	0,31
	Amphipoda indet.	4,18	76,7	0,77
	Isopoda indet.	3,79	81,1	0,07
	Lottidae indet.	2,47	84,0	0,001
	Tanaidacea indet.	2,23	86,6	0,001
	<i>Brachidontes darwinianus</i>	2,20	89,1	1,00
	Nemertea indet.	1,54	90,1	0,001
	dm:disimilitud media			

Tabla A8: Resultados de SIMPER para nov/2023 con porcentaje de contribución a la diferencia entre los grupos de cada Especies/Taxa, porcentaje acumulado y diferencias medias(dm) entre las zonas del estuario

dm:85,34%				
Comparación	Especies/Taxa	Contribución (%)	Acumulado (%)	p valor
Interna vs. Media	<i>Amphibalanus improvisus</i>	25,9	27,9	0,001
	<i>Brachidontes darwinianus</i>	14,5	44,10	0,001
	<i>Chthamalus bisinuatus</i>	14,47	69,3	0,86
	“semillas”	9,44	76,8	0,97
	Amphipoda indet	6,64	80,7	1,00
	Oligochaeta indet.	3,30	83,8	0,001
	<i>Capitella capitata</i>	2,68	86,8	0,96
	<i>Alitta succinea</i>	2,41	89,6	0,001
	<i>Mytilus</i> spp.	1,94	91,9	0,19
dm:86,34%				
Comparación	Especies/Taxa	Contribución (%)	Acumulado (%)	P valor
Interna vs. Externa	<i>Amphibalanus improvisus</i>	23,15	24,50	0,002
	<i>Brachidontes darwinianus</i>	13,5	40,40	0,001
	<i>Chthalamus bisinuatus</i>	13,01	54,70	0,66
	“semillas”	10,8	64,9	0,46
	Amphipoda indet.	5,97	71,8	0,70
	<i>Brachidontes rodriguezii</i>	5,57	78,2	1,00

<i>Capitella capitata</i>	2,75	81,4	0,92
Oligochaeta indet.	2,60	84,4	0,001
<i>Allita succinea</i>	2,30	87,1	0,001
Syllidae indet.	1,80	89,2	0,28
Lottidae indet.	1,40	90,8	0,96
dm: 80,58%			

Comparación	Especies/Taxa	Contribución (%)	Acumulado (%)	P valor
Media vs. Externa	<i>Chthamalus bisinuatus</i>	15,66	19,10	0,20
	<i>Brachidontes rodriguezii</i>	12,45	34,20	0,001
	“semillas”	11,50	48,20	0,001
	Amphipoda indet.	10,17	51,0	0,22
	<i>Capitella capitata</i>	5,33	63,6	0,001
	<i>Amphibalanus improvisus</i>	3,12	70,2	0,002
	Lottiidae indet.	3,03	74,0	0,001
	Syllidae indet.	2,79	77,5	0,001
	Decápoda indet.	2,60	80,7	0,001
	Actiniaria indet.	2,59	83,9	0,001
	Mytilus spp.	1,93	86,3	0,17
	Spionidae indet.	1,84	88,6	0,001
	<i>Echinolittorina lineolata</i>	1,80	90,8	0,001
	dm:disimilitud media			

Tabla A9: Resultados de la prueba post-hoc de Tukey para la variable Abundancia total en 2023, comparando las zonas del estuario. Se indican las diferencias de medias (diff) entre zonas, con sus intervalos de confianza al 95% (IC) y los valores de significancia ajustados (*p*) (en negrita).

Comparación	Diferencia media (diff)	IC 95% inferior	IC 95% superior	p valor ajustado
Interna -Externa	495,19	163,67	826,70	0,0018
Media-Externa	-167,63	-499,15	163,89	0,45
Media-Interna	-662,81	-994,33	-331,30	<0,001