

Montevideo, 2024



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY



PEDECIBA - Programa de Desarrollo de las Ciencias Básicas

ÁREA: Ciencias Biológicas

SUB-ÁREA: Ecología

Bernardo Leite Ferreira

**MEIOFAUNA COMO BIOINDICADORES: EFECTOS DE LA URBANIZACIÓN EN
PLAYAS ESTUARINAS DE MONTEVIDEO, URUGUAY**

Finalización de la tesis de Maestría presentada al curso de posgrado en Ciencias Biológicas - Ecología de la Universidad de la República, Facultad de Ciencias, como requisito parcial para obtener el título de Maestro en Ecología.

Lic. Esp. Bernardo Leite Ferreira

Director: Dr. Diego Lercari

Co-Directora: Dra. Noelia Kandratavicius

SUMÁRIO

1. INTRODUCCIÓN	6
1.1. Las playas de arena	6
1.2. Meiofauna y su rol ecológico en las playas arenosas	6
1.3. Efectos de la urbanización en los ecosistemas de playas	8
1.4. Meiofauna como comunidad bioindicadora	10
1.5. Playas de Montevideo, Uruguay	11
2. OBJETIVOS	12
3. HIPÓTESIS	12
4. MATERIALES Y MÉTODOS	13
4.1. Área de estudio	13
4.2. Caracterización de las playas	14
4.3. Índice de Urbanización	15
4.4. Colecta de información y muestreo	19
4.5. Procesamiento de muestras en laboratorio	20
4.6. Análisis estadístico	22
5. RESULTADOS	25
5.1. Datos abióticos	25
5.2. Composición y estructura de la comunidad de meiofauna	29
5.3. Taxones tipificantes y discriminantes	40
5.4. Análisis multivariados: variables ambientales y comunitarias	41
6. DISCUSIÓN	43
6.1. Datos abióticos	43
6.2. Estructura comunitaria y composición de la meiofauna	45
6.3. Relación de la estructura comunitaria de la meiofauna con la urbanización	46
6.4. Relación de los grupos meiofaunales con las variables abióticas y la urbanización	49
7. CONCLUSIONES	52
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	54
9. DOCUMENTOS COMPLEMENTARIOS	65

RESUMEN

Esta tesis abordó la investigación sobre la meiofauna, especialmente en el contexto de las playas arenosas, donde esta comunidad se posiciona como una de las menos estudiadas en los ecosistemas marinos. Un aspecto destacado es la global amenaza que representa la urbanización para las costas y playas, y se subraya que Uruguay no es una excepción a este fenómeno. La meiofauna, estructurada por el ambiente intersticial, se plantea como potencialmente vulnerable a las alteraciones derivadas de la urbanización, generando posibles repercusiones en el funcionamiento y los servicios ecosistémicos asociados. El objetivo principal fue analizar detalladamente los cambios en la estructura de la comunidad de la meiofauna en la zona intermareal de playas ubicadas en el estuario del Río de la Plata, Uruguay. Este análisis se enfocó especialmente en aquellas playas que han experimentado diferentes grados de urbanización. Además, se persiguió la identificación de variables antrópicas determinantes que inciden en estos cambios comunitarios. Los objetivos específicos abarcaron la caracterización de la estructura de la comunidad en playas con variados niveles de urbanización, la relación de esta estructura con diversas variables ambientales, la correlación con índices de urbanización y, finalmente, la evaluación de las variaciones estacionales en la meiofauna. La metodología adoptada para alcanzar estos objetivos implicó el muestreo sistemático de seis playas en diferentes estaciones del año, en playas de las áreas este y oeste de Montevideo. Este muestreo se llevó a cabo tanto en las zonas intermareales superiores como en las inferiores, y se distribuyó equitativamente entre playas urbanas y no urbanas. Para cuantificar y analizar la influencia de la urbanización, se calculó un índice específico. Además, se recopilaron datos exhaustivos sobre variables ambientales y se realizó un análisis detallado de la densidad de los diferentes taxones de meiofauna. La aplicación de técnicas de análisis estadístico univariado (e.g ANOVA, Kruskal Wallis, etc.) y multivariado (GLM, nMDS, PERMANOVA) se llevó a cabo para determinar las diferencias significativas entre condiciones y establecer relaciones entre la estructura comunitaria y los cambios ambientales observados. Los resultados obtenidos revelaron diferencias notables en los niveles de urbanización y en las variables ambientales entre las playas ubicadas en las áreas este y oeste de Montevideo. Las disparidades identificadas en la comunidad de meiofauna entre playas urbanas y no urbanas son sustanciales, abarcando desde diferencias en la prevalencia de taxones dominantes y raros hasta variaciones en la riqueza, diversidad y equidad de la comunidad. Además, se confirmó que la estructura comunitaria

multivariada difiere significativamente entre estas condiciones contrastantes. En términos de las relaciones causales, se estableció que los cambios en la comunidad de meiofauna se asocian principalmente con la pendiente de la playa, la cantidad de materia orgánica presente y el índice de urbanización. Estos resultados indican que la urbanización no solo afecta directamente la estructura de la comunidad, sino que también tiene efectos indirectos a través de la modificación de las variables ambientales asociadas. Además, se observa que los taxones individuales de la meiofauna muestran respuestas específicas y diferenciadas a diversas variables ambientales, resaltando la sensibilidad única de cada taxón a los cambios provocados por la urbanización. En resumen, los hallazgos de esta investigación indican claramente que la urbanización ejerce una influencia compleja y significativa en la meiofauna en las playas del Río de la Plata. La complejidad radica en la combinación de diversos cambios ambientales y en la singular sensibilidad de cada taxón a estos cambios. Además, se evidencia la utilidad de la comunidad de meiofauna como un indicador apropiado para evaluar los impactos de la urbanización en estos ecosistemas costeros. Este estudio contribuye al entendimiento de las interacciones entre la urbanización y la meiofauna, al mismo tiempo que propone líneas de investigación adicionales para profundizar en esta temática y abordar cuestiones aún pendientes.

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi sincero agradecimiento a la Comisión Sectorial de Investigación Científica (CSIC) de la Universidad de la República, Uruguay, por su apoyo financiero que hizo posible la realización de esta investigación.

Mi profundo agradecimiento se dirige a los miembros del laboratorio UNDECIMAR, en especial a Omar Defeo, Diego Lercari y Eleonora Celenterano. Su orientación, colaboración y dedicación fueron fundamentales para el desarrollo de este trabajo. Sus conocimientos y experiencia han dejado una marca indeleble en mi formación académica.

Agradecimientos también para Noelia Kandratavicius (OEM) y al laboratorio de Oceanografía y Ecología Marina por la ayuda en campo, co-orientación y ayuda con equipos y infraestructura para análisis laboratoriales. Así como, un agradecimiento muy cariñoso para Gustavo Damiano por la ayuda en los muestreos de campo y a los miembros del tribunal por sus aporte a la mejora del documento.

Además, quiero agradecer a los demás investigadores de meiofauna y playas arenosas por motivos de inspiración.

Este logro no hubiera sido posible sin el respaldo y la contribución de todas estas personas e instituciones. Estoy agradecido por la oportunidad de haber trabajado con profesionales tan destacados y por el valioso apoyo brindado a lo largo de este viaje académico.

¡Muchas gracias a todos por su inestimable colaboración y apoyo!

“São poucos que entram em campo pra vencer

A alma guarda o que a mente tenta esquecer” - Edí Rock (Racionais Mc's)

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Las playas de arena

Las playas arenosas constituyen la interfase tierra-mar en donde la interacción de diversos factores físicos (olas, sedimentos, vientos, humedad, mareas) y químicos (materia orgánica, pH) forman un ambiente sumamente dinámico. La combinación de estos factores determina la diversidad taxonómica y la estructura de las comunidades biológicas presentes en ellas (Gheskiere et al., 2005; McLachlan y Brown, 2006; Vieira y Fonseca, 2013). Las playas son ambientes sumamente relevantes, que brindan servicios ecosistémicos importantes desde el punto de vista social, económico y ecológico; estos servicios van desde la protección contra desastres naturales hasta los recursos alimentarios. (McLachlan y Defeo, 2017). Constituyen ambientes ecológicos importantes, donde habitan distintos grupos de organismos, desde aves, peces y mamíferos, pero también ricas comunidades de invertebrados bentónicos (macro y meiofauna), zooplancton y fitoplancton (McLachlan y Defeo, 2017). Además, se consideran ambientes extremadamente estresantes para la fauna en relación a sus factores físicos y químicos. Las tensiones hidrodinámicas (mareas, olas, tamaño de grano del sedimento) son factores que determinan el patrón espacial y temporal de la comunidad bentónica en relación con la estructura y densidad de la comunidad (Covazzi et al., 2001). Por lo tanto, las playas arenosas son importantes ambientes para comprender patrones y procesos que estructuran las asociaciones bentónicas (McLachlan, 1983; Brazeiro, 2001, McLachlan y Defeo, 2017).

Existen varias clasificaciones de los tipos de playas, sin embargo, la terminología más utilizada clasifica las playas en un gradiente entre reflectivas y disipativas; las playas reflectivas se caracterizan por un gran declive, mayor tamaño promedio de grano y la incidencia de oleaje ascendente y descendente en el frente de la playa; las disipativas se caracterizan por ser más planas y de tamaño de partícula más chico (McLachlan y Brown, 2006; McLachlan y Defeo, 2017).

1.2. Meiofauna y su rol ecológico en las playas arenosas

En particular, la meiofauna bentónica se compone por diversos invertebrados y se define como organismos de menor tamaño que la macrofauna, es decir, entre 500

micrómetros (μm) como límite superior y $31\ \mu\text{m}$ como límite inferior (Giere, 2009). Se la conoce como fauna intersticial, ya que habitualmente vive entre los granos de sedimento, presentando así una forma corporal alargada y aplanada que facilita la locomoción en dichos ambientes (Mare, 1947; Giere, 2009; McLachlan y Defeo, 2017). La meiofauna constituye el grupo con mayor diversidad de filos en los ecosistemas marinos y tiene su ciclo de vida exclusivamente bentónico, sin estado larvario planctónico (Giere, 2009). Los especímenes de los taxones Nematoda y Tardigrada tienden a ser los grupos más dominantes de la meiofauna en ambientes de playas arenosas, principalmente porque son bastante tolerantes a los cambios de las condiciones ambientales en estos ecosistemas tan dinámicos (Giere, 2009).

La relación entre el tamaño de los granos del sedimento y la abundancia y diversidad de la meiofauna (ver más abajo) en playas arenosas es compleja y no está estrictamente determinada por el tamaño de los granos. Otros factores como los espacios intersticiales, la menor intensidad de las olas y la disponibilidad de nutrientes pueden favorecer la asociación meiofaunística en las playas disipativas (McLachlan y Defeo, 2017). Mientras que factores como el flujo vertical del agua, el equilibrio de la concentración de oxígeno, la baja concentración de materia orgánica y la facilidad del flujo en el ciclo de nutrientes favorecen a la meiofauna de las playas reflectivas (Giere, 2009). La alteración del hábitat también puede desempeñar un cambio importante en la diversidad de la meiofauna en playas con granos de sedimento más chicos, ya que estas playas pueden retener más partículas debido a su naturaleza compacta, afectando negativamente en la diversidad. Por lo tanto, es necesario considerar otros factores, como la calidad del agua y el nivel de contaminación, al analizar esta relación (McLachlan y Brown, 2006; Giere, 2009; Giere y Schratzberger, 2023).

La meiofauna se considera importante por sus características sensibles a la modificación del medio, ya que está formada por organismos de ciclo de vida corto y alta tasa de reposición (recambio); los gradientes físicos y químicos cambiantes, causados por factores naturales como la estación del año o factores antropogénicos como la contaminación y la degradación ambiental, pueden afectar la variabilidad espacial de estas comunidades, lo que puede tener efectos en la distribución, densidad y riqueza de especies (Li et al., 1997; Albuquerque et al., 2007; Alves et al., 2013; Kandratavicius et al., 2015; Zeppilli et al., 2015).

Cuando se examinan los cambios en la estructura comunitaria de la meiofauna

bentónica en relación con la estacionalidad, se observa que la densidad y riqueza de especies de meiofauna tienden a ser más elevadas durante los meses invernales. Esto se debe a que las temperaturas más bajas en esta época del año eliminan la necesidad de la meiofauna de enfrentarse a desafíos como la desecación y las variaciones en salinidad y temperatura, que son más pronunciadas durante el verano (Guarini et al., 1997; Nozais et al., 2005; Albuquerque et al., 2007). Sin embargo, existen investigaciones adicionales que sugieren un patrón opuesto, identificando mayores abundancias de meiofauna en verano. Este fenómeno se vincula con los ciclos de vida específicos de ciertos grupos, caracterizados por picos reproductivos durante los meses estivales, así como con una mayor disponibilidad de alimento debido al aumento de materia orgánica en el entorno (Haibing et al., 2008; Kandravicius et al., 2015). Estas perspectivas divergentes resaltan la complejidad de los factores que influyen en la dinámica de la meiofauna bentónica en diferentes estaciones del año.

La comunidad meiofaunística también desempeña un gran papel ecológico en los sistemas bentónicos, siendo responsable de una gran parte del flujo de energía, sirviendo como recurso para organismos de la macro y megafauna bentónica, peces pequeños e incluso zooplancton (Schratzberger y Ingels, 2018). También su rol es fundamental en la remineralización de la materia orgánica (Schratzberger y Ingels, 2018), en este sentido en las redes tróficas la meiofauna puede actuar como herbívoros, detritívoros, bacterívoros y depredadores (Schmidt-Rhaesa, 2019).

Los trabajos relacionados con la ecología y zoología de la meiofauna comenzaron a cobrar interés en la década de 1980. Su pequeño tamaño, junto con las dificultades para aislar la meiofauna de los sedimentos y en la identificación de especies pertenecientes a diferentes taxones, han sido los principales obstáculos para el estudio de la meiofauna. A pesar de su inminente importancia biológica los trabajos acerca del rol ecológico de la meiofauna en playas arenosas son aún escasos (Austen et al., 1994; Harguinteguy et al., 2012; Fonseca et al., 2014; Baldeija y Lercari, 2023).

1.3. Efectos de la urbanización en los ecosistemas de playas

Una perturbación se reconoce como un suceso que aplica fuerzas o influencias potencialmente perjudiciales al espacio habitable ocupado por especies, poblaciones, comunidades o ecosistemas, que puede dañar, desplazar o poner en peligro a los organismos, modificar los recursos consumibles y alterar la estructura del hábitat; el

concepto de perturbación ha evolucionado para abarcar presiones a largo plazo como el cambio climático (Shukla et al., 2019; Giere y Schratzberger, 2023).

Los eventos de perturbación varían en aspectos como el momento y la distribución, influenciados por factores ambientales, así como, las respuestas a la perturbación a menudo se consideran dentro del marco de la resiliencia ecológica que comprende la resistencia y la recuperación (Giere y Schratzberger, 2023). Los individuos pueden modificar su fisiología o comportamiento en respuesta a la perturbación, lo que afecta a la supervivencia, el reclutamiento y la estructura poblacional; las sensibilidades específicas de las especies se propagan a través de la dinámica de poblaciones para influir en las respuestas a nivel de comunidad, mediados por ejemplo por interacciones interespecíficas (Supp y Ernest, 2014).

Las respuestas a nivel de especie son más evidentes cuando se vinculan a factores ambientales específicos, pero las respuestas a nivel de comunidad son complejas debido a la integración de múltiples poblaciones interactuantes. Establecer relaciones causales entre la perturbación y la composición de comunidades enteras se vuelve cada vez más complejo a medida que aumenta el número de especies (Giere y Schratzberger, 2023).

Las playas arenosas se consideran uno de los ecosistemas más extendidos en las regiones costeras, tanto en los trópicos como en los climas templados; son uno de los ecosistemas marinos más accesibles para las poblaciones humanas, siendo muy populares por su uso recreativo para baños de mar o actividades físicas y deportivas. Las playas son la base de la economía de grandes ciudades costeras del mundo, debido a la constante actividad económica del turismo (Klein et al., 2004; McLachlan 2006; Schlacher et al., 2007; Amaral et al., 2016). Así, las playas arenosas sufren un impacto humano intenso ya que están destinadas a estas actividades económicas y recreativas mencionadas (Schlacher et al. 2007; Schierding, 2011). Además, los efectos de la contaminación y degradación de los ecosistemas acuáticos son bastante dañinos para la biodiversidad actual, ya que la degradación de la cualidad de la agua resulta en un ambiente inhóspito para gran parte de la comunidad biológica presente (de Brauwere et al., 2014; Amaral et al., 2016; McLachlan y Defeo, 2017). La pérdida de biodiversidad en estos ecosistemas es bastante problemática, ya que también existe una pérdida de diversidad funcional, lo que conlleva la pérdida de procesos, que son importantes para los servicios ecosistémicos (Schlacher et al., 2007; Schratzberger y Ingels, 2018). El

trabajo de Schlacher et al. (2007) y Amaral et al., (2016) cita algunos servicios ecosistémicos importantes que brindan los ecosistemas de playas, algunos de los cuales son servicios regulatorios, que sirven como remediadores de las condiciones ambientales naturales, tales como: la formación de dunas, que sirven como zona de amortiguamiento contra tsunamis o grandes oleajes del mar, y corales y manglares que protegen la costa de los impactos de las olas. Cuando relacionamos las playas con los servicios de provisión, estos ecosistemas albergan una diversidad de organismos utilizados en la dieta humana, como principal, peces, crustáceos, moluscos y algas (Schlacher et al., 2007; Amaral et al., 2016; Schratzberger y Ingels, 2018).

1.4. Meiofauna como comunidad bioindicadora

Los cambios en la estructura de la comunidad meiofaunística pueden estar relacionados con factores antrópicos resultantes de la urbanización, como el enriquecimiento de materia orgánica en sedimento y agua, cambios en la salinidad, pisoteo o el aumento de coliformes fecales (Hockin, 1983; Giere, 2009). Por ejemplo, el enriquecimiento de materia orgánica puede provocar una disminución en la diversidad y abundancia de especies, un efecto llamado “paradoja del enriquecimiento” (Hockin, 1983). Además, la disminución de la riqueza de especies y el aumento de especies dominantes son otros posibles efectos provocados por la contaminación orgánica y la urbanización de las playas arenosas (Hockin, 1983; Creutzberg, 1984; Giere, 2009). El enriquecimiento orgánico en las playas se puede analizar basándose en datos sobre materia orgánica disuelta o floraciones (relacionadas con el crecimiento de algas) (Giere, 2009; Ingels et al., 2011; Kreuzinger-Janik et al., 2022). La fluorescencia puede influir en la estructura de la comunidad de la meiofauna, particularmente al afectar la disponibilidad de recursos y las condiciones ambientales (Giere, 2009).

Entre los organismos que componen la meiofauna, Annelida, Platyhelminthes y Nematoda tienen fuertes respuestas a los cambios en la calidad ambiental, por otro lado la alta dominancia y mayor abundancia de Oligochaeta y Platyhelminthes es común en playas con gran acumulación de materia orgánica, ya que estos taxones son más resistentes a esta variación ambiental (Martins et al., 2008; César, 2014; Gorni et al., 2018, Yusal et al., 2019). En particular el grupo Nematoda es ampliamente utilizado como bioindicador de estrés hidrodinámico y contaminación ambiental; se relaciona a

cambios en la estructura de la comunidad, como, por ejemplo, el aumento de densidad y variación en la abundancia de ciertos géneros con el aumento de materia orgánica, variaciones en la cantidad de oxígeno disuelto, la granulometría, entre otros factores (Moreno et al., 2011; Fonseca et al., 2014, Kandravicius et al., 2018). Así, la meiofauna bentónica tiene una fuerte conexión con los cambios en los factores físico-químicos del entorno de las playas arenosas y, con ello, se convierten en buenas herramientas para la evaluación de estos impactos antrópicos (Balsamo et al., 2012).

1.5. Playas de Montevideo, Uruguay

La costa de Montevideo, Uruguay, tiene graves problemas de contaminación orgánica e inorgánica, así como una alta modificación costera debido a la expansión urbana; la contaminación orgánica proviene de aguas residuales no tratadas y desechos, lo que crea zonas muertas y afecta la vida marina, por supuesto, la contaminación inorgánica incluye productos químicos industriales, plásticos y metales pesados, lo que afecta los ecosistemas y la salud (Muniz et al., 2015; Segura et al., 2021). La expansión urbana ha alterado el paisaje costero, impactando los hábitats naturales (Defeo et al., 2008). Desde inicios de la década de 2000, el Departamento de Montevideo viene realizando actividades de monitoreo de la calidad del agua en su costa, para mitigar los impactos y efectos de la contaminación antropogénica, principalmente en el control de la proliferación de coliformes y cianobacterias (Montevideo, 2018).

La creciente densidad de población en las zonas costeras genera presiones e impactos en las playas arenosas, cuyos efectos ecológicos han sido insuficientemente examinados. En particular, la meiofauna, pese a su gran relevancia ecológica, ha sido escasamente estudiada en Uruguay; la relación entre los cambios ambientales producidos en las playas por actividades humanas y la estructura de las comunidades de meiofauna fueron analizadas en algunas playas uruguayas (Kandravicius et al., 2015; 2018; Félix et al., 2016; Kandravicius, 2020; Gorostidi-Piperno, 2022; Baldeija y Lercari, 2023; Kandravicius et al., 2024).

Estudios previos realizados en la costa de Montevideo mostraron que, al comparar una playa más urbanizada con otra menos intervenida, la primera presentaba señales de menor calidad ambiental, evidenciadas por mayores densidades de oligoquetos y diferencias significativas en la estructura de la meiofauna (Felix et al., 2016). Además, se observó una relación entre el aumento de variables asociadas a los

impactos urbanos, como el incremento de la materia orgánica y la disminución del oxígeno disuelto, lo que afectó negativamente la estructura de la comunidad de meiofauna en playas costeras (Gorostidi-Piperno, 2022).

2. OBJETIVOS

El objetivo principal de esta tesis fue analizar los cambios en la estructura de la comunidad de meiofauna (meiobentos) de la zona intermareal, en playas del Departamento de Montevideo, Uruguay afectadas por distinto grado de urbanización.

Los objetivos específicos fueron: (1) caracterizar la estructura de la comunidad de meiofauna bentónica en playas con diferentes grados de urbanización; (2) relacionar la estructura de comunidad de la meiofauna con las diferentes variables ambientales de las playas estudiadas; (3) relacionar la estructura de comunidad de la meiofauna con los índices de urbanización; (4) relacionar la estructura comunitaria de la meiofauna bentónica y los niveles de urbanización de las playas en diferentes estaciones del año (invierno y verano)

3. HIPÓTESIS

Como hipótesis principal, se propone que las variables ambientales relacionadas con los impactos de la urbanización en las playas ejercerán efectos diferenciados sobre la meiofauna, dependiendo del grado de urbanización. Se espera que el grado de urbanización se vincule a un cambio en el gradiente de dichas variables, lo que afectará la estructura de la comunidad de meiofauna, dada su alta sensibilidad a las condiciones ambientales.

Como predicciones específicas se plantea que: (1) Las playas más urbanizadas serán caracterizadas por mayores valores de materia orgánica y fluorescencia, correspondiente a un mayor impacto antrópico; (2) Las playas presentarán mayor abundancia, riqueza, densidad y equidad cuanto menor la urbanización; (3) los taxones Nematoda, Platyhelminthes y Oligochaeta serán los más dominantes en entornos con mayores niveles de urbanización; (4) los grupos más sensibles (Copepoda, Ostracoda) a la urbanización serán más abundantes en playas menos urbanizadas; (5) En verano, las tasas de urbanización serán mayores y la densidad y abundancia de meiofauna será

menor, debido a la diferencia de intensidad de las actividades turísticas en las playas.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. Área de estudio

La costa del Departamento de Montevideo concentra cerca de 2/3 de la población del país, está ubicada en la costa norte del estuario del Río de la Plata. La urbanización de Montevideo se concentra mayormente en la zona este del departamento, siendo la zona oeste menos urbanizada. Las playas de Montevideo son consideradas playas estuarinas micromareales que están ubicadas en la región media del Río de la Plata, desembocando en el Océano Atlántico, expuestas a eventos meteorológicos o climáticos eventuales, como tormentas, frente fríos o masas polares (Lercari y Defeo, 2015; Gutierrez, et al., 2015; 2016; Verocai et al., 2015). El área de estudio de la presente Tesis comprende seis playas de la costa de Montevideo. Tres playas más cercanas al centro urbano de Montevideo (Ramírez, Pocitos y Honda) y tres más alejadas del centro (Liebres, Pajas Blancas y Zabala). Se realizaron campañas previas al muestreo para analizar el tamaño de grano, temperatura y salinidad de otras playas de Montevideo (Coronilla, Buceo, Carrasco) y las seis (6) playas elegidas para el actual estudio fueron las más similares en cuanto a su morfodinámica (tamaño de grano, salinidad), que son importantes en los cambios en la estructura comunitaria de meiofauna. (Figura 1). Las playas Ramírez (S 34 54 55.267; O 56 10 13.998), Pocitos (S 34 54 36.220; O 56 8 35.930) y Honda (S 34 53 58.344; O 56 7 56.806) están ubicadas en el este del Departamento de Montevideo en una zona más urbanizada. Las playas Zabala (S 34 53 34.847; O 56 18 6.232), Pajas Blancas (S 34 51 28.944; O 56 22 33.337) y Liebres (Punta Espinillo, S 32 47 45.042; O 56 1 11.672) están ubicadas al suroeste de Montevideo y están más alejadas del centro, las cuales son poco utilizadas por los bañistas o para uso recreativo.

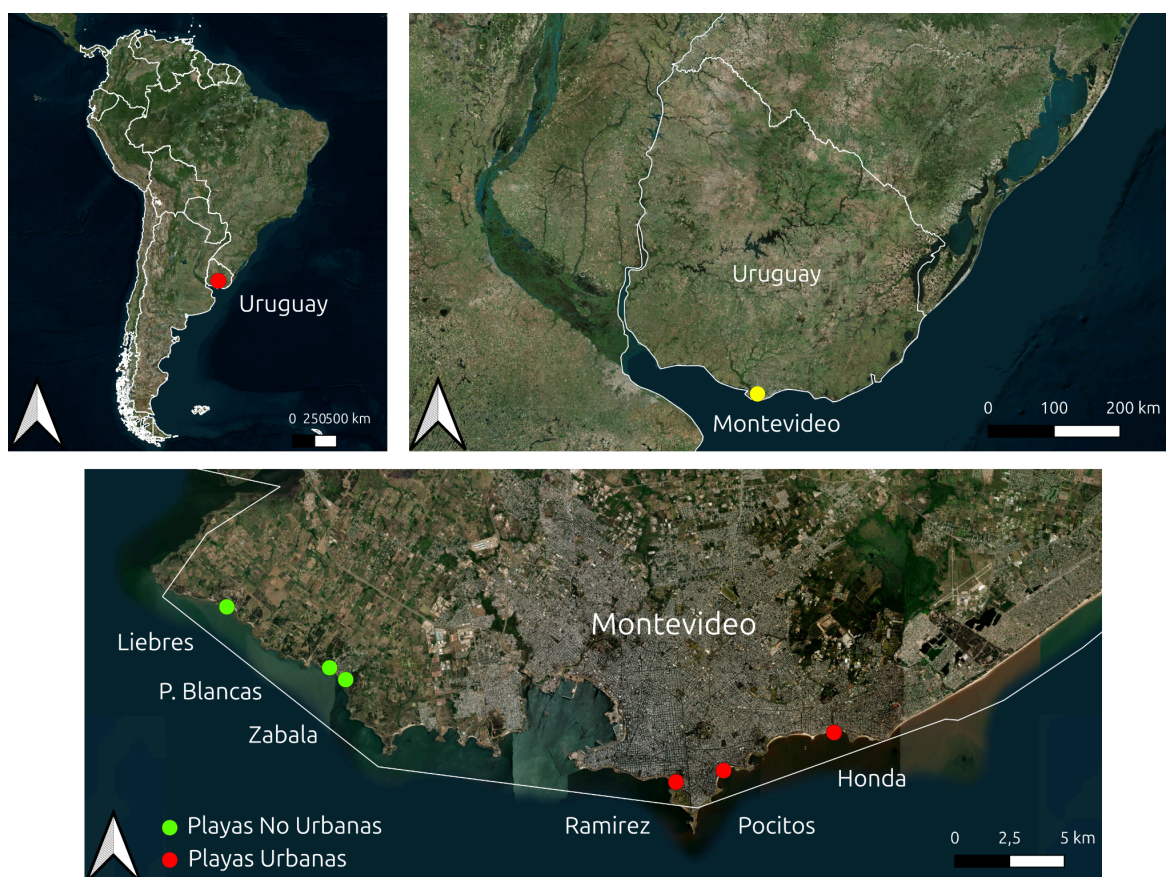


Figura 1. Mapa del área de estudio en Montevideo, Uruguay. Se muestran en particular la ubicación de las playas analizadas

4.2. Caracterización de las playas

Las tres playas ubicadas en la zona este de la ciudad de Montevideo, presentan un contexto urbano que incluye calles, avenidas, edificios residenciales (de hasta 10 o 15 pisos) y comercios. La playa de Ramírez se limita con un muro de piedra y cemento, un paseo costero y una avenida (Rambla) en su parte superior; en sus proximidades se encuentra el Parque Rodó, un parque urbano con abundante vegetación. Posee una configuración morfodinámica mixta intermedia a disipativa con pendiente suave y aproximadamente 500 metros de extensión de punta a punta (Gutierrez et al., 2015; Mariño-Tapia et al., 2017). Ramírez está rodeada de áreas residenciales, cuenta con buena infraestructura turística y es popular por actividades recreativas como caminatas y deportes de playa (Gutierrez et al., 2015). Similarmente, Pocitos limita con un muro, un paseo

costero y una avenida (Rambla) en su parte superior y tampoco tiene dunas naturales. También cuenta con una configuración morfodinámica mixta y una pendiente suave en su extremo oeste, y mayor pendiente y tamaño de grano en su límite este. Es vulnerable a la erosión, especialmente durante tormentas (Mariño-Tapia et al., 2017). Es intermedia a disipativa, con arena fina y 1427 metros de extensión. Se encuentra ubicada en una zona residencial de Montevideo, donde predominan edificios de apartamentos de varios pisos. Cuenta con muy buena infraestructura turística y gran popularidad por deportes acuáticos y de arena (Gutiérrez et al., 2015; La Diaria, 2020; El Observador, 2021). La Playa Honda, en un área urbana menos densa que Ramírez y Pocitos, clasificada como intermedia, destaca por su pendiente más pronunciada, arena algo más gruesa y mayor exposición. Posee buena infraestructura turística y actividades recreativas como natación y pesca (Gutiérrez et al., 2016; Gómez et al., 2020).

Las tres playas no urbanas se encuentran en la zona oeste de la ciudad de Montevideo, una región con desarrollo agrícola y muy pocos centros poblados, con algunos barrios menores (por ejemplo, Pajas Blancas, La Colorada, etc.). La Playa de Liebres, ubicada cerca del Parque Municipal Punta Espinillo, en la región más oeste del Departamento, se destaca por la ausencia de estructuras urbanas y viales en un radio de 5000 metros, con solo la presencia de un parque a 500 metros de la playa. Esta playa, la más distante del centro de Montevideo entre las estudiadas, presenta una pendiente suave y arena de grano medio a fino, siendo menos frecuentada debido a un acceso más difícil. Por otro lado, las Playas Zabala y Pajas Blancas, también situadas en la zona oeste de Montevideo, se caracterizan por una infraestructura urbana menos densa en comparación con otras áreas, mostrando características de playas intermedias-disipativas, con una variación de marea más extensa. A pesar de encontrarse a 20 minutos del centro, los barrios adyacentes, Pajas Blancas y Zabala, enfrentan desafíos socioeconómicos, con aproximadamente 31,000 habitantes y escasez de políticas e inversiones en servicios básicos, según datos del Ministerio de Desarrollo Social de Montevideo (INE, 2011; DINEM, 2015).

4.3. Índice de Urbanización

La urbanización se evaluó utilizando la metodología compilada por Gutiérrez et al. (2014) y Orlando et al. (2020), quienes incorporaron factores físicos, biológicos y sociales influyentes en las playas, pero con algunas modificaciones. Los principales

indicadores empleados en esta evaluación incluyeron la cubierta vegetal adyacente, la densidad de población humana y la infraestructura urbana próxima a las playas (como casas, edificios, carreteras, carriles para bicicletas, alumbrado público, luz nocturna, etc).

Los resultados del índice de urbanización fueron representados en una gráfica (Figura 4), la cual asignó una puntuación a cada uno de los tres indicadores evaluados, categoría ándolos dentro de un rango de 0 a 10. En esta escala, las playas con las mejores calidades ambientales (menos urbanizadas) obtuvieron las puntuaciones más bajas.

Para cuantificar la cobertura vegetal y la infraestructura urbana se utilizaron datos "shp." (vectores), provistos por el Ministerio de Medio Ambiente, Ministerio del Interior e Intendencia de Montevideo. Los datos proporcionan vectores geoespaciales de cobertura vegetal e infraestructura urbana (edificios, viviendas, establecimientos, calles y avenidas). Los datos fueron analizados en el software QGIS (Figura 2 y 3). Para ello se delinearon radios de 500 m que rodean las playas estudiadas y dentro de estas áreas se cuantificó la proporción de capas (vectores) respecto a los indicadores de infraestructura urbana y vegetación restante. Para calcular el porcentaje de un vector dentro de un radio demarcado en QGIS, primero se creó el radio utilizando la herramienta de buffer alrededor de un punto o área de interés (medio de la playa). Luego, se usó la herramienta de intersección para recortar el área del vector que se superpuso al buffer creado. Con la intersección completada, se calculó el área de la nueva capa generada y el área total del vector original. Finalmente, se dividió el área del vector dentro del buffer por el área total del vector original y se multiplicó el resultado por 100 para obtener el porcentaje. La categorización de los rangos totales fueron compiladas por una razón entre la proporción en área (%) de cada vector (cobertura vegetal y infraestructura) y el volumen de cada vector, que indica para cobertura vegetal la posible biomasa presente de áreas verdes, así como, para tamaño de construcciones urbanas (edificios, casas, rodovias, avenidas) para la infraestructura urbana, en relación al radio de 500 metros.

Los datos de densidad humana se obtuvieron del informe del Instituto Nacional de Estadística (INE, 2011), que proporciona la densidad de población por m² para cada barrio dentro de la ciudad de Montevideo y la población estimada para el uso de las playas en cada estación del año estudiado. Para el análisis se consideraron datos de los barrios correspondientes a las respectivas playas estudiadas. Para la compilación del rango de densidad humana fue hecha una razón entre la población cerca de la playa y el tamaño de la playa. Cuanto más cerca de diez, los rangos indican una mayor urbanización y uso de la

playa estudiada. Finalmente, los índices calculados fueron usados para la clasificación de las playas estudiadas en dos grupos: playas urbanas y no urbanas. Se observó, además, que las playas más próximas al centro de Montevideo presentaban un mayor grado de urbanización, con más del 90% de su infraestructura urbana en las inmediaciones y una cobertura de vegetación autóctona escasa o inexistente.

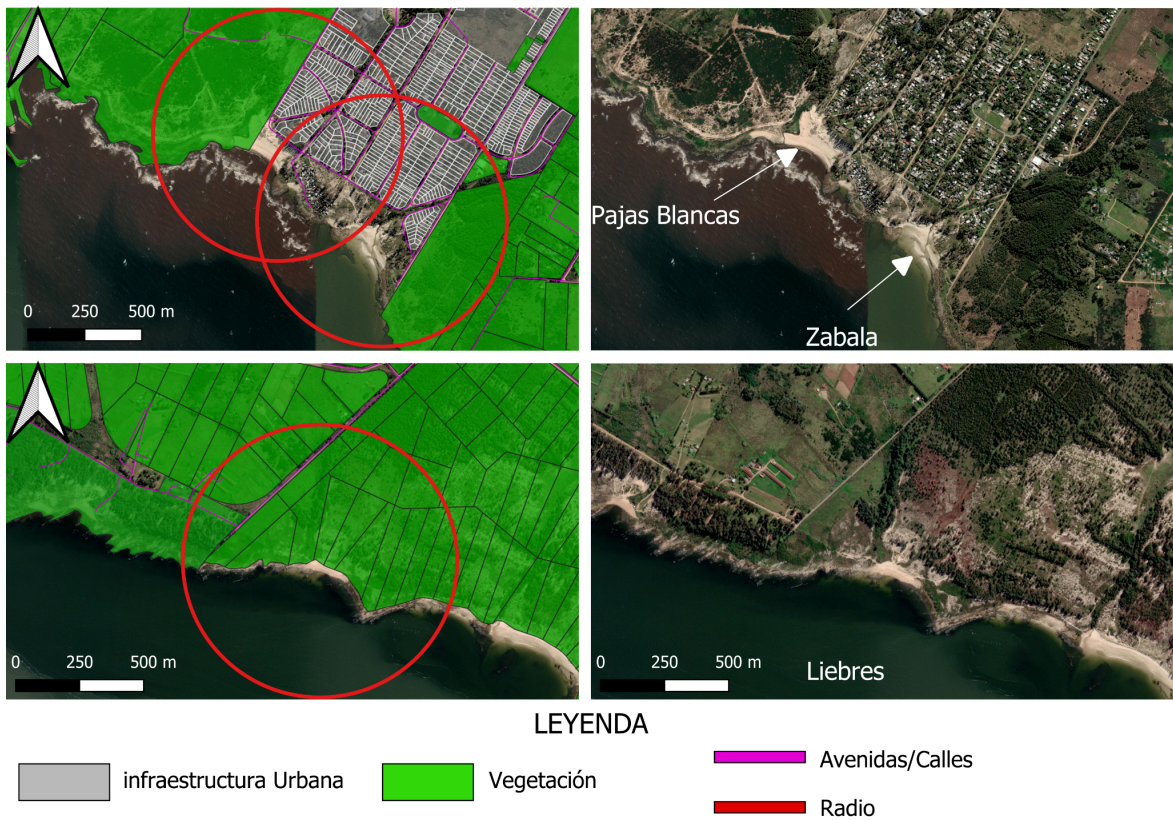


Figura 2. Mapa de playas no urbanas especificando infraestructura urbana, áreas verdes (vegetación), vías y el diámetro de 1 kilómetro utilizado para medir las tasas de urbanización.

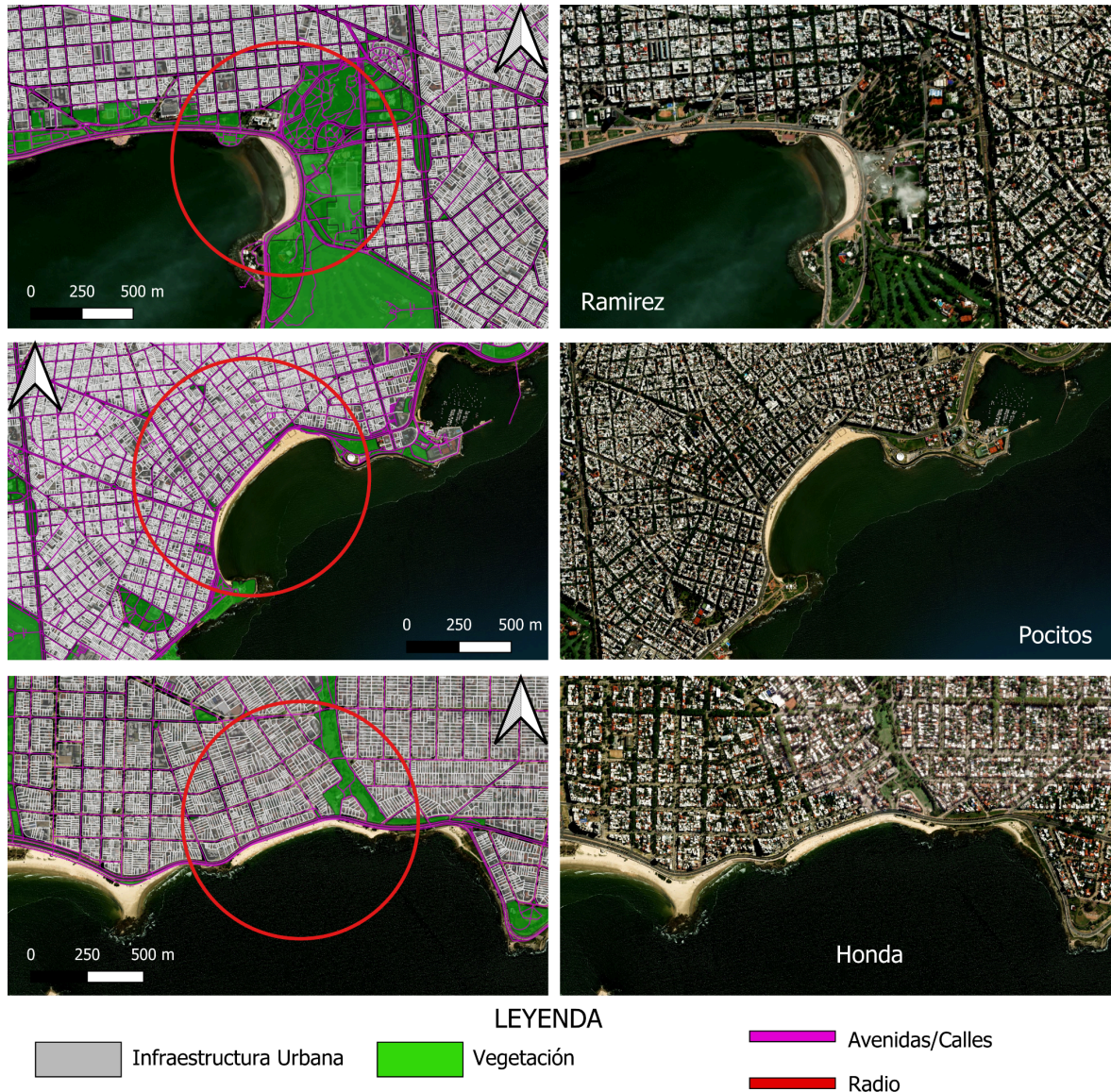


Figura 3. Mapa de playas urbanas especificando infraestructura urbana, áreas verdes (vegetación), vías y el radio de 1 kilómetro utilizado para medir las tasas de urbanización.

4.4. Colecta de información y muestreo

Los muestreos de datos biológicos y fisicoquímicos se realizaron en los días 23 y 24 de agosto de 2022, en invierno y 22 y 24 de febrero de 2023 en verano, durante un período de marea baja, en días con condiciones meteorológicas similares (días soleados, con presencia de nubes, sin precipitaciones, poco viento y mismo nivel de marea. En cada playa, se estableció un transecto fijo perpendicular a la línea de costa y dispuesto en la parte media del arco de la playa. Se definieron dos (2) puntos, en la zona intermareal, una en la zona intermareal superior y el otro en la zona intermareal inferior. Fueron

muestreadas tres variables ambientales relacionadas a los impactos de la urbanización en playas estuarinas (materia orgánica, fluorescencia A e B), así como tres variables determinantes para el cambio de la estructura de comunidad de meiofauna en las playas arenosas (pendiente, salinidad, tamaño de grano y temperatura), todas relacionadas a los valores de estructura de comunidad de meiofauna (densidad, diversidad, riqueza y equidad) y composición de taxones meiobentónicos.

Para la recolección de las muestras biológicas se utilizó un “corer”, con forma de tubo cilíndrico (2,5 cm de diámetro x 5 cm de profundidad), que se utiliza para muestrear organismos de sedimentos marinos superficiales (Brandão et al., 2011). Se muestrearon tres unidades de sedimento (réplicas), para análisis de meiofauna para cada una de las dos zonas de muestreo. Después de la recolección, las muestras fueron fijadas en formol 4%, para que los organismos sean preservados.

Además, se recolectaron tres muestras de sedimento en cada uno de los puntos de muestreo para análisis granulométrico, materia orgánica, % de agua. Las muestras se guardaron en una caja termoestable hasta el laboratorio y luego almacenadas en un congelador a temperatura negativa, para su conservación. En cada playa, se evaluó la pendiente - inclinación de las playas (método de Emery). Asimismo, se midieron en el agua la salinidad, y temperatura mediante una sonda multiparámetro y pigmentos fotosintéticos mediante un fluorómetro de campo. La medición de fluorescencia es una herramienta valiosa en la investigación de ambientes acuáticos ya que puede ayudar a determinar la cantidad de materia orgánica disuelta (MOD) en el agua.

4.5. Procesamiento de muestras en laboratorio

Las muestras de sedimento destinadas al análisis granulométrico fueron pesadas y sometidas a secado en estufa (65 °C) hasta alcanzar un peso constante. Posteriormente, estas muestras fueron pasadas a través de un tamiz de 2000 µm para separar los granos más pequeños (Sugio, 1973). La distribución granulométrica del sedimento retenido en el tamiz de 2000 µm se examinó mediante tamizado en una columna de tamices en un rot up, lo que permitió la separación y clasificación de los granos de acuerdo con la escala de Wentworth (1922). La columna de tamices estaba compuesta por tamices de diferentes tamaños, desde 2000 µm hasta 62 µm, con una variación de 1 Phi en el tamaño de la malla. Posteriormente, se procedió a pesar el sedimento retenido en cada tamiz y finalmente se calculó el tamaño promedio del sedimento en relación con la proporción de

sedimento presente en cada tamiz en comparación con la proporción general. Para determinar los porcentajes de las fracciones granulométricas, se utilizó el programa GranoCalc (EMBRAPA, 2013), lo que permitió obtener el tamaño medio en micrómetros (μm). También se calcularon la asimetría y la curtosis de las distribuciones de tamaño de grano (Folk y Ward, 1957) para cada playa. La asimetría indica la simetría de la distribución de los datos, mientras que la curtosis mide la "altura" y la "anchura" de la distribución en relación con una distribución normal. Estos dos parámetros son fundamentales para comprender la distribución de los tamaños de granos de arena y su variabilidad.

Se realizaron análisis para determinar el contenido de materia orgánica en muestras de sedimento mediante la técnica “pérdida de peso por calcinación” (Byers et al., 1978). Las muestras de materia orgánica fueron colocadas en moldes de 8 cm de diámetro y 4 cm de altura. Estos moldes fueron pesados individualmente para calcular el peso total de la muestra analizada. Luego, las muestras se sometieron a un proceso de secado en un horno a una temperatura aproximada de 70 °C hasta peso constante. Una vez completado el secado, las muestras fueron pesadas utilizando una balanza de precisión. Posteriormente, las muestras fueron sometidas a un proceso de combustión en un horno a una temperatura de 500 °C durante 4 horas. Luego de esta etapa, las muestras fueron pesadas nuevamente en la balanza de precisión. La diferencia de peso obtenida corresponde a la masa de materia orgánica que fue quemada y, por ende, presente en la muestra inicial. A partir de los resultados de estas mediciones, se realizó un cálculo para determinar la proporción del peso de la materia orgánica con respecto al peso total de la muestra analizada. De esta manera, se obtuvo el valor relativo de la materia orgánica en cada una de las muestras.

En cuanto al análisis biológico, para separar la meiofauna del sedimento, las muestras pasaron por el método de elutriación manual (Elmgren, 1976; Platt y Warwick, 1983). En detalle, cada muestra fue separada a través de una columna compuesta por un tamiz de 500 μm y un tamiz de 63 μm , los organismos de la macrofauna quedan en el tamiz superior y los organismos de la meiofauna en el tamiz inferior. Después, las muestras de meiofauna fueron colocadas en una placa de Petri (17 cm de diámetro), a la que se le adicionó agua con una pizeta de manera tal de generar la resuspensión de los organismos y se volcó en un filtro de 63 μm . Los organismos de menor masa y volumen (meiofauna) tienden a permanecer suspendidos en el agua, mientras que las partículas más

grandes y pesadas quedan en el fondo del recipiente, , terminando en una muestra más limpia separando la meiofauna de las partículas de sedimento, que facilita el análisis de la muestra en la lupa. Este proceso se repitió según fuera necesario, generalmente 5 veces. Luego de este proceso, los organismos fueron fijados en formaldehído al 4% y separados para luego ser analizados e identificados en una lupa binocular y microscopio. Así, se identificaron y cuantificaron los organismos presentes con un nivel de resolución taxonómica de grandes grupos. La densidad de los organismos se expresó en número de individuos en 10cm².

4.6. Análisis estadístico

En términos generales, los análisis estadísticos buscaron identificar diferencias univariadas entre las condiciones urbanas y no urbanas en variables individuales tanto abióticas como bióticas. Para explorar la estructura multivariada ambiental y biológica, se llevaron a cabo análisis de ordenación y pruebas de permutación para detectar diferencias multivariadas. Además, para examinar la relación entre las variables abióticas y biológicas, se utilizaron modelos generalizados.

Los análisis estadísticos se realizaron en el entorno R (Equipo de desarrollo R, 2020) y Primer 6 software (Clarke y Gorley, 2013). Primero, se realizaron análisis de varianza (var.test) y homocedasticidad (shapiro.test) para verificar la distribución normal de los datos abióticos y bióticos cuando se analizaron individualmente y se compararon.

Se realizaron análisis univariados de T-Student (t.test) para datos normales y Wilcoxon (wilcoxon.test) para datos no normales para cada variable abiótica y para los índices de Urbanización, comparando primero las playas más urbanizadas (Pocitos, Ramírez y Honda) como un solo tratamiento y las playas como réplicas de este tratamiento, con las playas menos urbanizadas (Liebres, Pajas Blancas y Zabala), como otro tratamiento. Asimismo, se realizaron los mismos análisis para verificar si existen diferencias entre las estaciones de verano e invierno, y también entre los límites inferior y superior de la zona de mareas. Luego, se realizaron pruebas de correlación para analizar las relaciones entre la fluorescencia A y B y el nivel de materia orgánica.

Para los datos biológicos se obtuvieron valores de abundancia y se calcularon valores de estructura de comunidad de la meiofauna: Densidad en 10 cm², Diversidad de Shannon-Wiener, Riqueza de taxones (grandes grupos) y Equidad Pielou. A partir de esto,

se realizaron análisis univariados de ANOVA para diferenciar los valores de estructura de la comunidad calculados entre los grupos de playas más urbanizadas y menos urbanizadas

Primero, fue realizado un modelo de regresión múltiple stepwise (función “stepAIC” del paquete “MASS”) para relacionar las variables ambientales con el Índice de Urbanización (IU) y determinar las variables más influyentes a los impactos antrópicos. El objetivo de utilizar un modelo de regresión múltiple entre variables predictoras y la variable de respuesta es identificar de manera eficiente el subconjunto de variables predictoras que tienen la mayor capacidad explicativa sobre la variable de respuesta, eliminando aquellas que no aportan significativamente al modelo. Este enfoque permite construir un modelo de regresión que es parsimonioso, es decir, que incluye solo las variables más relevantes, mejorando la interpretabilidad del modelo y evitando el sobreajuste a los datos (Zuur et al., 2009; Hector, 2021). También se obtuvieron los valores de AIC, que ayuda a seleccionar el modelo más adecuado en un análisis GLM equilibrando el ajuste de los datos y la complejidad del modelo. El modelo con el AIC más bajo es el más ideal ya que muestra el mejor equilibrio entre ajuste y simplicidad.

Luego, se realizaron análisis univariados, con modelos lineales generalizados (GLM) (función “glm” del paquete “MASS”) para comprender qué variables abióticas (incluido el índice de urbanización) se relacionan a los valores biológicos de la estructura de comunidad de la meiofauna. Los análisis GLM se aplicaron a las cuatro variables de respuesta, a saber, Riqueza, Diversidad de Shannon, Equidad y Densidad de Organismos (/ 10 cm²) e individualmente para los taxones más abundantes encontrados en las playas, relacionados con las variables predictoras (variables ambientales y índice de urbanización) que presentaron un nivel de fuerte y estadísticamente significativo de correlación para explicar la variable en evidencia. Para representar los resultados del GLM se compilaron gráficas de residuales, efectos y predicciones (análisis de calidad), para conocer la significancia de los modelos utilizados, los efectos de las variables y los valores predichos por los modelos (Zuur et al., 2009; Hector, 2021). Se realizó un análisis BIOENV, en Primer, para determinar qué variables ambientales explican mejor los patrones de estructura de la comunidad de meiofauna. En BIOENV, las matrices de similitud de datos de variables ambientales (distancia Euclidiana) se correlacionan con las matrices de similitud de Bray-Curtis calculadas a partir de datos de fauna. Estas correlaciones se repiten para todas las permutaciones y combinaciones posibles de las variables ambientales medidas, determinando las variables que en combinación concuerdan mejor

con los patrones observados en los datos de fauna (Clarke y Ainsworth, 1993).

Se realizaron análisis nMDS (Escalamiento multidimensional no métrica) en Primer 7 para visualizar y ordenar la disimilitud entre playas urbanas y no urbanas y las estaciones, en relación con variables ambientales y urbanas y composición de taxones (Jacoby y Ciuk, 2018; Hector, 2021). Para los datos ambientales, se utilizó una transformación logarítmica de los datos y una distancia euclidiana para producir los gráficos y el análisis PERMANOVA y BIOENV. Para los datos biológicos, se realizó una transformación de raíz cuadrada y se utilizó la similitud de Bray-Curtis para producir los mismos gráficos y análisis de varianza multivariado permutacional. Los análisis de PERMANOVA (Análisis de Permutación) fueron producidos para evaluar diferencias significativas entre grupos de observaciones basándose en una matriz de disimilitud, determinando si la variabilidad dentro de los grupos es menor que la variabilidad entre grupos (Hector, 2021).

También fueron realizados análisis para caracterizar la composición de taxones en las comunidades de playas urbanas y no urbanas, y las estaciones del año. Los datos se organizaron en relación con la abundancia de grupos taxonómicos. Luego, se utilizaron análisis de percentiles y frecuencia de especies para clasificar las especies en dominantes y raras (Hector, 2021).

La identificación de taxones raros y dominantes así como de taxones tipificantes y discriminantes constituye un enfoque común en los estudios de biodiversidad, especialmente en ecología. Permite comprender la composición de una comunidad biológica en relación con la abundancia de diferentes grupos taxonómicos. Los taxones dominantes suelen desempeñar un papel crucial en la estructura del ecosistema y pueden servir como indicadores de la salud ambiental; los cambios en la abundancia de especies dominantes pueden reflejar cambios en las condiciones ambientales; por ejemplo, los taxones raros tienen un impacto directo en la estructura de la comunidad, pero pueden ser indicadores importantes de la diversidad ecológica (Lyons et al., 2005; Dee et al., 2019). Estos taxones tipificadores son identificadas sobre la base de sus contribuciones a la diferenciación de grupos, reflejadas en sus valores de "Orden de Discriminación". Se ajustó un modelo de Análisis Discriminante Lineal (function "lda" del paquete "MASS" y "regularizr") para evaluar cómo se distribuyen las especies entre diferentes grupos (playas urbanas y no urbanas), y posteriormente identificar especies típicas, cuáles son las más importantes para discriminar entre grupos (Hector, 2021). Todas las gráficas fueron

compiladas con la función “ggplot” del paquete “ggplot2”.

5. RESULTADOS

5.1. Datos abióticos

En términos generales, las playas situadas más lejos del centro de Montevideo exhibieron un índice de urbanización más elevado, lo que sugiere un menor impacto antropogénico. La playa de Liebres obtuvo la mejor clasificación, indicando menor urbanización, seguida de las playas de Pajas Blancas y Zabala. Las playas Pocitos, Ramírez y Honda tuvieron valores significativamente más bajos, indicando una alta urbanización en estas playas (Figura 4, Tabla S1).

Los valores promedios de las variables ambientales pueden ser observadas en la Tabla 1. Para la salinidad se observa que las playas menos urbanizadas, más alejadas del centro de Montevideo, presentan valores más bajos, en comparación con las playas más al este. En verano se observó un aumento de la salinidad en las playas de Liebres, Pajas Blancas y Zabala, y un aumento en las tres playas siguientes. La Temperatura no mostró diferencias entre las playas. Las playas presentaron valores de pendiente similares, a excepción de playa Zabala, que presentó una pendiente más suave que las demás playas tanto para datos de verano como de invierno (Figura 5). Las playas Pajas Blancas y Honda presentaron las mayores pendientes, pero con valores similares a las otras playas estudiadas, mientras que Zabala presentó una pendiente más suave que el resto de playas (Figura 5). Para Fluorescencia A y B, las playas Pocitos y Honda presentaron los mayores valores, en ambas estaciones.

Las playas estudiadas presentaron un promedio de grano correspondiente a arena fina. Hay una variación en el tamaño de grano entre las playas, siendo Pajas Blancas la que tiene el tamaño promedio más grande en ambas temporadas, en contraste, Ramírez exhibe el tamaño de grano promedio más pequeño. Los resultados del análisis de asimetría y curtosis en las diferentes playas mostraron variaciones significativas. La playa P. Espinillo tuvo una asimetría de 1.675 y una curtosis de 4.223, indicando una distribución inclinada a la derecha con colas largas, lo que sugiere granos de arena más grandes. En Zabala, la asimetría fue de 0.789 y la curtosis de 2.211, indicando una distribución más normal, aunque ligeramente sesgada. P. Blancas mostró una asimetría de 1.912 y una curtosis de 5.296, sugiriendo una fuerte asimetría positiva y una mayor diversidad de tamaños de

grano. Ramirez presentó valores similares con una asimetría de 1.840 y curtosis de 5.187, también indicando colas largas. Pocitos mostró una asimetría de 1.329 y una curtosis de 3.022, mientras que Honda tuvo una asimetría de 0.077 y curtosis de 1.775, sugiriendo una distribución casi simétrica. Estas variaciones en los tamaños de grano pueden estar influenciadas por factores ambientales y antrópicos en las playas analizadas. Para los datos de Materia Orgánica, las playas más urbanas mostraron valores más altos de materia orgánica y un aumento significativo en verano.

Los resultados de los análisis univariados de los datos ambientales pueden ser observados en la Tabla 2. Al analizar playas urbanas y no urbanas, se observaron diferencias significativas en las variables Índice de Urbanización (IU), Fluorescencia A (FA), Fluorescencia B (FB), Materia Orgánica (MO) y pendiente. En cuanto a la comparación entre estaciones, únicamente las variables temperatura, FA y FB mostraron diferencias significativas, las cuales podrían estar vinculadas a cambios debido a las variaciones ambientales entre las estaciones invierno y verano.

Tabla 1. Promedios de variables ambientales obtenidos en las playas estudiadas. Separado por las tres primeras playas no urbanas y las siguientes urbanas. **SL** - Salinidad; **T** - Temperatura (°C); **FA** - Fluorescencia A (RFU); **FB** - Fluorescencia B (RFU); **PD** - Pendiente (cm/m); **GM** - Tamaño de Grano medio (μm); **MO** - Materia Orgánica (%).

INVIERNO							
Playas	SL	T	FA	FB	GM	MO	PD
Liebres	3,80	13,12	28,79	17,78	266,0	5,23	6,36
P. Blancas	4,73	18,1	21,87	18,46	286,5	4,84	6,86
Zabala	4,84	16,0	18,69	13,14	264,5	4,13	1,66
Ramírez	8,21	14,45	16,34	28,49	202,0	9,29	4,72
Pocitos	7,2	13,5	181,10	76,23	250,5	10,03	5,48
Honda	7,5	12,8	190,20	70,09	290,5	8,41	6,40
VERANO							
Playa	SL	T	FA	FB	GM	MO	PD
Liebres	7,8	24,8	32,85	19,27	275,5	6,38	5,75
P. Blancas	8,5	27,1	26,82	21,25	320,5	7,12	8,51
Zabala	9,2	28,8	28,68	18,64	268,5	5,74	2,60

Ramírez	25,3	25,0	13,84	30,36	208,5	10,56	5,27
Pocitos	25,9	25,1	102,00	35,93	271,0	12,36	6,02
Honda	26,5	25,5	103,00	33,43	287,0	11,68	8,81

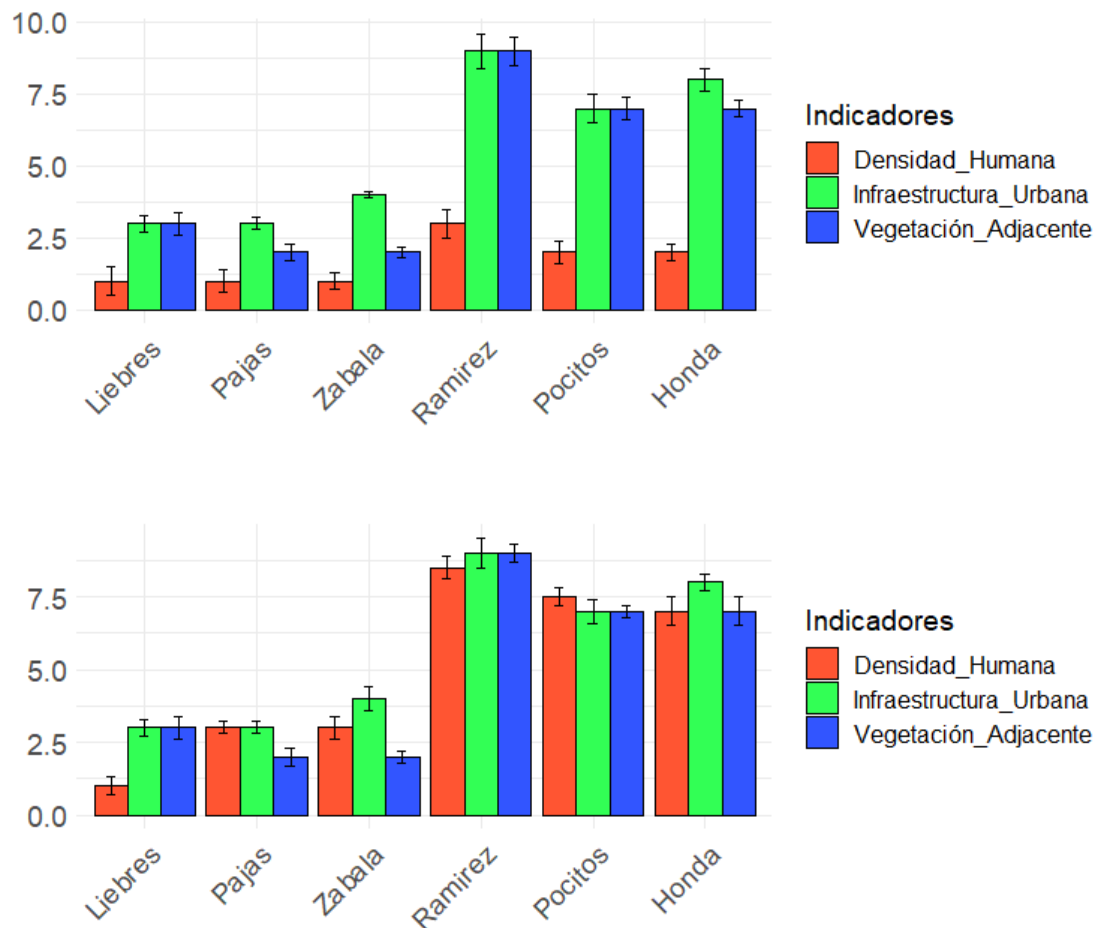


Figura 4. Indicadores de urbanización calculados para las playas muestreadas. Se incluye el Índice de Urbanización (IU) **A.** Invierno; **B.** Verano

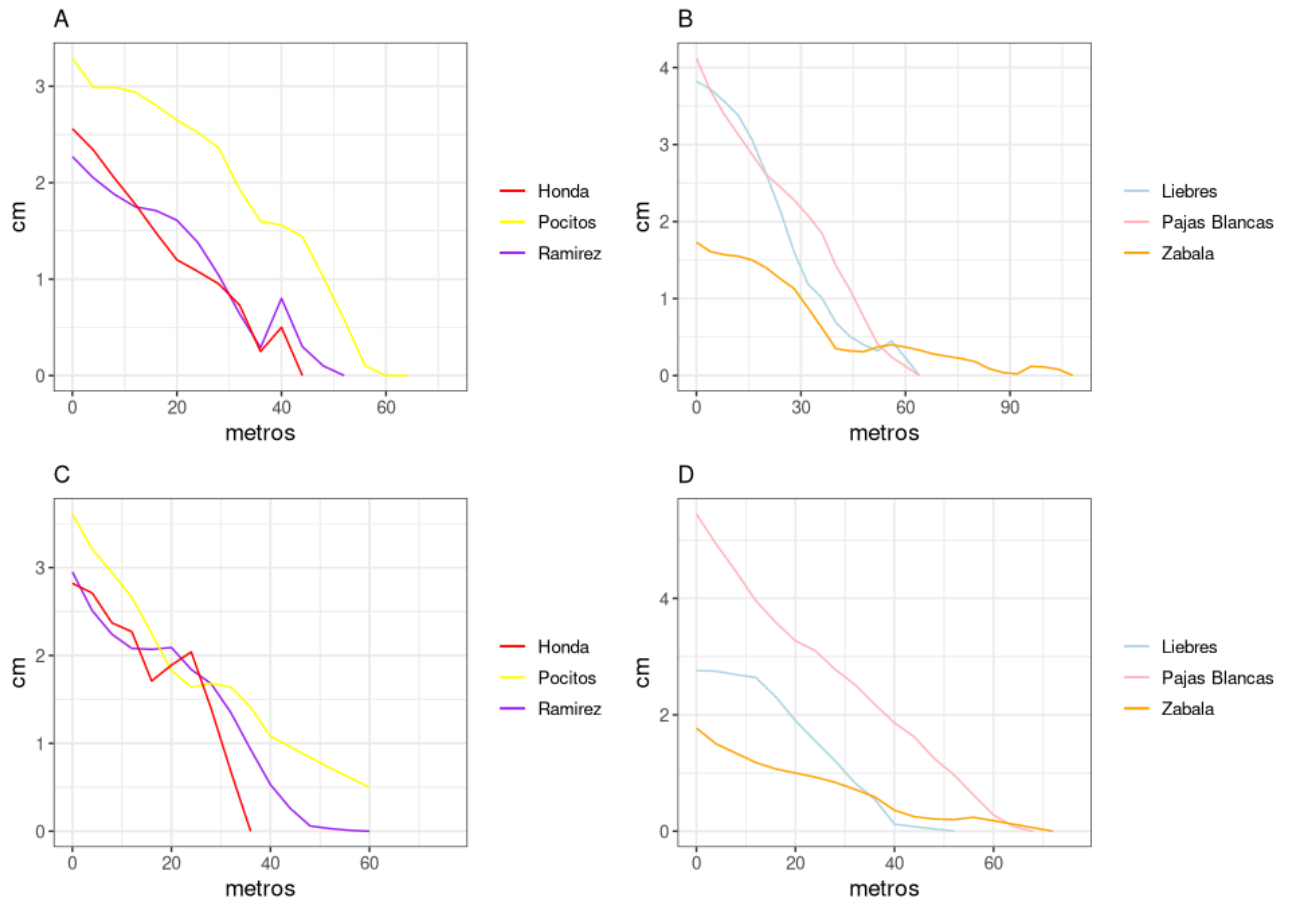


Figura 5. Pendiente de las playas en Invierno (**A.** Urbanas; **B.** No Urbanas) y Verano (**C.** Urbanas; **D.** No Urbanas)

Tabla 2. Análisis de diferencias de las variables ambientales entre: urbanización y estaciones del año. **FA** = Fluorescencia A; **FB** = Fluorescencia B; **MO** = Materia Orgánica; **IU** = Índice de Urbanización.

Variables	Análisis	Modelos	P-valor
IU	Wilcoxon	~ Urbanización	2,52E-05
	Kruskal-Wallis	~ Estación	0,4056
Tamaño de Grano	Wilcoxon	~ Urbanización	0,2887
	Kruskal-Wallis	~ Estación	0,664
Salinidad	Wilcoxon	~ Urbanización	0,0772
	Kruskal-Wallis	~ Estación	0,235
Temperatura	Wilcoxon	~ Urbanización	0,5465
	Kruskal-Wallis	~ Estación	0,0344
FA	Wilcoxon	~ Urbanización	0,00011
	Kruskal-Wallis	~ Estación	0,0118
FB	Wilcoxon	~ Urbanización	0,0025
	Kruskal-Wallis	~ Estación	0,0118
MO	Student	~ Urbanización	8,00E-04
	ANOVA	~ Estación	0,1838
Pendiente	Student	~ Urbanización	0,0513
	ANOVA	~ Estación	0,4258

Valores en negrita presentan diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.0.5$)

5.2. Composición y estructura de la comunidad de meiofauna

En total se contabilizaron 9415 organismos, 4458 individuos para el muestreo de invierno y 4957 individuos para el verano (Tabla 3). Fueron encontrados en total 12 taxones (Figura 6). Los taxones encontrados en el muestreo de invierno fueron: Platyhelminthes; Nematoda; Copepoda y Ostracoda (Crustacea); Polychaeta, Oligochaeta, y Sipuncula (Annelida); Ophiuroidea (Echinodermata); Bivalvia y Gastropoda (Mollusca); Cnidaria; Acari. Acari fue exclusivo de playas urbanas y los taxones Polychaeta, Equinodermos, Sipuncula y Bivalvia de playas no urbanas. Para el muestreo de verano fueron encontrados: Platyhelminthes; Nematoda; Copepoda y Ostracoda (Crustacea); Polychaeta y Oligochaeta (Annelida); Tardigrada; Bivalvia y Gastropoda (Mollusca) y

Cnidaria El taxón Cnidaria fue exclusivo para playas urbanas y Gastropoda para no urbanas. La playa de Liebres fue la que presentó mayor riqueza de taxones y diversidad de Shannon, así como la segunda con mayor equidad de Pielou, valor muy cercano a la playa de Zabala, que presentó un valor superior para este índice. Las playas urbanas presentaron valores inferiores para las cuatro variables biológicas analizadas (Tabla 3; Tabla 5)

Los resultados de taxones dominantes y raros están representados en la Figura 7. Entre los once taxones de playas urbanas, Nematoda y Platyhelminthes fueron los taxones más dominantes, representando más de la mitad de la abundancia total de individuos y apareciendo en todas las réplicas, con el umbral de dominancia establecido de 11,8. Los taxones Acari, Cnidaria, Gastropoda y Tardigrada se consideran taxones raros, con baja abundancia y apareciendo en un máximo de dos de las 18 réplicas tomadas a lo largo de los muestreos. Por debajo del umbral de rareza de 1,2. Las playas no urbanas tenían taxones más dominantes, a saber, Copepoda, Nematoda, Oligochaeta y Platyhelminthes, que representaban más del 70% de la abundancia total y con el umbral de dominancia establecido de 11,5. Los taxones raros fueron Bivalvos, Sipuncula y Echinodermata (Ophiuroidea), con 1,8 de umbral de dominancia.

Tabla 3. Datos comunitarios obtenidos en las playas estudiadas. Separado por las tres primeras playas no urbanas y las siguientes urbanas. **D:** Densidad media (10 cm²); **RQ:** Riqueza; **H'**: Diversidad Shannon; **J:** Equidad Pielou

INVIERNO				
Playas	Densidad	Riqueza	Diversidad Shannon H'	Equidad Pielou J
Liebres	22,18	9	1,573	0,716
P. Blancas	32,48	7	1,200	0,617
Zabala	68,85	7	1,535	0,789
Ramírez	47,25	5	0,689	0,428
Pocitos	57,38	6	0,741	0,460
Honda	9,60	3	0,307	0,271
VERANO				
Playas	Densidad	Riqueza	Diversidad Shannon H'	Equidad Pielou J
Liebres	55,89	6	1,532	0,855
P. Blancas	18,35	6	1,200	0,670
Zaballa	53,39	9	1,086	0,622
Ramirez	23,52	6	0,948	0,529
Pocitos	14,08	6	0,970	0,541
Honda	17,02	10	1,475	0,671

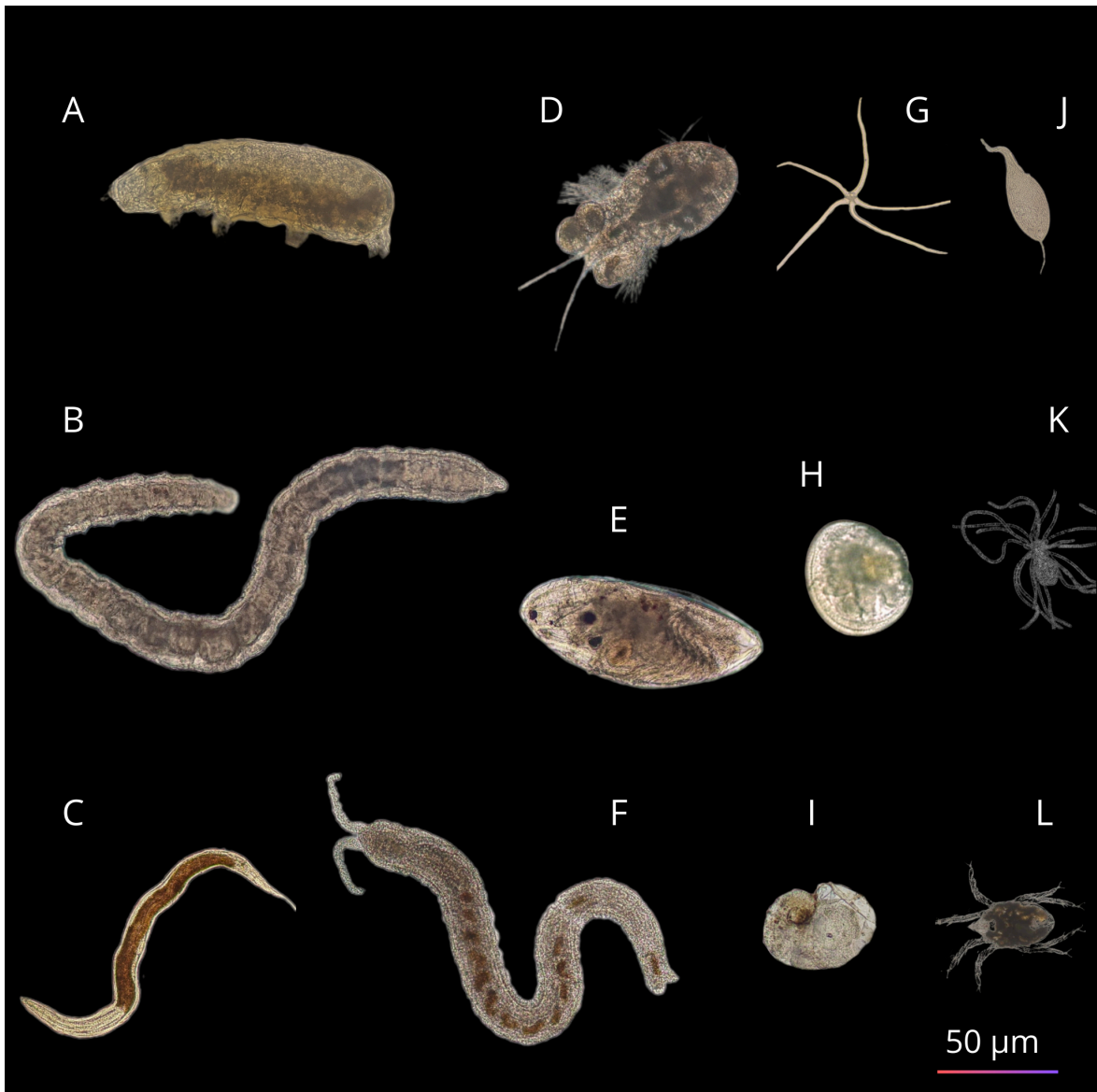


Figura 6. Fotos ilustrativas de los taxones encontrados en el presente estudio. **A.** Tardigrada; **B.** Oligochaeta; **C.** Nematoda; **D.** Copepoda; **E.** Ostracoda; **F.** Polychaeta; **G.** Equinodermata; **H.** Ostracoda; **I.** Gastropoda; **J.** Sipuncula; **K.** Cnidaria; **L.** Acari. Las fotografías fueron tomadas con una adaptación de una cámara Samsung (12 mp, F 1.4, 1.76") a un microscopio biológico, con aumento de 40x y la edición en Adobe Lightroom/Photoshop Software. Fuente: Bernardo Leite

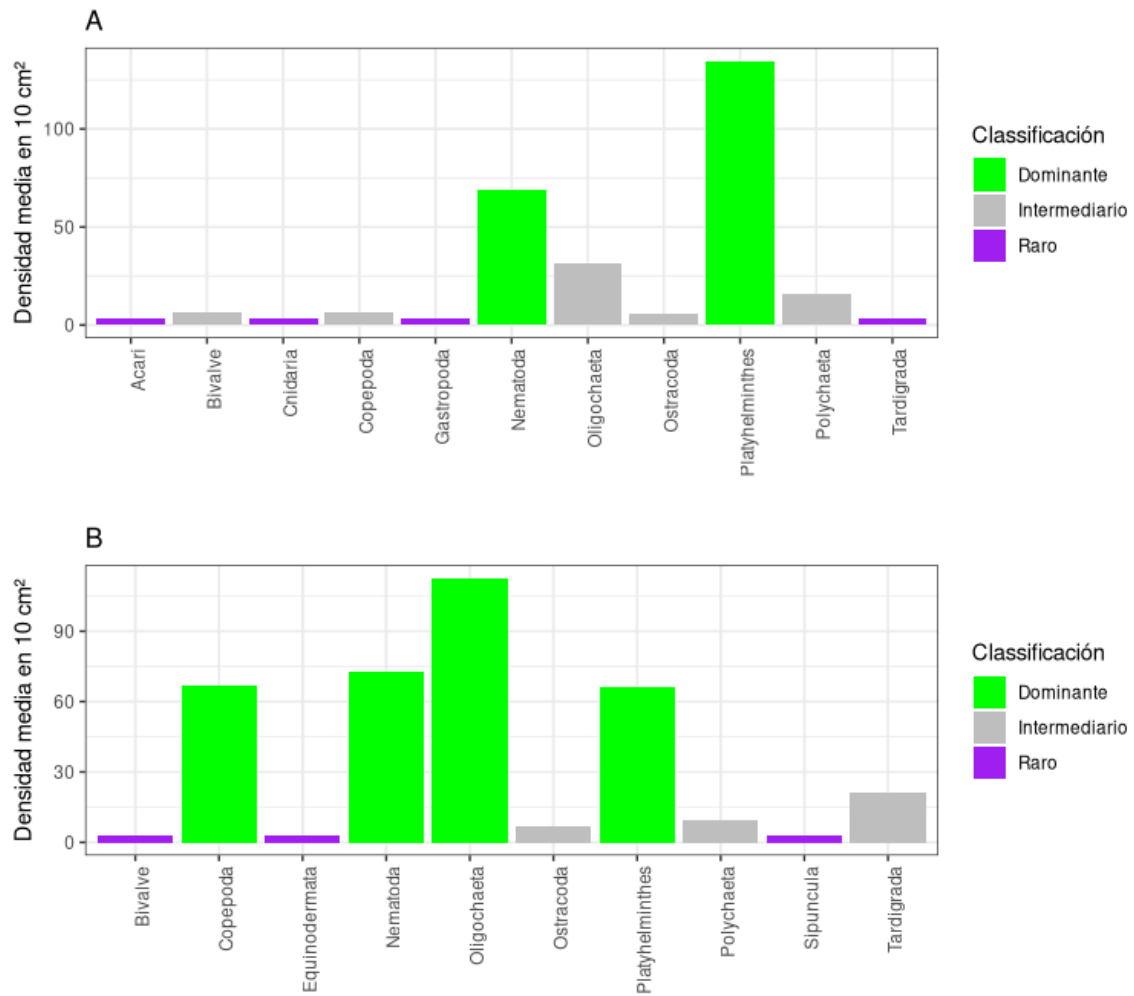


Figura 7. Clasificación de taxones dominantes, intermediarios y raros en relación a la densidad media de organismos presentada en: A. Playas Urbanas; B. Playas No Urbanas

Tabla 4. Densidad promedio (/10 cm² ± desvío standard) de los taxones de meiofauna por playa en cada estación. Se muestra también la densidad total y la riqueza de taxones.

INVIERNO						
Taxa \ Playas	No Urbanas			Urbanas		
	Liebres	P. Blancas	Zabala	Ramírez	Pocitos	Honda
Nematoda	12,16 ± 27,64	10,88 ± 16,01	35,52 ± 29,84	70,72 ± 87,07	67,52 ± 33,63	2,56 ± 1,42
Platyhelminthes	43,2 ± 36,69	64,12 ± 84,63	77,12 ± 58,99	211,2 ± 95,45	257,92 ± 57,08	59,52 ± 22,62
Copepoda	28,64 ± 26,77	57,92 ± 18,89	89,6 ± 39,59	4,8 ± 13,85	3,84 ± 0,48	1,6 ± 0,14
Ostracoda	5,12 ± 1,62	1,28 ± 0,82	3,52 ± 0,21	3,84 ± 0,98	3,2 ± 0,19	0
Oligochaeta	21,76 ± 32,63	6,72 ± 2,71	98,24 ± 41,35	0,32 ± 0,52	12,16 ± 0,91	0
Polychaeta	3,52 ± 0,64	2,56 ± 0,96	19,2 ± 0	0	0	0
Sipuncula	0,64 ± 0,32	0,32 ± 0,16	0,96 ± 0,24	0	0	0
Bivalvia	0,32 ± 0	0	0	0	0	0
Equinodermata	0,64 ± 0,16	-	-	-	-	-
Acari	-	-	-	-	0,32 ± 0	-
Densidad total	116 ± 125,83	143,8 ± 124,18	324,16 ± 170,22	290,88 ± 197,9	344,64 ± 92,29	63,68 ± 4,26
Riqueza total	9	7	7	5	6	3

VERANO						
Taxa \ Playas	No Urbanas			Urbanas		
	Liebres	P. Blancas	Zabala	Ramírez	Pocitos	Honda
Nematoda	75,84 ± 29,61	61,11 ± 24,27	82,56 ± 33,27	51,84 ± 37,29	43,2 ± 34,74	18,24 ± 16,5
Platyhelminthes	22,71 ± 24,06	27,51 ± 16,9	23,67 ± 27,81	5,76 ± 19,53	3,21 ± 10,41	5,13 ± 2,76
Copepoda	53,43 ± 27,42	13,11 ± 22,08	7,35 ± 3,36	0,96 ± 0,48	0,96 ± 0	7,35 ± 3,36
Ostracoda	0,96 ± 0	2,25 ± 0,48	5,43 ± 1,26	0,96 ± 0,48	1,59 ± 0,48	7,35 ± 3,36
Oligochaeta	102,72 ± 53,8	4,17 ± 2,97	199,02 ± 92,55	71,37 ± 27,44	35,52 ± 17,37	1,59 ± 0,48
Polychaeta	-	-	2,25 ± 0,48	-	0,32 ± 0,48	59,19 ± 7,83
Bivalvia	-	-	0,32 ± 0,48	1,29 ± 0,48	-	11,52 ± 3,36
Gastropoda	-	-	0,32 ± 0	-	-	-
Tardigrada	79,68 ± 14,25	3,21 ± 0	-	-	-	0,63 ± 0,48
Cnidaria	-	-	-	-	-	1,59 ± 0,48
Densidad total	335,34 ± 49,8	111,36 ± 24,9	320,97 ± 53	132,15 ± 85,7	84,81 ± 63,6	112,95 ± 38,7
Riqueza total	6	6	8	6	6	9

El modelo de regresión stepwise sugiere una fuerte y significativa relación positiva entre la materia orgánica, fluorescencia A y B, y el índice de urbanización (Pr value: 3,07e-06 ***; t valor: 6,513), con el modelo explicando la mayor parte de la variación observada en el IU (Figura 8). Los resultados de comparación de las variables biológicas entre las playas urbanas y no urbanas y las temporadas de verano e invierno se presentan en la Tabla 5. Los resultados mostraron que la riqueza, diversidad y equidad presentaron diferencias significativas al comparar playas urbanas y no urbanas. Las playas urbanas presentaron menores valores de riqueza, diversidad y equidad. Para la comparación entre estaciones del año, sólo la riqueza de taxones mostró una diferencia significativa. La playa Honda presentó una gran diferencia de la riqueza de taxones en verano (9 taxones) y invierno (3 taxones).

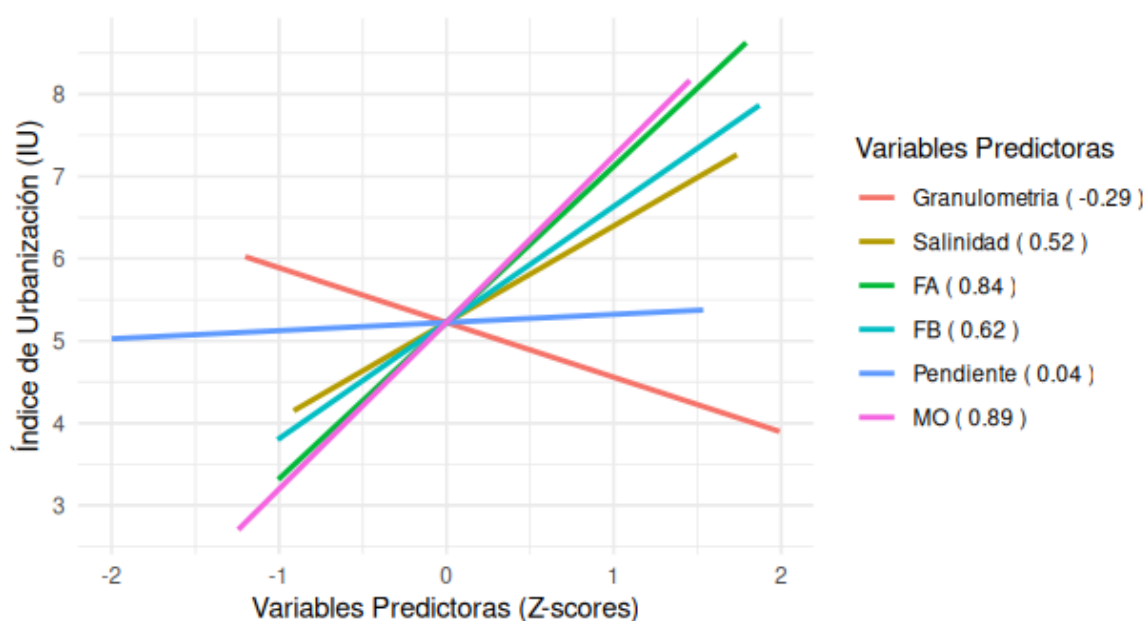


Figura 8. Gráfica de regresión stepwise entre las variables ambientales (predictoras) y el índice de urbanización (respuesta). En la leyenda, siguen las variables predictoras y el “valor de r” correspondiente.

Tabla 5. Diferencia de las variables comunitarias entre las playas urbanas y no urbanas, las playas individualmente y las estaciones del año.

Variables	Análisis	Modelos	P-valor
Densidad	Student	~ Urbanización	0,1653
	ANOVA	~ Estación	0,346
Riqueza	Student	~ Urbanización	0,0035
	ANOVA	~ Estación	0,019
Shannon (H')	Wilcoxon	~ Urbanización	0,0007
	Kruskal-Wallis	~ Estación	0,423
Pielou (J)	Wilcoxon	~ Urbanización	0,0003
	Kruskal-Wallis	~ Estación	0,0553

Los valores en negrita presentan diferencia estadística

Los análisis de Modelos Lineales Generalizados (GLM) para examinar la relación entre variables biológicas y variables ambientales se muestran en la Tabla 6 y la Figura 9. La relación de la densidad con la pendiente y salinidad, se mostró significativa, con un aumento de las dos variables ambientales asociada a la disminución de la variable de respuesta. La Riqueza presentó una correlación negativa con MO.. En el caso de la Diversidad, el intercepto fue altamente significativo, mostrando una relación negativa con FA y FB. Finalmente, en relación con la variable Equidad, tanto FB como UI tuvieron efectos significativos, con un aumento en FB relacionado con una disminución en Equidad y un aumento en UI relacionado con un aumento en Equidad. En general, los modelos presentaron un equilibrio adecuado entre el ajuste y la complejidad según el valor de AIC. El modelo de densidad presentó un valor de AIC mayor que los demás, siendo considerado el peor ajuste entre las cuatro variables biológicas analizadas, mientras que el ajuste de diversidad de Shannon y de equidad de Pielou presentaron valores de AIC muy bajos, lo que indica que el modelo no solo tiene buena sintonía, pero también evita el uso excesivo de parámetros, sugiriendo un buen equilibrio.

Tabla 6. GLM para relación de las variables ambientales con los datos de estructura de la comunidad (Densidad, Riqueza, Diversidad y Equidad). **MO** = Materia Orgánica; **IU** = Índice de Urbanización; **FA** = Fluorescencia A; **FB** = Fluorescencia B; **AIC** = Criterio de Información de Akaike.

Relación	AIC	Estimación	Valor de t	Valor de p
Densidad*Pendiente	212,38	-7,279	-3,648	0,002288
Densidad*Salinidad	212,38	-0,37	-2,439	0,03368
Riqueza*FB	48,574	-0,054	-3,029	0,00616
Riqueza*MO	48,574	0,5298	-2,957	0,0073
Diversidad*FA	2,4059	-0,031531	-4,747	0,000109
Diversidad*FB	2,4059	0,005807	2,755	0,011856
Diversidad*MO	2,4059	-0,0499	-3,83	0,000912
Equidad*FA	-35,516	-0,00362	-2,543	0,0189
Equidad*FB	-35,516	0,02883	2,283	0,032
Equidad*MO	-35,516	-0,0203	-3,752	0,0011

Los valores en negrita presentan diferencia estadística

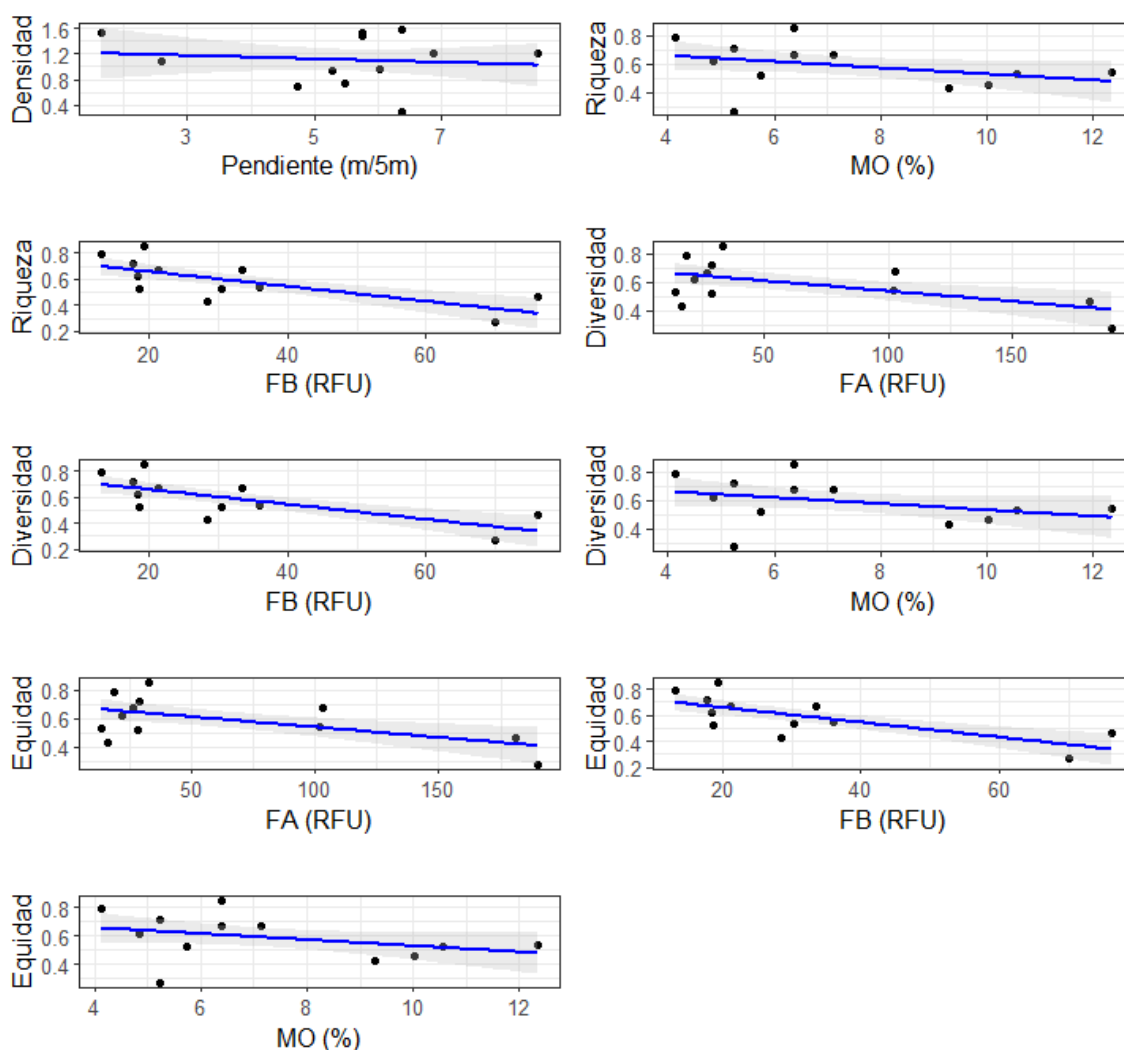


Figura 9. Relación de las variables comunitarias (respuestas) frente a las variables ambientales (predictoras). Gráfica de dispersión y línea de tendencia. **FA** = Fluorescencia A; **FB** = Fluorescencia B; **MO** = Materia Orgánica; **IU** = Índice de Urbanización.

Los GLM para evaluar las relaciones entre la abundancia de diferentes taxones de la meiofauna y las variables ambientales se muestran en Tabla 7 y Figura 10. Para el taxón Platyhelminthes, se observaron relaciones negativas significativas con la salinidad y el IU. La abundancia de Nematoda no se relaciona de manera significativa con la temperatura, pero sí mostró una relación negativa con el tamaño del grano. Respecto a la abundancia de Polychaeta, se encontró una relación negativa con la materia orgánica y una relación positiva con la salinidad. Para Oligochaeta, tanto la pendiente como la temperatura tuvieron efectos significativos en su abundancia, con una relación negativa con la

pendiente y una relación positiva con la temperatura. En cuanto a la abundancia de Copepoda, se asoció negativamente con la MO y el tamaño de grano.

Tabla 7. Resultados del análisis estadístico GLM para relación de las variables ambientales con los taxones. **MO** = Materia Orgánica; **IU** = Índice de Urbanización; **AIC** = Criterio de Información de Arkaik.

Relación	AIC	Estimación	Valor de t	Valor de p
Platyhelminthes*Salinidad	312,89	-50,872	-2,798	0,01078
Platyhelminthes*MO	312,89	-14,965	-3,117	0,00522
Nematoda*Grano	272,4	-0,4176	-2,205	0,0437
Nematoda*MO	272,4	26,483	4,735	0,00124
Polychaeta*Salinidad	235,52	-7,899	-2,146	0,0065
Polychaeta*MO	235,52	2,950	2,742	0,01219
Oligochaeta*Pendiente	287,06	-37,013	-4,384	0,00117
Oligochaeta*Temperatura	287,06	9,145	3,2443	0,01395
Copepoda*MO	271,57	-16,0994	-3,382	0,0308

Los valores en negrita presentan diferencia estadística

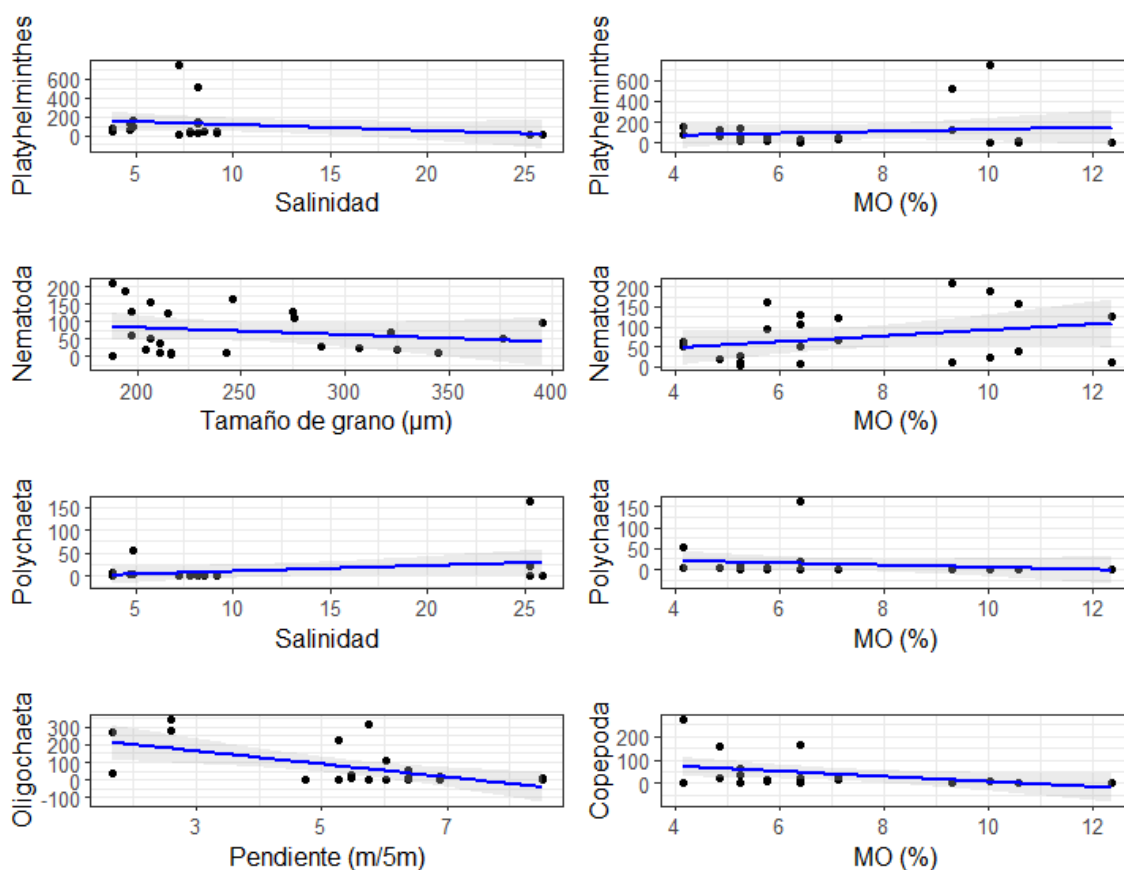


Figura 10. Relación de los taxones de meiofauna (respuesta) frente a las variables ambientales (predictoras). Gráfica de dispersión y línea de tendencia. **FB** = Fluorescencia B; **IU** = Índice de Urbanización.

5.3. Taxones tipificantes y discriminantes

Los taxones menos importantes (con valores más bajos de discriminación) incluyen Cnidaria y Echinodermata, que sugiere que estos taxones no juegan un papel destacado en la diferenciación de los grupos investigados. Por otro lado, taxones como Nematoda, Copepoda y Platyhelminthes tienen relevancia en la separación de grupos. Sin embargo, los taxones Oligochaeta, Polychaeta, Tardigrada, Ostracoda y Sipuncula tienen valores de Orden de Discriminación más altos. Los taxones que son frecuentes y abundantes en un grupo específico, pero ausentes o menos abundantes en otros grupos, son altamente discriminantes, lo que significa que contribuyen a la diferenciación de las playas urbanas de las no urbanas. (Figura 11).

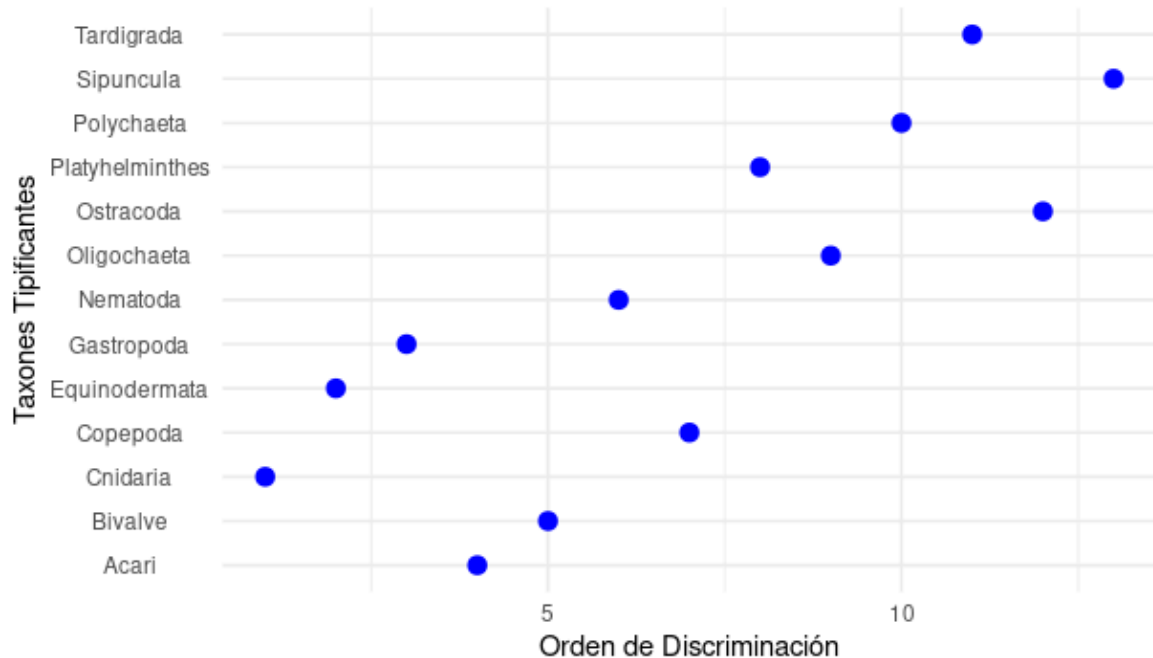


Figura 11. Contribución de los taxones tipificantes a la discriminación entre los grados de urbanización de las playas estudiadas

5.4. Análisis multivariados: variables ambientales y comunitarias

Los análisis del nMDS presentan una separación de playas tanto para las variables ambientales como para las comunidades biológicas entre playas urbanas y no urbanas, en las dos estaciones del año (Figura 12). El resultado de la prueba PERMANOVA para la composición de taxones y variables ambientales en diferentes playas, durante el invierno y verano, revelan una diferencia significativa entre playas urbanas y no urbanas (Tabla 8). El análisis BIOENV identificó que las variables ambientales FA, FB, MO e IU muestran la mejor correlación con las variables biológicas en un conjunto de datos. El modelo resultante, compuesto por estas cuatro variables, exhibió una correlación de aproximadamente 0,55. El análisis también consideró variaciones del modelo, añadiendo otras variables ambientales como Temperatura y Granulometría, pero ninguna de estas adiciones resultó en una correlación más significativa.

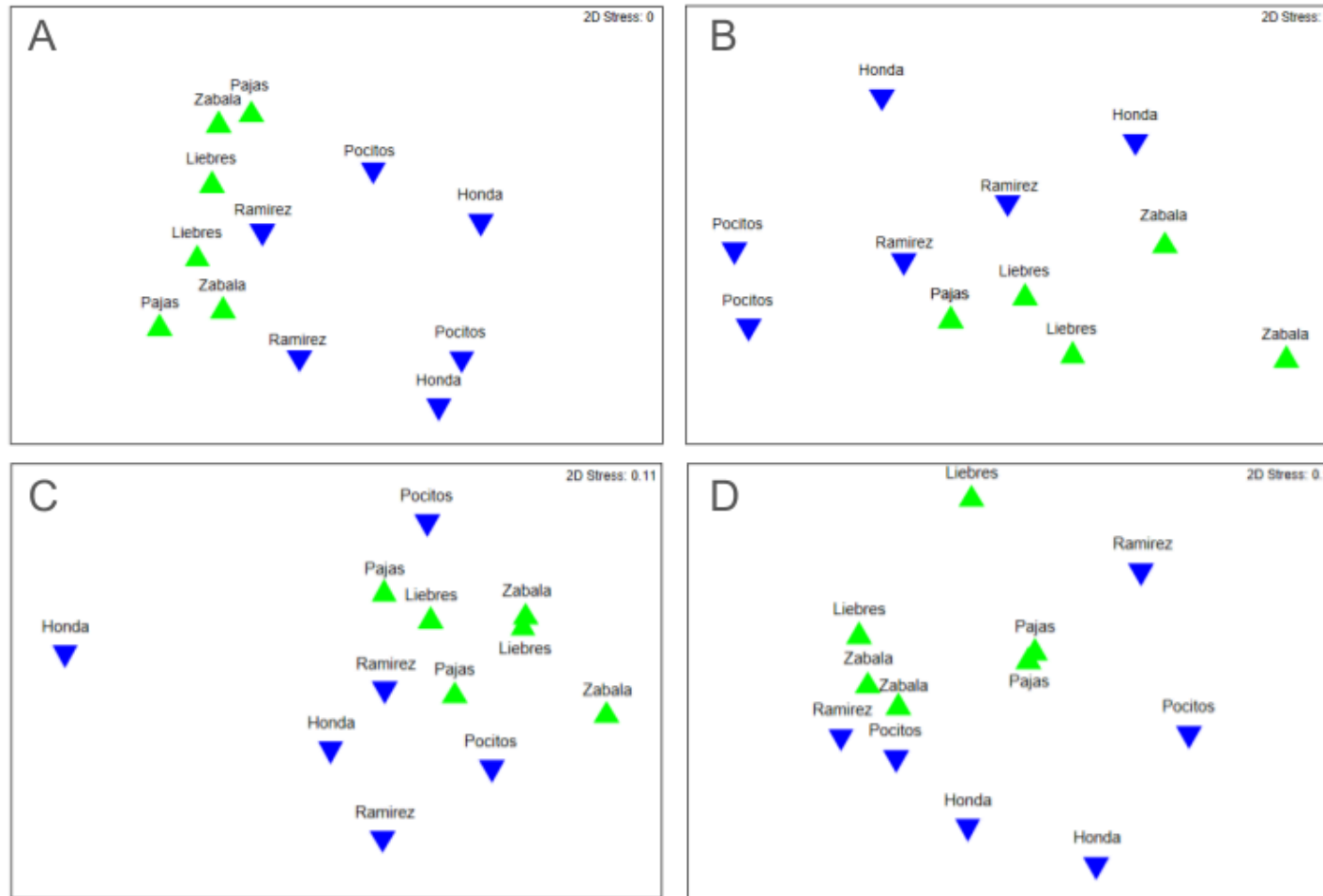


Figura 12. Resultado del análisis nMDS. **A-** Datos ambientales invierno; **B-** Datos ambientales verano; **C-** Datos biológicos invierno; **D-** Datos biológicos verano. En verde las playas no urbanas y en azul las playas urbanas.

Tabla 8. Resultados de análisis PERMANOVA para la composición de taxones y datos ambientales entre las playas urbanas y no urbanas en las dos estaciones del año (invierno y verano).

Relación	Estación	Pseudo-F	p(perm)
Taxones*Urbanización	Invierno	3.5404	0.003
Ambientales*Urbanización	Invierno	9.9716	0.001
Taxones*Urbanización	Verano	2.2859	0.006
Ambientales*Urbanización	Verano	11.364	0.003

Valores en negrita presentan diferencia estadística

6. DISCUSIÓN

El presente trabajo constituye una contribución al conocimiento de la comunidad de meiofauna de playas arenosas con distinto grado de urbanización. Los datos biológicos siguieron patrones contrastantes en la estructura de la comunidad de meiofauna relacionados con la urbanización, en cuanto las diferentes estaciones del año no presentaron impacto relevante en la meiofauna.

6.1. Datos abióticos

En nuestro estudio, las playas menos urbanizadas y menos afectadas conservan un mayor porcentaje de áreas con vegetación, asimismo, una menor proporción de construcciones urbanas adyacentes a zonas de playa, a diferencia de las playas más urbanizadas. Este fenómeno ha contribuido a la variación entre los índices de urbanización entre las playas urbanas y las no urbanas. Las playas más urbanizadas se relacionan con mayores valores de fluorescencia y materia orgánica. La temperatura es la única variable abiótica que varió entre las estaciones.

La urbanización adyacente a playas arenosas está estrechamente relacionada con impactos sobre estos ecosistemas, como la erosión costera, que modifica la estructura física de los granos de arena y la pendiente de las playas, lo que influye negativamente en la estructura comunitaria de organismos bentónicos. (Brazeiro, 2001; Sahavacharin et al., 2022; Augusto et al., 2023). Las características geomorfológicas, urbanas y socioeconómicas ya han sido utilizadas, mediante análisis geoespaciales, para clasificar playas urbanas, modificadas y preservadas, en general estableciendo índices como los de

urbanización, conservación y recreación. (McLachlan et al., 2013; Gutierrez et al., 2014; Orlando et al., 2020; Orlando et al., 2021; Orlando, 2023). Por ejemplo, la vegetación remanente en las playas se correlaciona con impactos antropogénicos, sin embargo no son capaces de reconocer la fitofisionomía de las zonas de vegetación (por ejemplo la existencia de especies invasoras) (Cesar de Sá et al., 2017; Orlando et al., 2021). La presencia de infraestructura urbana como edificios, quioscos, paseos, puede provocar la degradación de las playas de arena, lo que puede acelerar la erosión costera y contribuir a la contaminación del agua y del suelo, alterando el hábitat natural y dañando potencialmente la biodiversidad local (McLachlan et al., 2013; Gutierrez et al., 2014; Amaral et al., 2016). Los resultados son consistentes con la relación de la fluorescencia en ambientes acuáticos que puede indicar la presencia de fitoplancton como las cianobacterias, asociadas a la eutrofización, así como valores elevados de FB pueden estar relacionados con la presencia de exceso de partículas de materia orgánica disueltas en el agua (Calijuri et al., 2006; Cadondon et al., 2020). La fluorescencia A y B pueden mostrar una conexión significativa con el incremento de la temperatura, resaltado por un aumento en la proliferación de fitoplancton y materia orgánica; en general, las microalgas experimentan un crecimiento más rápido con temperaturas más altas, ya que la temperatura puede acelerar los procesos metabólicos (Paerl y Huisman, 2008; Huo et al., 2019). Esto se evidencia en el aumento de los valores de tanto en playas urbanas como no urbanas durante la temporada de verano, en el actual trabajo.

Los patrones de concentración de materia orgánica (%) fueron similares a otros estudios que comparan la calidad del agua en la costa de Montevideo, en los que existen variaciones entre áreas preservadas y más urbanas (Muniz et al., 2002; 2019). Análisis de correlación en este estudio muestran que existe una alta correlación positiva de la fluorescencia A y fluorescencia B con la materia orgánica disuelta. Al igual que la materia orgánica, los valores de fluorescencia fueron más altos en las playas urbanas en comparación con las playas menos impactadas. Según Segura et al., (2021), las playas al oeste de Montevideo tienen temperaturas y salinidades más bajas, pues están más alejadas de la influencia del Océano Atlántico. En este sentido se han observado diferencias en la salinidad entre playas de Montevideo en una dirección Oeste-Este (Lercari y Defeo, 2006). La temperatura y la salinidad son variables influenciadas por los vientos, con variaciones anuales promedio de 14 grados centígrados y 17 de salinidad en el litoral estuario de Montevideo (Simionato et al., 2010). La salinidad de las aguas costeras de Montevideo es

bastante determinada según las condiciones de viento, corriente y la descarga del Río de la Plata, que ocasionan altas oscilaciones de salinidad a lo largo de los días (Fossati y Piedra-Cueva, 2008). El estudio actual muestra variaciones de salinidad entre las estaciones, posiblemente influenciadas por el viento y la descarga de agua dulce del estuario, con temperaturas más altas en verano.

Como era de esperar por el diseño de muestreo diseñado para también controlar el factor morfodinámico, algunas variables no cambiaron significativamente entre las playas. El tamaño medio de grano y la pendiente de las playas presentaron patrones similares encontrados en trabajos anteriores en las playas de Montevideo, caracterizadas por el predominio de arena media-fina en la composición granulométrica y pendiente con inclinación suave (Gutierrez et al., 2015; Garcia-Alonso et al., 2017)

6.2. Estructura comunitaria y composición de la meiofauna

En el presente estudio fue encontrado una densidad media de 344,64 individuos de meiofauna por 10 cm². De los 11 taxones encontrados, Platyhelminthes, Nematoda, Oligochaeta y Copepoda fueron los taxones dominantes en cuanto Ostracoda, Annelida y Tardigrada fueron los discriminantes. Las playas urbanas mostraron mayor dominancia de estos taxones, así como, menores valores de riqueza taxonómica, diversidad de Shannon y uniformidad de Pielou, y también mayores valores de densidad por 10 cm².

Otros estudios también han encontrado valores similares de estructura de comunidad, riqueza de taxones y densidad de meiofauna en playas estuarinas de Montevideo, como en otras playas urbanas donde se encontraron una composición de taxones de meiofauna y valores de densidad similar a ese estudio, con dominancia de Copepoda e Nematoda (Felix et al., 2016). En las playas Punta Yeguas y Capurro 12 kilómetros del centro urbano de Montevideo, presentaron una densidad de 899,55 y 791,5 individuos por 10 cm² números mayores de la densidad media presentada en las playas mostradas en este estudio (Gorostidi-Piperno et al., 2022).

Los taxones dominantes presentados en este estudio son comparables con resultados de otros estudios de playas estuarinas tropicales y subtropicales, con énfasis en los taxones Copepoda y Nematoda generalmente dominantes en estos ambientes (Maria et al., 2013; Kandratavicius et al., 2015; Félix et al., 2016; Pereira et al., 2018) Nematoda es el grupo meiofaunístico más abundante en ecosistemas bentónicos marinos y presenta una

amplia variedad de grupos tróficos en su composición de especies, lo que lo convierte en un filo muy generalista en su dieta, así como su alta tasa de recomposición y resistencia a variaciones ambientales más extremas (Moens y Vincx, 1997; Nagelkerken et al., 2008; Giere, 2009; Giere y Schratzberger, 2023). Los Copepoda también son uno de los grupos de meiofauna más abundantes debido a su alta tasa de reproducción y recomposición en condiciones ambientales favorables, pero al igual que otros crustáceos (ostrácodos, anfípodos) son bastante sensibles a los cambios ambientales, lo que los convierte en taxones muy influyentes en las diferencias de estructura entre comunidades en playas con diferentes grados de impacto antropogénico (Coull 1999; Moreno et al. 2006; Giere, 2009). La mayoría de los Platyhelminthes marinos de vida libre pertenecen a la clase de tamaño de la meiofauna, con taxones como Prolecithophora y Rhabdocoela que prefieren hábitats epibentónicos, mientras que otros taxones se encuentran intersticialmente. Estos organismos son dominantes en hábitats arenosos y de agua salobre en términos de biomasa y diversidad de especies. Sin embargo, algunas técnicas de muestreo y laboratorio pueden dañar sus estructuras corporales, lo que podría llevar a una subestimación de su abundancia en muestras meiobentónicas (Giere, 2009; Fonseca et al., 2010). La abundancia y diversidad de Annelida pueden servir como indicadores efectivos de las condiciones y cambios ambientales, haciéndolos adecuados como taxones discriminantes para identificar la variación espacial en la riqueza, abundancia y variación de ensamblaje de especies (Shokri et al., 2009). Algunos grupos son menos abundantes o raros en muestras de meiofauna, debido a que son individuos de menor abundancia, tamaño y baja tasa de reemplazo poblacional (Giere, 2009).

Las diferencias en la estructura comunitaria de la meiofauna en relación con la estacionalidad se ha abordado en diferentes latitudes, los mismos han observado una mayor riqueza, diversidad y abundancia de taxones en estaciones más cálidas, con mayor floración de fitoplancton y mayor disponibilidad de materia orgánica como recurso (Rudnick et al., 1985; Schunemann y Werner, 2005; Quintana et al., 2010). Para este estudio, no se presentaron diferencias entre las estaciones, con excepción de la riqueza de taxones, que fue mayor en verano.

6.3. Relación de la estructura comunitaria de la meiofauna con la urbanización

Los análisis de correlación en este estudio indican que la urbanización y la

variabilidad entre estaciones contribuye significativamente a la disimilitud observada, lo que sugiere que estos dos factores pueden influir en la composición de las comunidades de especies en estas zonas costeras. Los efectos de la urbanización se producen mediante aquellas variables correlacionadas positivamente con la urbanización, (fluorescencia y MO), las que resultaron relevantes en la determinación de la estructura comunitaria de la meiofauna, con impactos negativos en las playas más urbanizadas.

El trabajo de Orlando et al. (2020) midió los niveles de urbanización de dieciséis playas a lo largo de la costa uruguaya y lo relaciona con la estructura de la comunidad de macrofauna, organismos bentónicos más grandes que la meiofauna con algunas respuestas similares a la de la meiofauna a los disturbios fisicoquímicos en las playas (Schratzberger et al., 2003; Whomersley et al., 2009), como por ejemplo, el efecto de hipoxia en las asociaciones bentónicas (Hansen et al., 2002; Steyaert et al., 2007; Taheri et al., 2014). La urbanización en Uruguay está más marcada por la actividad turística baja / media en el país (Orlando et al., 2020), la cual ha disminuido a números mínimos por el cese de estas actividades debido a la crisis sanitaria de la pandemia de COVID-19 (Mohanty et al., 2020). Además, aún no se han explorado los impactos de la urbanización en las playas uruguayas, acompañado por el incremento de las actividades recreativas y turísticas en esta región, luego de la pandemia.

La contaminación derivada de aguas residuales y domésticas se asocia estrechamente con el enriquecimiento de materia orgánica en los ecosistemas acuáticos, que tiene relación con varias implicaciones ecológicas, especialmente en entornos costeros y estuarinos, como playas arenosas, donde los nutrientes y materia orgánica añadidos por estas fuentes pueden alterar significativamente las condiciones naturales del agua y los sedimentos (Balsamo et al., 2012). El enriquecimiento orgánico puede promover efectos negativos en la comunidad biológica bentónica presente en los ecosistemas de playas, como la disminución o exclusión de algunos grupos taxonómicos más sensibles y dominancia de grupos más resistentes (Balsamo et al., 2012; McLachlan y Defeo, 2017; Schratzberger y Ingels, 2017). Esto también se puede observar en playas arenosas de diferentes regiones del mundo, como Atlántico-Sur, Mar del Norte y China, donde la densidad, diversidad y composición de taxones se vieron afectadas negativamente por el aumento de indicadores de contaminación como la materia orgánica y la clorofila-A (Zeppilli et al., 2015; Felix et al., 2016; Sun et al., 2014; Lemke, 2024); así como la disminución de la diversidad, riqueza y otros valores de la estructura comunitaria de

meiofauna en ambientes con enriquecimiento de compuestos orgánicos (Moreno et al., 2008; Gambi et al., 2009; Balsamo et al., 2010; Mirto et al., 2010). La meiofauna puede distribuirse espacialmente en relación a la organización de parches de compuestos orgánicos, que sirven de alimento a ciertos grupos, comportamiento que en determinadas ocasiones son más determinantes en la distribución espacial de la meiofauna que otras interacciones ecológicas de búsqueda de recursos como la depredación (Höckelmann et al., 2004; Ingels et al., 2011; Kreuzinger-Janik et al., 2022). En otros estudios de meiofauna en playas arenosas, puede verse que los resultados fueron similares a este trabajo, donde la meiofauna fue influenciada por el aumento de materia orgánica y de la urbanización (Felix et al., 2016; Sahraeian et al., 2020; Gorostidi-Piperno, 2022). Algunos grupos representativos de la meiofauna son presentes y dominantes en ambientes afectados por la contaminación de los sedimentos, debido a su resistencia a estos cambios ambientales (enriquecimiento de materia orgánica, cambio de salinidad, bloqueos de canales intersticiales), siendo Nematoda, Annelida y Platyhelminthes algunos de los grupos más resistentes a estos impactos antropogénicos; estos grupos desempeñan un papel esencial en la descomposición de desechos, el ciclo de nutrientes y el flujo de energía, convirtiéndose en un indicador de los efectos de la bio-deposición (Giere, 2009; Zeppilli et al., 2015; Zeppilli et al., 2018; Schratzberger y Ingels 2018; Giere y Schratzberger, 2023). En particular, los nematodos muestran numerosas adaptaciones comportamentales y/o fisiológicas para sobrevivir en condiciones hipóxicas o intermitentemente anóxicas; esta resistencia del grupo de los nematodos se debe a su diversidad de géneros y especies, prevaleciendo especies cosmopolitas y resistentes a la perturbación del ecosistema en cambios en la composición orgánica del sedimento (Armenteros et al. 2010; Boufahja et al., 2016; Kandravicius et al., 2018; Sapir 2021). Por otra parte, el grupo Crustacea (Copepoda, Amphipoda, Ostracoda, etc.) son más vulnerables al enriquecimiento orgánico, enfrentando con los cambios en la textura y la química del sustrato, lo que resulta en la oclusión de los espacios intersticiales por la materia orgánica y el establecimiento de condiciones anóxicas (Mirto et al., 2012).

Los patrones de correlación de la estructura comunitaria de la meiofauna con las variables analizadas en este trabajo, en general son coincidentes con lo reportado en estudios de otras playas del mundo. Por ejemplo, el Mar Cáspio, que se caracteriza por una baja salinidad, presentó una mayor densidad de la meiofauna en las regiones con menor salinidad, así como, una correlación negativa de la densidad de meiofauna y la materia

orgánica (Zarghami, 2019). En playas estuarinas con diferente tipo de impactos urbanos, en una bahía de Baja California, en el Noroeste de México, se encontraron valores más bajos de abundancia general de meiofauna en playas con valores medios y altos de impactos antropogénicos (Pereira et al., 2018). En playas estuarinas de Carolina del Sur, Estados Unidos, se encontraron diferencias en la composición de taxones y estructura comunitaria de la meiofauna, al relacionarse con diferencias entre la urbanización de las playas estudiadas; el grupo Copepoda fue significativamente menos abundante en playas más desarrolladas urbanas (Martinez, 2011).

6.4. Relación de los grupos meiofaunales con las variables abióticas y la urbanización

En el actual estudio, las variables de salinidad y materia orgánica se han mostrado más influyentes en la determinación de la abundancia de los taxones individuales, mientras que la pendiente, temperatura, tamaño de grano y fluorescencia también han presentado correlaciones específicas con algunos taxones. Platyhelminthes, Oligochaeta, Polychaeta, Copepoda, Nematoda y Ostracoda fueron los taxones que mostraron alguna correlación positiva con estas variables.

Además, los Platyhelminthes exhibieron una correlación positiva con la materia orgánica (y fluorescencia A y B), mostrándose más abundantes en playas urbanas. Los Platyhelminthes destacan como depredadores altamente eficaces dentro de la meiofauna, gracias a su tamaño distintivo, que los posiciona como los gusanos más grandes que conforman esta comunidad. Además, suelen poseer estructuras bucales altamente especializadas para la captura de presas específicas, asegurando así su presencia y dominio entre los organismos de meiofauna más abundantes (Curini-Galletti et al., 2023; Giere y Schratzberger, 2023). Algunos grupos taxonómicos dentro de Platyhelminthes se encuentran comúnmente en sedimentos que exhiben elevados niveles de desechos y materia orgánica (Van Steenkiste et al., 2023). Los Platyhelminthes, al igual que otros grupos de meiofauna como Oligochaeta, Polychaeta y Nematoda, pueden proliferar en ambientes enriquecidos con materia orgánica al consumirla indirectamente a través de asociaciones o interacciones depredadoras con bacterias y algas (Heip et al., 1985; Coull, 1999; Schratzberger e Ingels, 2017). Algunas especies de Platyhelminthes meiofaunales se consideran osmoconformadores, comunes en los invertebrados marinos, en los que la

consistencia de los fluidos corporales corresponde a la del agua circundante, de modo que no hay ganancia o pérdida neta de agua o sales del cuerpo, como un control de la presión osmótica, puede vivir en grandes variaciones de salinidad (Rivera et al., 2016).

Polychaeta puede tener respuestas variadas en relación al enriquecimiento de materia orgánica en el sedimento, pudiendo presentar correlaciones positivas con esta variable (Quintana et al. 2010; Zeppilli et al., 2015) o patrones similares a los resultados del presente estudio. El grupo Annelida puede presentar alguna resistencia fisiológica o interacciones con otros grupos como los Nerillidae (Polychaeta) y Oligochaeta que pueden tener relaciones con bacterias simbióticas para sobrevivir en ambientes anóxicos (Dubilier et al., 2001; Schratzberger y Ingels, 2017), además de especies que utilizan la materia orgánica como recurso (Mirto et al., 2012). Por tanto, se trata de un grupo muy diverso, con respuestas muy complejas, lo que dificulta determinar patrones relacionados con cambios ambientales, derivados de impactos antrópicos, cuando se estudia a nivel taxonómicos más altos (filo, clase) (Zeppilli et al., 2015).

La alta abundancia de Polychaeta de la meiofauna en respuesta a la alta salinidad puede atribuirse a una combinación de factores ecológicos, como adaptabilidad de las especies de Polychaeta eurihalinos, capaces de tolerar un amplio rango de niveles de salinidad o por su eficacia como depredadores, pudiendo competir exitosamente con otros grupos de la meiofauna con una mayor disponibilidad de recurso, ya que la abundancia de meiofauna generalmente está positivamente influenciada con el aumento en la salinidad (Giangrande et al., 2020; Zeppilli et al., 2015). La intrincada interacción de estos factores subraya la complejidad de la relación entre la salinidad y la abundancia de la meiofauna.

A pesar de no observar diferencias en la pendiente respecto al grado de urbanización, la inclinación de la playa ejerce influencia sobre la distribución y abundancia de la meiofauna, siendo las pendientes más suaves comúnmente asociadas con sedimentos más finos y un flujo de agua más lento, lo cual favorece positivamente la predominancia de la meiofauna. Este fenómeno se atribuye al aumento de los hábitats disponibles en sedimentos de menor granulometría y a una mayor deposición de materia orgánica en corrientes más lentas, actuando como fuente alimentaria para detritívoros y descomponedores (Giere, 2009) como ser muchas especies de Polychaeta. La temperatura representa otro factor determinante, dado que temperaturas elevadas pueden incrementar las tasas metabólicas, reproducción y crecimiento de la meiofauna, aunque temperaturas excesivamente altas pueden generar estrés y restringir su distribución (Giere, 2009;

McLachlan y Defeo, 2017). Oligochaeta, en particular, prosperan en entornos con aumento de materia orgánica, influenciados por la pendiente y la temperatura; las pendientes más suaves intensifican la deposición de materia orgánica, mientras que temperaturas más altas aceleran su descomposición; la descomposición de la materia orgánica genera nutrientes y compuestos orgánicos simples, como aminoácidos y ácidos grasos, que enriquecen el ambiente y proporcionan una fuente de alimento esencial para los oligoquetos depositívoros. (Giere, 2009; Zeppilli et al., 2015; Zeppilli et al., 2018; Pereira et al., 2018). La playa Zabala presentó un valor de pendiente muy menor que las demás, así como, fue la playa con mayor abundancia total de Oligochaeta en el invierno y verano.

Ostracoda y Copepoda son crustáceos muy sensibles a transformaciones y modificaciones en la morfodinámica y ambiente físico-químico de las playas arenosas, siendo generalmente indicadores de la calidad de estos ecosistemas, correlacionando positivamente su presencia y abundancia con una mejor salud de las playas (Giere, 2009). En la bahía de Marennes-Oléron, frente a la costa de Francia, los Ostracoda mostraron una relación negativa con el aumento de biomasa de algas micro-fito-bentónicas, mientras que los Nematoda mostraron un patrón de relación positiva con una mayor actividad de las algas (Montagna et al., 1995). Coincidentemente, Ostracoda y Copepoda se muestran en esta investigación, más abundantes en las playas menos urbanizadas y específicamente con menor valor de MO.

En Nematoda existe compleja diversidad trófica, variando la alimentación en base a micro y macro-detritos, bacterias, algas, protistas y existiendo también depredadores de otros nematodos y organismos de la meiofauna (Moens y Vincx, 1997; Giere, 2009; Majdi et al., 2020). Esta diversidad intrínseca podría determinar su presencia o ausencia en entornos de playa o incluso su distribución a lo largo de ella (Moens y Vincx, 1997; Giere y Schratzberger, 2023). Algunas especies de Nematoda presentan una foto-respuesta positiva debido a su búsqueda de algas en los sedimentos marinos, lo que determina procesos de distribución latitudinal en las playas (Croll & Zullini 1972). Para este estudio, la FA, que está directamente relacionada positivamente con la presencia de algas y organismos fotosintéticos, resultó bastante concluyente en la estructura de la comunidad de meiofauna y la composición taxonómica, siendo decisiva para la presencia o ausencia de ciertos grupos. Los Nematoda mostraron una baja correlación con FA, FB, MO e IU, estando su estructura comunitaria determinada por la variación en el tamaño de los granos de arena en las playas, respondiendo negativamente al aumento del tamaño de grano,

resultado común debido a la preferencia, no exclusiva, por los sedimentos caracterizados por arena fina, así como los Copepoda tienden a correlacionarse positivamente con un mayor tamaño de grano. (Delgado, 2009; Levin et al., 2009; Kandratavicius et al., 2015).

Trabajar con grupos taxonómicos en niveles jerárquicos más altos, como Phylum y Clase, puede limitar la comprensión detallada de la estructura y función de las comunidades ecológicas, aunque útil en análisis más amplios, a menudo enmascara la diversidad funcional y adaptativa que se encuentra entre niveles taxonómicos más pequeños, como familias, géneros y especies; los análisis a niveles taxonómicos más altos pueden subestimar esta variabilidad y generar interpretaciones incompletas sobre las funciones ecológicas de las comunidades (Giere, 2009; Bevilacqua et al., 2012).

7. CONCLUSIONES

Se logró una representación adecuada de los contrastes de urbanización en las playas de Montevideo, y se identificaron las variables ambientales más estrechamente vinculadas a dicho contraste, lo cual fue comparable a los resultados de otros estudios que analizaron los patrones de estructura de la comunidad de meiofauna en playas arenosas impactadas por la urbanización (Austen y McAvoy, 1994; Martinez, 2011; Balsamo et al., 2012; Alves et al., 2013; Felix et al., 2016; Zarghami, 2019). Aún, los datos biológicos exhibieron patrones contrastantes en relación con la urbanización y las variables abióticas, ofreciendo indicaciones biológicas significativas sobre ciertos taxones.

Los indicadores utilizados para medir la urbanización (UI) de las playas fueron bastante satisfactorios en cuanto a resultados. Se evidenció que el aumento de la urbanización de playas influye principalmente en las variables MO y fluorescencia, que posteriormente influyen en la estructura de la comunidad de meiofauna. Los nematodos y platelmintos, los taxones más tolerantes a los impactos ambientales, estuvieron más presentes en las playas urbanas, así como los copépodos, ostrácodos y tardígrados, taxones más sensibles, estuvieron ausentes en ellas, siendo excelentes indicadores ambientales de urbanización y contaminación en las playas estudiadas.

Sin embargo, existe la necesidad de una mayor resolución espacial y temporal del

estudio para dilucidar aún más los impactos de la urbanización en las playas y su biodiversidad actual. Por ejemplo, una alta resolución temporal puede revelar cambios rápidos en la abundancia y composición taxonómica de la meiofauna en respuesta a descargas de efluentes u otros contaminantes, lo que permite un análisis más preciso de cómo estos eventos específicos afectan la biodiversidad y la estructura de la comunidad en el corto plazo. También puede dilucidar el conocimiento de los cambios en la estructura de la comunidad de meiofauna en relación con el cambio climático o los efectos de eventos climatológicos (como El Niño y La Niña). Además, la resolución espacial detallada ayuda a identificar microhábitats, como zonas de influencia de materiales orgánicos y contaminantes, que influyen en la distribución de organismos y proporcionan información sobre la resiliencia y vulnerabilidad de los ecosistemas costeros. Estudios como los de Coull (1999) y Giere (2009) muestran que la variación en la composición de la meiofauna a lo largo de los gradientes de impacto ambiental (por ejemplo, áreas menos o más urbanizadas) ofrece valiosos indicadores biológicos sobre la salud ecológica de las playas. Por lo tanto, una mayor resolución espacial y temporal puede ampliar nuestra comprensión de la relación entre la urbanización y la salud de los ecosistemas, facilitando la formulación de estrategias efectivas de conservación y monitoreo ambiental.

La restauración de ecosistemas marinos previamente contaminados es un objetivo clave de la legislación ambiental, pero la recuperación completa es poco común a nivel mundial (Borja et al. 2010). La comprensión de las trayectorias de recuperación de la meiofauna es limitada y a menudo se extrapola a partir de la resistencia observada en exposiciones experimentales, pues aún se necesita un mayor esfuerzo para comprender los procesos ecológicos y las interacciones relacionadas con el grupo, antes de que los resultados de los experimentos en microcosmos o mesocosmos de laboratorio puedan relacionarse adecuadamente con las condiciones naturales (Mayer-Pinto et al. 2010). Aún queda por explorar el uso de la meiofauna como bioindicador de los efectos de la urbanización en las playas uruguayas, utilizando otras variables relacionadas con impactos antropogénicos como HAP, otros contaminantes orgánicos, hidrocarburos, metales, etc.

(Ellis et al., 2001; Haegerbaeumer et al., 2017; Stark et al., 2017; Zarghami, 2019; Da Silva et al., 2022). Además de la necesidad de cambios normativos y de gobernanza para que se contemple las alteraciones en las comunidades bentónicas como insumo para el monitoreo ambiental y para la gestión de playas.

También se recomienda muestrear playas oceánicas, más al este de Montevideo, que no están influenciadas por el Río de la Plata y otras variables ambientales como pH, oxígeno disuelto, petróleo, metales, para comparar los resultados de contrastes e influencias de impactos antropogénicos. Además del uso de nuevas técnicas de análisis, como el barcoding, el ADN ambiental, así como, la necesidad de aumentar la resolución taxonómica en estudios ecológicos de meiofauna.

Este estudio se llevó a cabo mediante un considerable esfuerzo de muestreo y proporcionó datos exhaustivos que permitieron cumplir con los objetivos planteados y abordar las hipótesis iniciales, de manera satisfactoria, con una respuesta efectiva de la meiofauna como herramienta para analizar los impactos urbanos en las playas estuarinas.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alves, A. S., Adão, H., Ferrero, T. J., Marques, J. C., Costa, M. J., & Patrício, J. (2013). Benthic meiofauna as indicator of ecological changes in estuarine ecosystems: The use of nematodes in ecological quality assessment. *Ecological Indicators*, 24, 462-475.
- Amaral, A. C. Z., Corte, G. N., Denadai, M. R., Colling, L. A., Borzone, C., Veloso, V., Pessoa, O. E., Zalmon, I. R., Rocha-Barreira, C. A., & Almeida, T. C. M. D. (2016). Brazilian sandy beaches: characteristics, ecosystem services, impacts, knowledge and priorities. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64, 5-16.
- Austen, M. C., McEvoy, A. J., & Warwick, R. M. (1994). The specificity of meiobenthic community responses to different pollutants: results from microcosm experiments. *Marine Pollution Bulletin*, 28(9), 557-563.
- Austen, M. C., & McEvoy, A. J. (1997). The use of offshore meiobenthic communities in laboratory microcosm experiments: response to heavy metal contamination. *Journal of*

- Experimental Marine Biology and Ecology, 211(2), 247-261.
- Baldeija, B., & Lercari, D. (2024). An analysis of meiofauna knowledge generated by Latin American researchers. *Ocean and Coastal Research*, 72(suppl 1), e24001.
 - Balsamo, M., Semprucci, F., Frontalini, F., & Coccioni, R. (2012). Meiofauna as a tool for marine ecosystem biomonitoring. *Marine Ecosystems*, 4, 77-104.
 - Bevilacqua, S., Terlizzi, A., Claudet, J., Fraschetti, S., & Boero, F. (2012). Taxonomic relatedness does not matter for species surrogacy in the assessment of community responses to environmental drivers. *Journal of Applied Ecology*, 49(2), 357-366.
 - de Brauwere, A., Ouattara, N. K., & Servais, P. (2014). Modeling fecal indicator bacteria concentrations in natural surface waters: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44(21), 2380-2453.
 - Brazeiro, A. (2001). Relationship between species richness and morphodynamics in sandy beaches: what are the underlying factors?. *Marine Ecology Progress Series*, 224, 35-44.
 - Brown, A. C., & McLachlan, A. (2010). *The ecology of sandy shores*. Elsevier, 3.
 - Byers S, Mills E & Stewart P. (1978). Comparison of methods of determining organic carbon in marine sediments, with suggestions for a standard method. *Hydrobiologia*, 58, 43- 47.
 - Cadondon, J. G., Napal, J. P. D., Abe, K., De Lara, R., Vallar, E. A., Orbecido, A. H., & Galvez, M. C. D. (2020). Characterization of water quality and fluorescence measurements of dissolved organic matter in Cabuyao river and its tributaries using excitation-emission matrix spectroscopy. In *Journal of Physics: Conference Series* (Vol. 1593, No. 1, p. 012033). IOP Publishing.
 - Calijuri, M. D. C., Alves, M. S. A., & Santos, A. C. A. D. (2006). *Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais*. Tese de Dissertação, Repositório Institucional EESC, Universidade de São Paulo.
 - César, I. I. (2014). Annelida (Oligochaeta and Aphanoneura) from the Natural Reserve of Isla Martín García (upper Río de la Plata estuary, Argentina): biodiversity and response to environmental variables. *Brazilian Journal of Biology*, 74, 128-136.

- Clarke, K. R., & Ainsworth, M. (1993). A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology, Progress Series*, 92, 205-205.
- Clarke, K. R. & Gorley, R. N. (2006). *PRIMER v6: User Manual/Tutorial* (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research). PRIMER-E, Plymouth.
- Covazzi, A., Pusceddu, A., Della Croce, N., & Danovaro, R. (2000). Spatial and temporal changes in beach meiofaunal communities of the Ligurian Sea (NW Mediterranean). *Revista de Biología marina y oceanografía*, 35(1), 57-64.
- Creutzberg, F., Wapenaar, P., Duineveld, G., & Lopez, N. L. (1984). Distribution and density of the benthic fauna in the southern North Sea in relation to bottom characteristics and hydrographic conditions. *Rapp PV Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer*, 183, 101-110.
- Da Silva, R. B., Dos Santos, G. A., de Farias, A. L. L., França, D. A., Cavalcante, R. A., Zanardi-Lamardo, E., Souza, J. R. B., & Esteves, A. M. (2022). Effects of PAHs on meiofauna from three estuaries with different levels of urbanization in the South Atlantic. *PeerJ*, 10, e14407.
- Dee, L. E., Cowles, J., Isbell, F., Pau, S., Gaines, S. D., & Reich, P. B. (2019). When do ecosystem services depend on rare species?. *Trends in Ecology & Evolution*, 34(8), 746-758.
- Delgado, J. D., Riera, R., Monterroso, O., & Núñez, J. (2009). Distribution and abundance of meiofauna in intertidal sand substrata around Iceland. *Aquatic Ecology*, 43, 221-233.
- Dubilier, N., Mülders, C., Ferdelman, T., de Beer, D., Pernthaler, A., Klein, M., Wagner, M., Perseus, C., Thiermann, F., Giere, O., & Amann, R. (2001). Endosymbiotic sulphate-reducing and sulphide-oxidizing bacteria in an oligochaete worm. *Nature*, 411(6835), 298-302.
- Ellis, R. J., Neish, B., Trett, M. W., Best, J. G., Weightman, A. J., Morgan, P., & Fry, J. C. (2001). Comparison of microbial and meiofaunal community analyses for determining impact of heavy metal contamination. *Journal of Microbiological Methods*, 45(3), 171-185.
- Felix, G., Marenzi, R. C., Polette, M., & Netto, S. A. (2016). Landscape visual quality and

- meiofauna biodiversity on sandy beaches. *Environmental Management*, 58, 682-693.
- Folk, R. L., & Ward, W. C. (1957). Brazos River bar [Texas]; a study in the significance of grain size parameters. *Journal of sedimentary research*, 27(1), 3-26.
 - Fonseca, V. G., Carvalho, G. R., Sung, W., Johnson, H. F., Power, D. M., Neill, S. P., ... & Creer, S. (2010). Second-generation environmental sequencing unmasks marine metazoan biodiversity. *Nature Communications*, 1(1), 98.
 - Fonseca, G., Norenburg, J., & Di Domenico, M. (2014). diversity of marine meiofauna on the coast of Brazil. *Marine Biodiversity*, 44, 459-462.
 - 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.
 - Gorni, G. R., Sanches, N. A. D. O., Colombo-Corbi, V., & Corbi, J. J. (2018). Oligochaeta (Annelida: Clitellata) in the Juruena River, MT, Brazil: species indicators of substrate types. *Biota Neotropica*, 18, e20180566.
 - Gheskiere, T., Vincx, M., Weslawski, J. M., Scapini, F., & Degraer, S. (2005). Meiofauna as descriptor of tourism-induced changes at sandy beaches. *Marine Environmental Research*, 60(2), 245-265.
 - Giangrande, A., Gambi, M. C., & Gravina, M. F. (2020). Polychaetes as habitat former: structure and function. *Perspectives on the Marine Animal Forests of the World*, 219-237.
 - Giere, O. (2009). Meiofauna Taxa: A systematic account. *Meiobenthology: The Microscopic Motile Fauna of Aquatic Sediments*, 103-234.
 - Giere, O., & Schratzberger, M. (Eds.). (2023). *New horizons in meiobenthos research: Profiles, Patterns and Potentials*. Springer Nature.
 - 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.
 - Gorostidi Piperno, B. (2022). Composición de la comunidad meiobentónica en playas

arenosas de la costa uruguaya en un gradiente ambiental y con diferente grado de impacto antrópico [en línea] Tesis de grado. Montevideo : Udelar. FC.

- Guarini, J. M., Blanchard, G. F., Bacher, C., Gros, P., Riera, P., Richard, P., & Sauriau, P. G. (1998). Dynamics of spatial patterns of microphytobenthic biomass: inferences from a geostatistical analysis of two comprehensive surveys in Marennes-Oléron Bay (France). *Marine Ecology Progress Series*, 166, 131-141.
- Gutiérrez, O., Panario, D., Nagy, G. J., Piñeiro, G., & Montes, C. (2015). Long-term morphological evolution of urban pocket beaches in Montevideo (Uruguay): impacts of coastal interventions and links to climate forcing. *Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 15(4), 467-484.
- Gutiérrez, O., Panario, D., Nagy, G. J., Bidegain, M., & Montes, C. (2016). Climate teleconnections and indicators of coastal systems response. *Ocean & Coastal Management*, 122, 64-76.
- Haegerbaeumer, A., Höss, S., Ristau, K., Claus, E., Heininger, P., & Traunspurger, W. (2017). The use of meiofauna in freshwater sediment assessments: Structural and functional responses of meiobenthic communities to metal and organics contamination. *Ecological Indicators*, 78, 512-525.
- Harguinteguy, C. A., Cofré, M. N., & Pastor de Ward, C. T. (2012). Change in the meiofauna community structure of sandy beaches of the Nuevo Gulf (Chubut, Argentina). *Papéis Avulsos de Zoologia*, 52, 411-422.
- Hector, A. (2021). *The new statistics with R: an introduction for biologists*. Oxford University Press.
- Hockin, D. C. (1983). The effects of organic enrichment upon a community of meiobenthic harpacticoid copepods. *Marine Environmental Research*, 10(1), 45-58.
- Huo, S., He, Z., Ma, C., Zhang, H., Xi, B., Xia, X., ... & Wu, F. (2019). Stricter nutrient criteria are required to mitigate the impact of climate change on harmful cyanobacterial blooms. *Journal of Hydrology*, 569, 698-704.
- Jacoby, W. G., & Ciuk, D. J. (2018). *Multidimensional scaling: An introduction*. The Wiley Handbook of Psychometric Testing: A Multidisciplinary Reference on Survey, Scale and Test Development, 375-412.

- KandrataVICIUS, N., Muniz, P., Venturini, N., & Giménez, L. (2015). Meiobenthic communities in permanently open estuaries and open/closed coastal lagoons of Uruguay (Atlantic coast of South America). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 163, 44-53.
- KandrataVICIUS, N., de Ward, C. P., Venturini, N., Giménez, L., Rodriguez, M., & Muniz, P. (2018). Response of estuarine free-living nematode assemblages to organic enrichment: an experimental approach. *Marine Ecology Progress Series*, 602, 117-133.
- KandrataVICIUS, N. (2020). Ecología de nematodos de vida libre de la Laguna de Rocha y su potencialidad como indicadores de enriquecimiento orgánico. Repositorio Colibri, Universidad de la República.
- KandrataVICIUS, N., Giménez, L., de Ward, C. P., Venturini, N., & Muniz, P. (2024). Linking Biodiversity and Functional Patterns of Estuarine Free-Living Nematodes with Sedimentary Organic Matter Lability in an Atlantic Coastal Lagoon (Uruguay, South America). *Diversity*, 16(11), 688.
- Klein, Y. L., Osleeb, J. P., & Viola, M. R. (2004). Tourism-generated earnings in the coastal zone: a regional analysis. *Journal of Coastal Research*, 20(4), 1080-1088.
- Legendre, P., & Anderson, M. J. (1999). Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs*, 69(1), 1-24.
- Lemke, M. (2024). The effect of urbanization on meiofauna in sandy beaches of the southern North Sea (Master's thesis).
- Lercari, D., & Defeo, O. (2015). Large-scale dynamics of sandy beach ecosystems in transitional waters of the Southwestern Atlantic Ocean: species turnover, stability and spatial synchrony. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 154, 184-193.
- Levin, L. A., Ekau, W., Gooday, A. J., Jorissen, F., Middelburg, J. J., Naqvi, S. W. A., ... & Zhang, J. (2009). Effects of natural and human-induced hypoxia on coastal benthos. *Biogeosciences*, 6(10), 2063-2098.
- Li, J., Vincx, M., Herman, P. M., & Heip, C. (1997). Monitoring meiobenthos using cm-, m- and km-scales in the Southern Bight of the North Sea. *Marine Environmental Research*, 43(4), 265-278.

- Lyons, K. G., Brigham, C. A., Traut, B. H., & Schwartz, M. W. (2005). Rare species and ecosystem functioning. *Conservation Biology*, 19(4), 1019-1024.
- Majdi, N., Schmid-Araya, J. M., & Traunspurger, W. (2020). Examining the diet of meiofauna: a critical review of methodologies. *Hydrobiologia*, 847(12), 2737-2754.
- Martins, M. D. O., Almeida, T. C. M. D., & Domenico, M. D. (2015). Vertical distribution of meiofauna on reflective sandy beaches. *Brazilian Journal of Oceanography*, 63, 469-480.
- Martinez, M. (2011). Anthropogenic Impact on Meiofauna in Myrtle Beach Area Estuaries. Coastal Carolina University, CCU Digital Commons. Spring, 5-15.
- McArdle, B. H., & Anderson, M. J. (2001). Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, 82(1), 290-297.
- McLachlan, A. (1983). Sandy beach ecology—a review. In *Sandy Beaches as Ecosystems: Based on the Proceedings of the First International Symposium on Sandy Beaches, held in Port Elizabeth, South Africa, 17–21 January 1983* (pp. 321-380). Dordrecht: Springer Netherlands.
- McLachlan, A., & Defeo, O. (2017). *The ecology of sandy shores*. Academic Press. 3.
- Mohanty, P., Hassan, A., & Ekis, E. (2020). Augmented reality for relaunching tourism post-COVID-19: socially distant, virtually connected. *Worldwide Hospitality and Tourism Themes*, 12(6), 753-760.
- Montagna, P. A., Blanchard, G. F., & Dinét, A. (1995). Effect of production and biomass of intertidal microphytobenthos on meiofaunal grazing rates. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 185(2), 149-165.
- Montevideo, I. (2018). Programa de monitoreo de agua de playas y costa del departamento de Montevideo. Informe anual.
- Moreno, M., Semprucci, F., Vezzulli, L., Balsamo, M., Fabiano, M., & Albertelli, G. (2011). The use of nematodes in assessing ecological quality status in the Mediterranean coastal ecosystems. *Ecological Indicators*, 11(2), 328-336.

- Muniz, P., Venturini, N., & Martinez, A. (2002). Physico-chemical characteristics and pollutants of the benthic environment in the Montevideo coastal zone, Uruguay. *Marine pollution bulletin*, 44(9), 962-968.
- Muniz, P., Venturini, N., Hutton, M., Kandratavicius, N., Pita, A., Brugnoli, E., Buroni, L., & García-Rodríguez, F. (2011). Ecosystem health of Montevideo coastal zone: A multi approach using some different benthic indicators to improve a ten-year-ago assessment. *Journal of Sea Research*, 65(1), 38-50.
- Muniz, P., Venturini, N., Martins, C. C., Munshi, A. B., García-Rodríguez, F., Brugnoli, E., Dauner, A. L., Bicego, M. C., & 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., Marrero, A., Brugnoli, E., Kandratavicius, N., Rodríguez, M., Bueno, C., & Figueira, R. C. (2019). Heavy metals and As in surface sediments of the north coast of the Río de la Plata estuary: spatial variations in pollution status and adverse biological risk. *Regional Studies in Marine Science*, 28, 100625.
- Nozais, C., Perissinotto, R., & Tita, G. (2005). Seasonal dynamics of meiofauna in a South African temporarily open/closed estuary (Mdloti Estuary, Indian Ocean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 62(1-2), 325-338.
- Orlando, L. (2023). Sandy beach area estimation through open access satellite information: A calibration for the coast of Montevideo, Uruguay. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 52(1), 117-134.
- Orlando, L., Ortega, L., & Defeo, O. (2020). Urbanization effects on sandy beach macrofauna along an estuarine gradient. *Ecological Indicators*, 111, 106036.
- Orlando, L., Ortega, L., & Defeo, O. (2021). Perspectives for sandy beach management in the Anthropocene: Satellite information, tourism seasonality, and expert recommendations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 262, 107597.
- Paerl, H. W., & Huisman, J. (2008). Blooms like it hot. *Science*, 320(5872), 57-58.
- Pereira, T. J., Gingold, R., Villegas, A. D. M., & Rocha-Olivares, A. (2018). Patterns of spatial variation of meiofauna in sandy beaches of northwestern Mexico with contrasting

- levels of disturbance. *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences*, 34, 53-63.
- Quintana, C. O., Yoshinaga, M. Y., & Sumida, P. Y. (2010). Benthic responses to organic matter variation in a subtropical coastal area off SE Brazil. *Marine Ecology*, 31(3), 457-472.
 - R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
 -
 - Rivera-Ingraham, G. A., Nommick, A., Blondeau-Bidet, E., Ladurner, P., & Lignot, J. H. (2016). Salinity stress from the perspective of the energy-redox axis: lessons from a marine intertidal flatworm. *Redox Biology*, 10, 53-64.
 - Sahraeian, N., Sahafi, H. H., Mosallanejad, H., Ingels, J., & Semprucci, F. (2020). Temporal and spatial variability of free-living nematodes in a beach system characterized by domestic and industrial impacts (Bandar Abbas, Persian Gulf, Iran). *Ecological Indicators*, 118, 106697.
 - Segura, Á., Sampognaro, L., López, G., Crisci, C., Bourel, M., Vidal, V., & Perera, G. (2021). Monitoreo de calidad de agua y predicción de coliformes fecales en playas de Montevideo mediante algoritmos de aprendizaje automático. *Innotec*, (22 jul-dic), e555-e555.
 - Schierding, M., Vahder, S., Dau, L., & Irmeler, U. (2011). Impacts on biodiversity at Baltic Sea beaches. *Biodiversity and Conservation*, 20, 1973-1985.
 - Schlacher, T. A., Dugan, J., Schoeman, D. S., Lastra, M., Jones, A., Scapini, F., McLachlan, A., & Defeo, O. (2007). Sandy beaches at the brink. *Diversity and Distributions*, 13(5), 556-560.
 - Schmidt-Rhaesa, A. (Ed.). (2020). Guide to the identification of marine meiofauna (p. 607). München: Verlag Dr. Friedrich Pfeil.
 - Shokri, M. R., Gladstone, W., & Kepert, A. (2009). Annelids, arthropods or molluscs are suitable as surrogate taxa for selecting conservation reserves in estuaries. *Biodiversity and Conservation*, 18, 1117-1130.

- Schratzberger, M., Daniel, F., Wall, C. M., Kilbride, R., Macnaughton, S. J., Boyd, S. E., ... & Swannell, R. P. (2003). Response of estuarine meio-and macrofauna to in situ bioremediation of oil-contaminated sediment. *Marine Pollution Bulletin*, 46(4), 430-443.
- Schratzberger, M., & Ingels, J. (2018). Meiofauna matters: the roles of meiofauna in benthic ecosystems. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 502, 12-25.
- Schünemann, H., & Werner, I. (2005). Seasonal variations in distribution patterns of sympagic meiofauna in Arctic pack ice. *Marine Biology*, 146(6), 1091-1102.
- Stark, J. S., Mohammad, M., McMinn, A., & Ingels, J. (2017). The effects of hydrocarbons on meiofauna in marine sediments in Antarctica. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 496, 56-73.
- Steyaert, M., Moodley, L., Nadong, T., Moens, T., Soetaert, K., & Vincx, M. (2007). Responses of intertidal nematodes to short-term anoxic events. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 345(2), 175-184.
- Suguio, K. (1973). *Introdução à sedimentologia*. São Paulo, Edgard Blücher. Links] 317p.
- Sun, X., Zhou, H., Hua, E., Xu, S., Cong, B., & Zhang, Z. (2014). Meiofauna and its sedimentary environment as an integrated indication of anthropogenic disturbance to sandy beach ecosystems. *Marine pollution bulletin*, 88(1-2), 260-267.
- Taheri, M., Braeckman, U., Vincx, M., & Vanaverbeke, J. (2014). Effect of short-term hypoxia on marine nematode community structure and vertical distribution pattern in three different sediment types of the North Sea. *Marine Environmental Research*, 99, 149-159.
- Van Steenkiste, N. W., Closs, A., Froese, T., & Leander, B. S. (2023). Molecular phylogenetic position of a rare and enigmatic meiofaunal flatworm from the Pacific Ocean: *Retronectes hyacinthe* sp. nov. (Platyhelminthes: Catenulida). *Systematics and Biodiversity*, 21(1), 2221236.
- Verocai, J. E., Gómez-Erache, M., Nagy, G. J., & Bidegain, M. (2015). Addressing climate extremes in Coastal Management: The case of the Uruguayan coast of the Rio de la Plata System. *Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 15(1), 91-107.

- Vieira, D. C., & Fonseca, G. (2013). The importance of vertical and horizontal dimensions of the sediment matrix in structuring nematodes across spatial scales. *PLoS One*, 8(10), e77704.
- Wentworth, C. K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The Journal of Geology*, 30(5), 377-392.
- Whomersley, P., Huxham, M., Schratzberger, M., & Bolam, S. (2009). Differential response of meio-and macrofauna to in situ burial. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(6), 1091-1098.
- Yusal, M. S., Marfai, M. A., Hadisusanto, S., & Khakhim, N. (2019a). Abundance of Meiofauna and Physical-Chemical Parameters as Water Quality Indicator. *Indonesian Journal of Marine Sciences/Ilmu Kelautan*, 24(2).
- Yusal, M. S., Marfai, M. A., Hadisusanto, S., & Khakhim, N. (2019b). The ecological analysis of meiofauna as a water quality bioindicator in the Coast of Losari Beach, Makassar. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 256, No. 1, p. 012024). IOP Publishing.
- Zanotto, D., Krabbe, E., Albino, J., & Cardoso, L. (2013). *Granulcalc: software de granulometria*. Embrapa, Brasil.
- Zarghami, M. (2019). Effect of urban pollutants on distribution of meiofauna worms in the southern cities of Caspian Sea. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences*, 9(3), 73.
- Zeppilli, D., Sarrazin, J., Leduc, D., Arbizu, P. M., Fontaneto, D., Fontanier, C., & Fernandes, D. (2015). Is the meiofauna a good indicator for climate change and anthropogenic impacts?. *Marine Biodiversity*, 45, 505-535.
- Zeppilli, D., Leduc, D., Fontanier, C., Ingels, J., & Fernandes, D. (2018). Characteristics of meiofauna in extreme marine ecosystems: a review. *Mar Biodiv* 48, 35–71.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., Smith, G. M., Zuur, A. F., Saveliev, A., & Smith, G. M. (2009). GLM and GAM for count data. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*, 209-243.

9. DOCUMENTOS COMPLEMENTARIOS

Tabla S1. Resultados de Tukey y Dunn de los datos ambientales

Resultados de Tukey y Dunn				
Temperatura	Liebres	Pajas	Zabala	dunn.test
Ramirez	N/S	N/S	N/S	
Pocitos	0,0003	0,0001	0,001	
Honda	0,0001	0,0001	0,0001	
FB	Liebres	Pajas	Zabala	dunn.test
Ramirez				
Pocitos	0,0073	0,01	0,004	
Honda	0,0198	0,0267	0,0108	
MO	Liebres	Pajas	Zabala	tukey.test
Ramirez	0,0001078	0,0001821	0,000009	
Pocitos	0,0000031	0,0000049	0,0000003	
Honda	0,007776	0,0134543	0,0005066	
IU	Liebres	Pajas	Zabala	dunn.test
Ramirez	0,00000001	0,00000001	0,00000009	
Pocitos	0,00000003	0,00000002	0,00000003	
Honda	0,00000001	0,011	0,00000004	

Tabla S2. Resultados de Tukey y Dunn de los datos comunitarios

Resultados de Tukey y Dunn				
Riqueza	Liebres	Pajas	Zabala	tukey.test
Ramirez	N/S	N/S	N/S	
Pocitos	N/S	N/S	N/S	
Honda	0,0246	N/S	N/S	

Diversidad	Liebres	Pajas	Zabala	dunn.test
Ramirez	0.0326	N/S	N/S	
Pocitos	0.0360	N/S	N/S	
Honda	0.0435	N/S	N/S	
Equidad	Liebres	Pajas	Zabala	tukey.test
Ramirez	0.0238	N/S	N/S	
Pocitos	0.041	N/S	N/S	
Honda	0.0199	N/S	N/S	

