



## Salud ambiental de playas rocosas en distintos partidos de la Provincia de Buenos Aires

EMILIANO HINES<sup>✉</sup>; MARÍA L. JAUBET & GRISELDA V. GARAFFO

*Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata - Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).*

**RESUMEN.** Los mares y océanos reciben el impacto proveniente de múltiples actividades antrópicas como, por ejemplo, los vertidos urbanos, el transporte marítimo y el turismo. Estas presiones que genera la actividad humana impactan de forma directa sobre los ecosistemas marinos, lo que genera contaminación, pérdida de hábitats o introducción de especies exóticas. El objetivo de este trabajo fue evaluar la salud ambiental de distintas playas pertenecientes a cuatro partidos de la costa de la provincia de Buenos Aires: Necochea, General Alvarado, General Pueyrredón y Mar Chiquita. El estudio fue abordado desde la variabilidad en la estructura comunitaria (riqueza, equitatividad y diversidad), y también se caracterizó dicha estructura desde el análisis de rasgos funcionales e índices de diversidad funcional (riqueza funcional, equitatividad funcional, divergencia funcional, dispersión funcional, especialización funcional y entropía cuadrática) e índices de calidad ambiental (AMBI y M-AMBI) en respuesta a diferentes escenarios de contaminación por impacto antrópico (efluente cloacal, arroyos, emisario submarino y playas de uso recreativo sin aporte de otras fuentes). Los resultados mostraron que tanto la estructura como la composición del ensamble de especies variaron significativamente entre los sitios. El índice AMBI y M-AMBI reflejaron buena salud ambiental en todas las playas categorizando a todos los sitios como 'buenos' (o levemente disturbados), excepto el sitio Quequén, que quedó categorizado como 'pobre' (o fuertemente disturbado). Este sitio también presentó una composición del ensamble de rasgos funcionales característicos de áreas que presentan contaminación por materia orgánica (baja movilidad relativa, alimentadores de depósito, tubícolas o habitantes de galerías y especies oportunistas de 1er orden). El enfoque tradicional reflejó las diferencias en la estructura comunitaria de las diferentes playas y el enfoque funcional complementó este resultado mostrando que los rasgos funcionales cubiertos por las diferentes especies de las comunidades bentónicas se encuentran relacionadas principalmente con el aporte de materia orgánica que recibe cada playa (arroyos, pluviales, efluentes o emisarios submarinos).

[Palabras clave: diversidad específica, diversidad funcional, índices bióticos, Argentina]

**ABSTRACT.** Environmental health of rocky beaches in different districts of the Province of Buenos Aires. Seas and oceans are impacted by multiple human activities such as urban spills, maritime transport and tourism, among others. These human-generated pressures are directly impacting marine ecosystems, generating pollution, loss of habitat or introduction of exotic species. The objective of this work was to evaluate the environmental health of different beaches belonging to four coastal districts of the Province of Buenos Aires: Necochea, General Alvarado, General Pueyrredón and Mar Chiquita. The study was approached from the variability in the community structure (richness, evenness and diversity), as well as characterizing this structure from the analysis of functional traits and functional diversity indexes (functional features and indexes of functional diversity: functional richness, functional evenness, functional divergence, functional dispersion, functional specialization and quadratic entropy) and environmental quality indexes (AMBI and M-AMBI) in response to different pollution scenarios due to anthropogenic impact (sewage effluent, streams, submarine outfall and beaches for recreational use with no contribution from other sources). Results showed that both the structure and composition of the species assemblage varied significantly between sites. The AMBI and M-AMBI index reflected good environmental health at all beaches, categorizing all sites as 'good' (or slightly disturbed), except Quequén site which was categorized as 'poor' (or heavily disturbed). This site also presented a composition of the assembly of functional features characteristic of areas that present contamination by organic matter (low relative mobility, deposit feeders, tubular and/or gallery inhabitants and 1st order opportunistic species). The traditional approach reflected the differences in the community structure of the different beaches and the functional approach complemented this result by showing that the functional traits covered by the different species of the benthic communities are mainly related to the contribution of organic matter that each beach receives (streams, rainwater, effluents or submarine emissaries).

[Keywords: specific diversity, functional diversity, biotic indexes, Argentina]

## INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, el medio marino experimenta un aumento del impacto antrópico como consecuencia de los vertidos urbanos e industriales, la pesca, el transporte marítimo, los dragados, el turismo, entre otros. Estas presiones antrópicas afectan a los ecosistemas, ya que generan contaminación, pérdida de hábitats, sobreexplotación de recursos o introducción de especies exóticas (Muñiz et al. 2012). En especial, las áreas costeras están bajo la influencia de múltiples disturbios que impactan sobre la diversidad y el funcionamiento de sus ecosistemas, y comprometen su capacidad para prestar servicios ecosistémicos (Worm et al. 2006; Halpern et al. 2008).

Dentro del ecosistema marino se encuentran las comunidades bentónicas, que son consideradas indicadoras de cambios ambientales (Kröncke et al. 1998; Kröncke et al. 2001; Reiss and Kröncke 2005). El estudio de estas comunidades se considera uno de los más apropiados dentro de los programas de monitoreo ambiental debido a su capacidad de respuesta ante cambios en el ecosistema y, por lo tanto, a su capacidad de reflejar impactos (Giménez-Casalduero 2002; Elías et al. 2005; Borja et al. 2006; Smith and Shackley 2006; De la Ossa Carretero 2011). Los procesos modeladores de las comunidades bentónicas intermareales a escala local están determinados por factores ambientales y biológicos (Arribas 2014). Dentro de los factores ambientales se encuentran la temperatura (que puede generar muerte de especies por desecación), la salinidad (que dependiendo de variaciones climáticas como las precipitaciones o la radiación solar exponen a los organismos a diferentes concentraciones salinas durante la marea baja y generan intolerancia en algunos casos [Bertness et al. 2006]) y el grado de exposición a las olas, factor que influye sobre el reclutamiento, el crecimiento, la distribución y la capacidad competitiva de los organismos (Bertness et al. 2006; Lagos et al. 2008), así como el grado de exposición al aire y los vientos, con sus implicancias sobre la desecación, el stress fisiológico y la supervivencia (Bertness et al. 2006; Helmuth et al. 2006). Dentro de los factores biológicos que estructuran las comunidades intermareales se encuentran las interacciones tróficas (e.g., depredación), exclusión competitiva y el asentamiento larval (Paine 1966).

Se entiende por calidad o salud ambiental al estado físico, biológico y ecológico de un área o zona determinada de la biosfera, en términos relativos a su unidad, y a la salud presente y futura del ser humano y las demás especies animales y vegetales ([www.crq.gov.co](http://www.crq.gov.co)). Así, los indicadores de calidad ambiental proporcionan la simplificación y síntesis de datos complejos, facilitando la transmisión para el público interesado y los tomadores de decisiones (Muñiz et al. 2013).

Los estudios de impacto ambiental generados por disturbios antrópicos, tradicionalmente se enfocan en medidas estructurales basadas en la taxonomía (diversidad específica). Las aproximaciones taxonómicas, así como el estudio de los parámetros comunitarios (i.e., riqueza, equitatividad y diversidad) fueron muy utilizadas para evaluar el estado ecológico de los ecosistemas y detectar las respuestas de las comunidades biológicas al estrés y al impacto ambiental (Bruno 2016). Sin embargo, en los últimos años se ha prestado mayor atención a los cambios en la diversidad que puede modificar potencialmente el funcionamiento del ecosistema (Loreau et al. 2001; Hawkins et al. 2009), dándole así importancia a los atributos funcionales de las especies (diversidad funcional) (Loreau et al. 2001; Hooper et al. 2005; Elliot and Quintino 2007). Estos atributos son características biológicas de los organismos (rasgos) que determinan los resultados en la interacción con el ambiente fisicoquímico, la población, la comunidad y los procesos ecosistémicos (Snelgrove 1998).

La diversidad funcional se puede cuantificar mediante la estimación de la extensión, la dispersión y la abundancia relativa de los rasgos funcionales de las especies (Mason et al. 2005), y proporciona un complemento informativo a los estudios que abordan la interrelación entre la estructura de la comunidad, la heterogeneidad ambiental y el funcionamiento del ecosistema (Gagic et al. 2015). Una gran cantidad de índices y herramientas se desarrollaron para cuantificar la diversidad funcional (Bremner 2008; Mouchet et al. 2010); entre ellas, el análisis de rasgos biológicos (ARB) (Statzner et al. 1994) y los índices de diversidad funcional (Petchey and Gaston 2006; Schleuter et al. 2010). Éstos representan una herramienta útil e informativa para describir los diferentes aspectos de los impactos de la contaminación orgánica en

los ensambles bentónicos, con alto potencial de aplicación para la evaluación y monitoreo ambiental (Bremner 2008; Frid et al. 2008; Veríssimo et al. 2012; Paganelli et al. 2012; Wan Hussin et al. 2012; Gusmao et al. 2016) o para estudiar la variabilidad espacial y temporal del funcionamiento del ecosistema bentónico (Bremner et al. 2006; Pacheco et al. 2011; Darr et al. 2014; Vinagre et al. 2016). El ARB se utiliza para describir patrones de variación de los rasgos funcionales (o atributos) a lo largo de gradientes espaciales o temporales (Chevenet et al. 1994; Dolédec and Chessel 1994). Los componentes de la diversidad funcional incluyen, entre otros, los siguientes índices: riqueza funcional, equitatividad funcional, divergencia funcional, dispersión funcional, especialización funcional y entropía cuadrática. La riqueza funcional representa la cantidad de espacio funcional disponible ocupado por un ensamble de especies. La equitatividad funcional corresponde a la manera en que las abundancias de las especies se distribuyen en el espacio funcional. La divergencia funcional se refiere a cuáles son las distribuciones en el espacio funcional que maximizan la separación en caracteres funcionales dentro de una comunidad. En otras palabras, cuán lejanas se encuentran las especies abundantes del centro del espacio funcional (Mouchet et al. 2010). La especialización funcional es una medida de las diferencias generales entre las especies, independientemente de sus abundancias (Bellwood et al. 2006). Una especie es funcionalmente más especialista mientras más alejada se encuentre del centro de gravedad de la comunidad regional (Villéger et al. 2010). Finalmente, la dispersión multirasgos se mide mediante los índices dispersión funcional y entropía cuadrática. Estos índices calculan la distancia multivariada de las especies individuales al centroide del espacio de rasgos de toda la comunidad (Laliberté and Legendre 2010; Ricotta and Moretti 2011).

El objetivo de este estudio fue evaluar la salud ambiental de las playas de la costa bonaerense y caracterizar la estructura comunitaria en base a parámetros comunitarios, rasgos funcionales, índices de diversidad funcional e índices de calidad ambiental (AMBI y M-AMBI), en contexto de diferentes escenarios de contaminación por impacto antrópico (i.e., efluente cloacal, arroyos, emisario submarino y playas de uso recreativo) y variables ambientales (i.e., temperatura, pH, salinidad y materia orgánica). Nuestra hipótesis postula

que tanto la estructura de la comunidad (ensamble de especies y parámetros comunitarios) así como el análisis de rasgos funcionales y diversidad funcional varían según el aporte diferencial de materia orgánica que presenta cada localidad (arroyos, efluentes cloacales, entre otros), y se verá reflejado en playas con distinta calidad ambiental (índices bióticos de salud ambiental).

## MATERIALES Y MÉTODOS

### *Período y área de estudio*

En el presente estudio se recolectaron muestras durante octubre y diciembre de 2016. El muestreo se realizó en las costas de cuatro partidos de la provincia de Buenos Aires: Necochea, General Alvarado, General Pueyrredón y Mar Chiquita. En cada partido se consideraron playas con presencia de la comunidad bentónica intermareal desarrollada sobre sustrato loessoides y con diferente impacto antrópico: efluente cloacal, pluviales, arroyos, emisario submarino y playas de uso recreativo sin aporte de otras fuentes. Recorriendo la costa bonaerense de sur a norte se realizaron muestreos en playas de Quequén (38°34'7" S - 58°42'22" O), Costa Bonita (38°33'54" S - 58°38'9" O), Las Brusquitas (38°14'39" S - 57°46'33" O), Playita (38°10'56" S - 57°39'10" O), Luna Roja (38°10'20" S - 57°38'18" O), zona del emisario submarino (37°56'2" S - 57°31'54" O), Santa Clara del Mar (37°50'51" S - 57°30'18" O) y Mar de Cobo (37°46'47" S - 57°27'9" O) (Figura 1, Tabla 1).

### *Rutinas de campo y de laboratorio*

En cada sitio se recolectaron 5 unidades de muestreo (UM) en forma aleatoria en rocas intermareales independientes, por medio de un cilindro plástico de PVC (*corer*) de 78 cm<sup>2</sup> de superficie. Cada muestra fue transportada en agua de mar y fijada con una solución de formalina (5%) hasta su posterior análisis en el laboratorio. Cada unidad de muestreo fue tamizada a través de una malla 0.5 mm. Luego, los organismos retenidos fueron contabilizados e identificados al menor nivel taxonómico posible. Además, en cada sitio se registraron 6 mediciones de temperatura, salinidad y pH del agua de mar con un equipo multiparamétrico HORIBA U-10. Finalmente, se tomaron 3 muestras de entre 10 y 30 g de sedimento por playa para determinar materia orgánica total (MOT). La determinación del

**Tabla 1.** Descripción de los sitios de muestreo. Fuentes de aporte de materia orgánica, características generales y valor promedio de las variables ambientales (temperatura, salinidad, pH y materia orgánica) que presenta cada sitio.

**Table 1.** Description of the sampling sites. Sources of organic matter contribution, general characteristics and the mean value of environmental variables (temperature, salinity, pH and organic matter) in each site.

Playa	Impacto	Características generales	Temperatura (°C)	pH	Salinidad	Materia orgánica (%)
Quequén	Desagüe cloacal	Salida directa del efluente cloacal, que colecta las aguas residuales de Necochea y Quequén. Descarga directa a la zona intermareal	16.87	7.88	35.07	3.2
Costa Bonita	No hay aporte directo de materia orgánica al sector intermareal. Playa de uso recreativo	Ubicado 11 km al norte del desagüe cloacal de Quequén	17.07	7.90	36.33	1.4
Las Brusquitas	Desembocadura de arroyo Las Brusquitas	El arroyo genera aporte de materia orgánica a la zona intermareal. En su curso recibe aporte de campos de cultivo	13.37	7.67	30.50	1.9
Playita	No hay aporte directo de materia orgánica al sector intermareal. Playa de uso recreativo	Es una playa abierta (sin escolleras de protección), expuesto a la alta energía mareomotriz de la costa de Buenos Aires	13.90	7.74	30.53	1.7
Luna Roja	Desembocadura de arroyo Lobería	El arroyo aporta materia orgánica a la zona intermareal. Recibe el aporte de campos de cultivo y lixiviados del basural que pertenece al Municipio de Gral. Pueyrredón	12.90	7.90	31.20	1.8
Emisario	Presencia del emisario submarino que descarga aguas residuales a 4 km de la línea de costa	El emisario descarga su efluente orgánico en el submareal; en su mayoría son los residuos cloacales de la ciudad de Mar del Plata	16.40	8.54	36.47	1.8

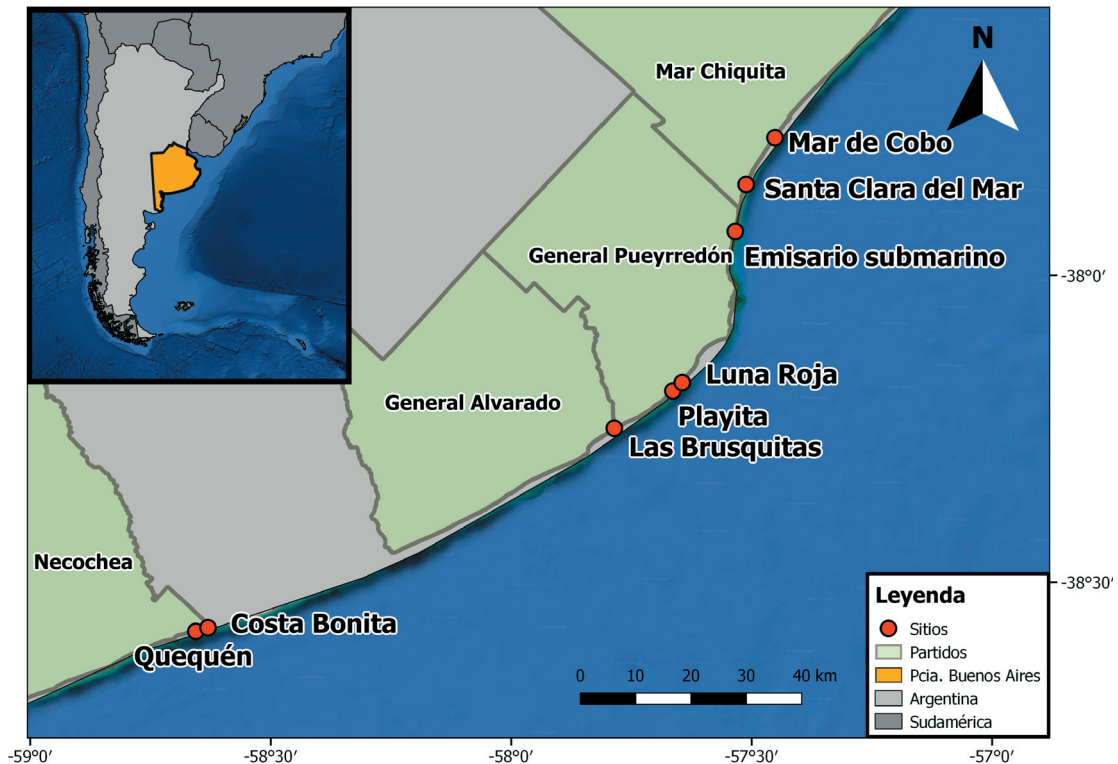
porcentaje de materia orgánica total se llevó a cabo por el método de calcinación según Byers et al. (1978).

#### *Análisis de datos*

Ensamblés bentónicos y variables ambientales. Para evaluar si existen diferencias en la composición del ensamblé de especies entre playas (sitios) se realizó un análisis PERMANOVA (del inglés permutational multivariate analysis of variance) utilizando

el método permutacional de modelo completo (Clarke and Warwick 2001; Anderson et al. 2008). Para ello, a la matriz básica de datos se le aplicó una transformación raíz cuarta para minimizar el peso a las especies dominantes, y se retiraron las especies que tenían menos de dos valores de presencia en toda la matriz. Luego, se calculó la matriz de similitud de acuerdo al índice de Bray-Curtis y se realizó un ordenamiento multidimensional MDS (del inglés multidimensional scaling) con el objetivo de visualizar los agrupamientos naturales de





**Figura 1.** Sitios de muestreo ubicados a lo largo de la costa de la Provincia de Buenos Aires.  
**Figure 1.** Sampling sites located along the coast of the Province of Buenos Aires.

las comunidades de acuerdo a la similitud en su composición específica. Finalmente, se realizó un análisis SIMPER (del inglés similarity percentage analysis) para evaluar el aporte relativo de las especies (considerando el 90% de las especies presentes) en cada uno de los sitios y entre sitios. De manera complementaria, con el objeto de evaluar la variación espacial del ensamble de especies en función de las variables ambientales (i.e., temperatura, salinidad, pH y MOT) se realizó un análisis de correspondencia canónica (ACC).

**Índices de calidad ambiental.** Para cada UM se calcularon los índices bióticos de calidad ambiental AMBI y M-AMBI (Borja et al. 2000, 2003; Simboura and Zenetos 2002). El índice AMBI (AZTI's marine biotic index) se calcula considerando a las especies de acuerdo con la sensibilidad a la contaminación orgánica. Las especies son clasificadas en cinco grupos de acuerdo con su grado de sensibilidad/tolerancia al gradiente de estrés (enriquecimiento de materia orgánica) (Hily 1984; Glémarec 1986). El índice multivariado M-AMBI (Muxika et al. 2007) es una combinación de la proporción de

los taxa sensibles a los disturbios a través de la combinación del índice AMBI, más la riqueza (S) y la diversidad (calculada a partir del índice Shannon Wiener,  $H'$ ) (Zettler et al. 2007).

**Análisis de rasgos biológicos.** El patrón espacial de los rasgos funcionales se evaluó utilizando un análisis de rasgos biológicos (ARB). Para cubrir los diferentes aspectos de la historia de vida, morfología y comportamiento de cada una de las especies se utilizaron los siguientes rasgos funcionales subdivididos en varias modalidades para representar el rango de variación de cada uno: profundidad de penetración, tamaño máximo del adulto (muy pequeño <1 cm, pequeño 1-3 cm, mediano >3 cm), modo de desarrollo, hábitat, alimentación, movilidad relativa del adulto y tolerancia a la contaminación (Tabla 2). Para obtener información de los rasgos biológicos se utilizaron guías de identificación (Boschi and Cousseau 2004; Vallarino and Elías 2009) e información ad hoc de especialistas locales. Cuando no se contó con información confiable para un taxón se consideraron los datos del vecino filogenético más cercano (Garaffo et al. 2018).

**Tabla 2.** Rasgos biológicos y sus categorías.  
**Table 2.** Biological traits and their categories.

Rasgo biológico	Categorías del rasgo
Profundidad de penetración	Superficial 0 a 3 cm 3 a 8 cm >8 cm
Tamaño máximo del adulto	Muy pequeño (>1 cm) Pequeño (1 a 3 cm) Mediano (<1 cm)
Modo de desarrollo	Planctotrófico Lecitotrófico Directo
Hábitat	Vida libre Tubícola Habitante/formador de galerías Sésil
Modo de alimentación	Alimentador de depósito Filtrador/suspensívoro Oportunista Ramoneadores Depredador
Movilidad del adulto	Nula Baja Media Alta
Tolerancia a la contaminación	I (especies sensibles) II (especies indiferentes) III (especies tolerantes) IV (especies oportunistas de 2do orden) V (especies oportunistas de 1er orden)

Cada taxón se clasificó de acuerdo a su asociación con las diferentes modalidades de los rasgos funcionales. La afinidad a cada modalidad fue cuantificada utilizando un procedimiento de *fuzzy coding* (Chevenet et al. 1994), con registro que cubren un rango de 0 a 3. El código tomó un valor de cero cuando la afinidad fue nula y un valor de 3 cuando la misma fue completa. Los valores para cada rasgo se registraron considerando la forma adulta de cada especie excepto para el rasgo modo de desarrollo. Luego, los valores de cada taxón se multiplicaron por su abundancia para cada una de las UM y finalmente se sumaron para proveer una matriz con la frecuencia general para cada modalidad de cada rasgo por muestra.

Las relaciones entre los sitios de muestreo y las modalidades de los rasgos biológicos se exploraron mediante un análisis de componentes principales (ACP) considerando

la matriz con la frecuencia general de cada modalidad por rasgo. Se realizó un ACP para cada uno de los rasgos por separado. Las UM por sitio fueron promediadas para favorecer la visualización de los gráficos generados.

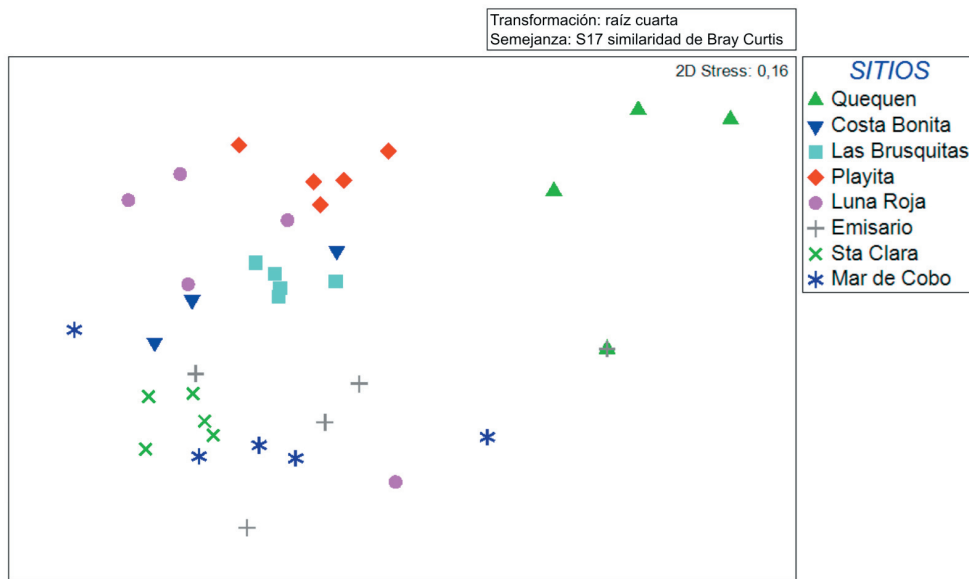
#### Parámetros comunitarios, índices de calidad ambiental e índices de diversidad funcional.

Los parámetros comunitarios: riqueza (S), equitatividad (J') (Pielou 1969) y el índice de diversidad Shannon-Wiener (H') (Shannon and Wiener 1963) se calcularon para cada UM. Para cuantificar los diferentes componentes de la diversidad funcional se calcularon para cada UM los siguientes índices: riqueza funcional (Riq-fun), equitatividad funcional (Equ-fun), divergencia funcional (Div-fun), dispersión funcional (Dis-fun), entropía cuadrática de Rao (rRao) y especialización funcional (Esp-fun) (Rao 1982; Botta-Dukát 2005; Ricotta 2005; Villéger et al. 2008; Laliberté and Legendre 2010). Estos índices se calcularon a partir de la matriz de rasgos funcionales con el programa FDiversity (Di Rienzo et al. 2008). Para determinar las relaciones entre los sitios de muestreo, los parámetros comunitarios (S, J', H'), los índices de calidad ambiental (AMBI y M-AMBI) y los índices de diversidad funcional (Riq-fun; Equ-fun; Div-fun; Dis-fun; rRao y Esp-fun) se utilizó un ACP.

## RESULTADOS

### *Ensamblés bentónicos y variables ambientales*

Según el análisis de PERMANOVA, la composición del ensamble de especies varió significativamente entre los sitios (Pseudo-F=5.3789; P=0.001). Se analizaron las diferencias entre sitios de a pares, resultando la mayoría significativas (Tabla 3). En el espacio multidimensional MDS se observan agrupamientos, de acuerdo con la similitud en composición específica, de los diferentes sitios (*stress*=0.16) (Figura 2). El ranking de las especies que más contribuyeron en cada sitio y las diferencias entre sitios de muestreo se muestran en el Anexo 1 y 2. Del ACC surge que el porcentaje de varianza explicado por los dos primeros ejes fue 80% (72.6% eje 1 y 7.4% eje 2); la temperatura superficial del agua y la MOT fueron las variables que mejor explicaron la composición de especies y su asociación a los sitios de muestreo. Las temperaturas más elevadas y los valores más altos de MOT se encuentran asociados a Quequén. De esta manera, y observando el eje 1, hay una clara separación entre *Boccardia proboscidea* y el resto



**Figura 2.** Gráfico de ordenamiento multidimensional MDS. Los puntos representan los agrupamientos de las especies dentro de cada sitio, ordenados en el espacio multidimensional.

**Figure 2.** MDS graph. Points represent the groupings of species within each site, arranged in the multidimensional space.

**Tabla 3.** Análisis PERMANOVA. Se presentan los valores de *t* y *P* (valor de significancia) del análisis *a posteriori* pair-wise entre sitios. Los valores con asterisco (\*) indican que no hay diferencias significativas en el ensamble de especies entre ese par de sitios.

**Table 3.** PERMANOVA analysis. The *t* and *P*-values (significance value) of the a posteriori pair-wise test between sites are presented. Values with asterisk (\*) indicate that there are no significant differences in species assemblage between that pair of sites.

Sitios	<i>t</i>	<i>P</i>
Quequén, Costa Bonita	3.1612	0.023
Quequén, Las Brusquitas	4.5841	0.009
Quequén, Playita	3.7272	0.016
Quequén, Luna Roja	2.9016	0.01
Quequén, Emisario	2.8904	0.031
Quequén, Sta. Clara	4.9117	0.009
Quequén, Mar de Cobo	3.1727	0.006
Costa Bonita, Las Brusquitas	1.8992	0.018
Costa Bonita, Playita	2.3657	0.018
Costa Bonita, Luna Roja	1.0538	0.366*
Costa Bonita, Emisario	1.7803	0.015
Costa Bonita, Sta. Clara	1.8067	0.036
Costa Bonita, Mar de Cobo	1.3186	0.212*
Las Brusquitas, Playita	2.0830	0.021
Las Brusquitas, Luna Roja	0.9899	0.576*
Las Brusquitas, Emisario	2.3241	0.007
Las Brusquitas, Sta. Clara	3.3411	0.006
Las Brusquitas, Mar de Cobo	2.2089	0.012
Playita, Luna Roja	1.6589	0.009
Playita, Emisario	2.8899	0.019
Playita, Sta. Clara	4.3470	0.009
Playita, Mar de Cobo	2.8082	0.011
Luna Roja, Emisario	1.5807	0.025
Luna Roja, Sta. Clara	1.6430	0.024
Luna Roja, Mar de Cobo	1.4227	0.091*
Emisario, Sta. Clara	1.7999	0.018
Emisario, Mar de Cobo	1.6124	0.056*
Sta. Clara, Mar de Cobo	1.5283	0.045

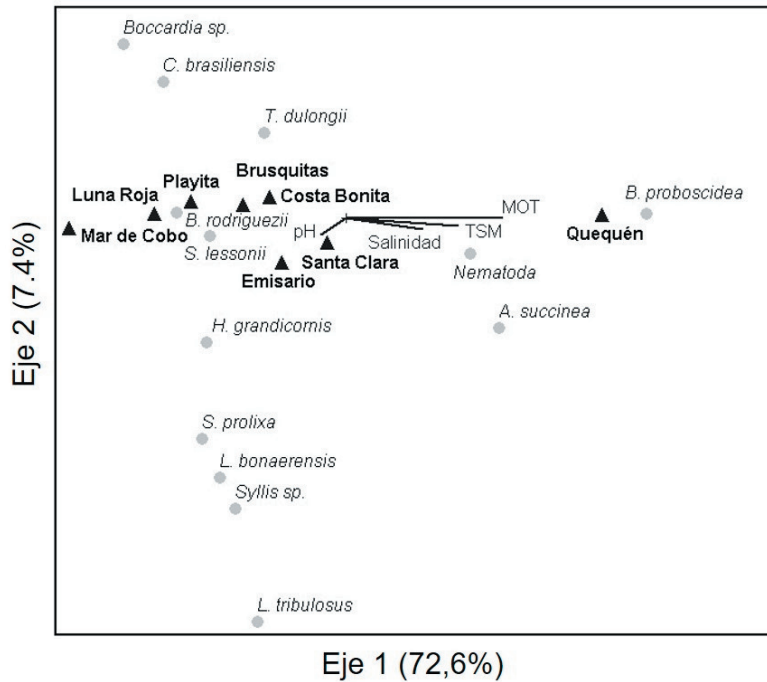
de las especies. Las mayores abundancias de *B. proboscidea* se encontraron en Quequén. Por otro lado, los sitios con menor impacto antrópico, es decir, con bajos niveles de MOT y de temperatura, como Mar de Cobo y Luna Roja, se caracterizaron por la presencia del mitílido *Brachidontes rodriguezii* y la lapa *Siphonaria lessonii* (Figura 3).

*Calidad ambiental según AMBI y M-AMBI*

El índice AMBI reflejó la salud ambiental de las playas, categorizando a todos los sitios como 'buenos' (o levemente disturbado), excepto el sitio Quequén que se categorizó como 'pobre' (fuertemente disturbado) (Figura 4a). En cuanto al índice M-AMBI, también categorizó a todos los sitios con 'buena' calidad ambiental (Santa Clara y Mar de Cobo) y con 'alta' calidad ambiental (Costa Bonita, Brusquitas, Playita, Luna Roja y Emisario), menos al sitio Quequén que quedó clasificado como 'pobre' en calidad ambiental (Figura 4b).

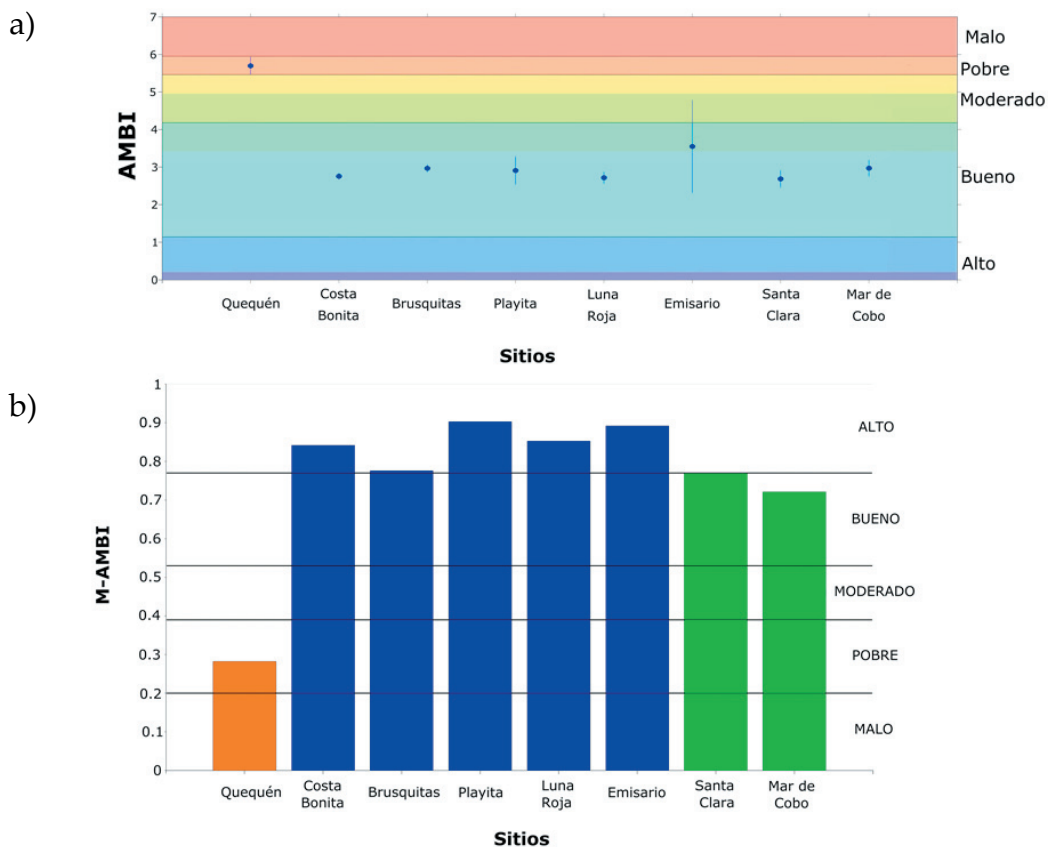
*Análisis de rasgos biológicos*

La estructura funcional del macrobentos presentó diferencias entre sitios. Todos los rasgos presentaron patrones espaciales diferenciales a excepción de tamaño máximo del adulto y modo de desarrollo (Figura 5). En el eje 1 se observó una clara separación entre Quequén y el resto de los sitios. Quequén



**Figura 3.** Análisis de correspondencia canónica (ACC) entre las variables biológicas (especies), variables ambientales y sitios de muestreo. MOT: Materia orgánica total; TSM: Temperatura superficial del agua. Especies: *Alitta succinea*, *Brachidontes rodriguezii*, *Boccardia proboscidea*, *Clunio brasiliensis*, *Hyale grandicornis*, *Leodamas tribulosus*, *Lineus bonaerensis*, *Siphonaria lessonii*, *Syllis prolixa* y *Tanais dulongii*.

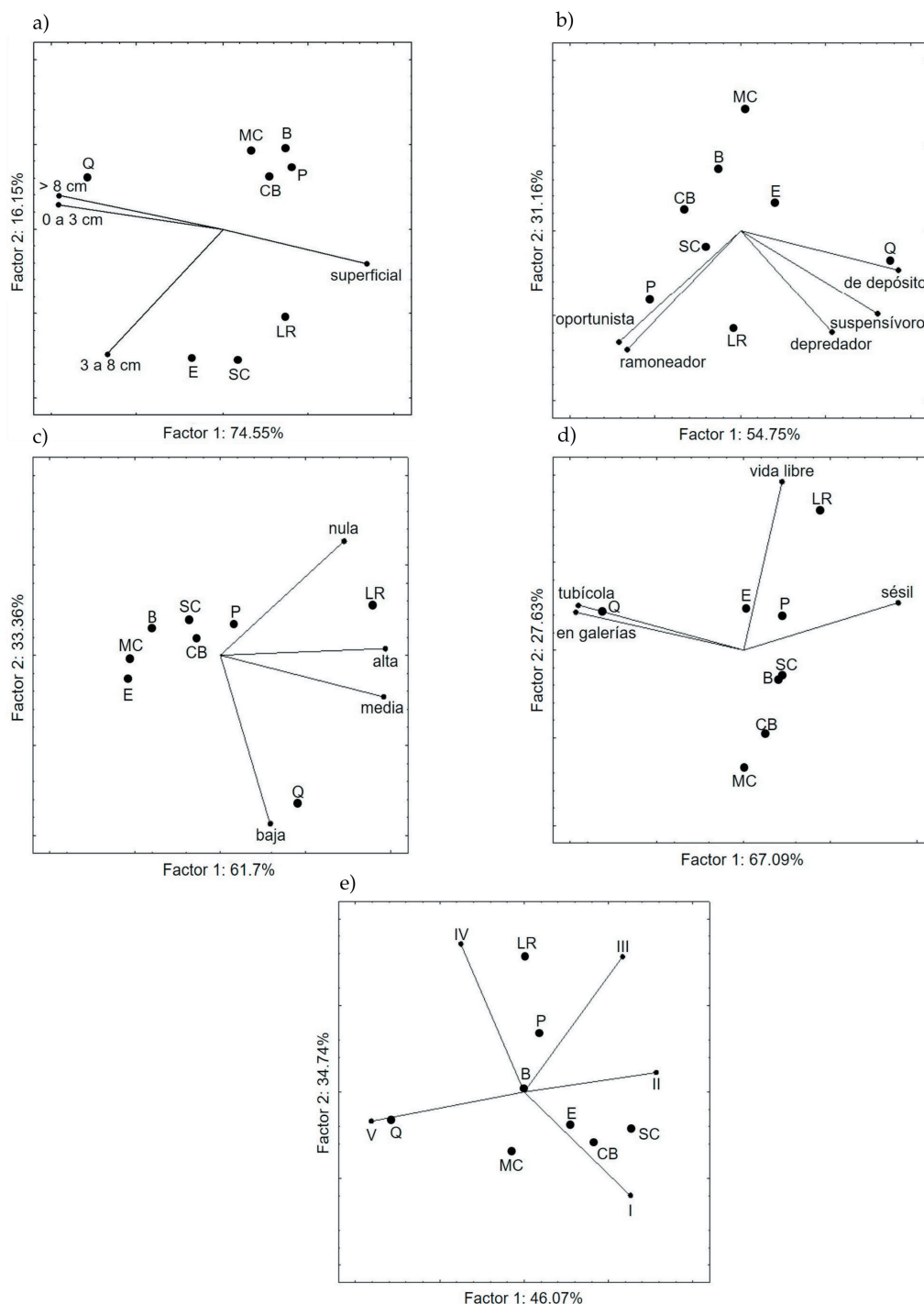
**Figure 3.** Analysis of canonical correspondence (ACC) between biological variables (species), environmental variables and sampling sites. MOT: Total organic matter; TSM: Water surface temperature. Species: *Alitta succinea*, *Brachidontes rodriguezii*, *Boccardia proboscidea*, *Clunio brasiliensis*, *Hyale grandicornis*, *Leodamas tribulosus*, *Lineus bonaerensis*, *Siphonaria lessonii*, *Syllis prolixa* y *Tanais dulongii*.



**Figura 4.** Valores de los índices para cada sitio de muestreo. a) AMBI; b) M-AMBI.

**Figure 4.** Values of the indices for each sampling site. a) AMBI; b) M-AMBI.





**Figura 5.** Análisis de componentes principales (ACP) entre los sitios de muestreo y cada una de las modalidades de los rasgos biológicos. Rasgos biológicos: a) Profundidad de penetración (superficial, 0-3 cm, 3-8 cm, >8 cm); b) Alimentación (suspensívoro, de depósito, ramoneador, oportunista y depredador); c) Movilidad relativa del adulto (alta, media, baja y nula); d) Hábitat (vida libre, tubícola, en galerías, sésil); e) Tolerancia a la contaminación I (especies sensibles), II (especies indiferentes), III (especies tolerantes), IV (especies oportunistas de 2<sup>do</sup> orden), V (especies oportunistas de 1<sup>er</sup> orden).

**Figure 5.** Principal component analysis (PCA) between sampling sites and each of the biological trait patterns. Biological traits: a) Depth of penetration (shallow, 0-3 cm, 3-8 cm, >8 cm); b) Feeding (suspension, deposit, grazer, opportunistic and predatory); c) Relative adult mobility (high, medium, low and sessile); d) Habitat (free living, tubular, in galleries, sessile); e) Tolerance to contamination I (susceptible species), II (indifferent species), III (tolerant species), IV (2nd order opportunistic species), V (1st order opportunistic species).

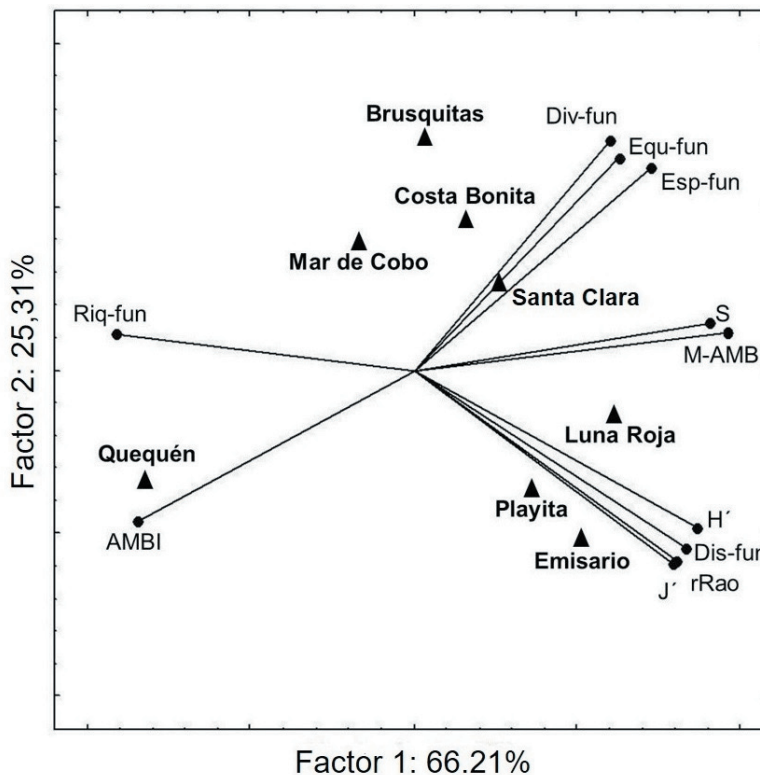
presentó una composición del ensamble, de rasgos funcionales característicos, de áreas que presentan contaminación por materia orgánica (baja movilidad relativa, alimentadores de depósito, tubícolas o habitantes de galerías y especies oportunistas de primer orden).

*Parámetros comunitarios, índices de calidad ambiental e índices de diversidad funcional*

A partir del ACP que integra a los parámetros comunitarios, a los índices AMBI y M-AMBI e índices funcionales surge que el porcentaje de varianza explicada es 62.21% y 25.31% para los ejes 1 y 2, respectivamente (Figura 6). El sitio Quequén, que presenta descarga cloacal en el área intermareal, aparece separado del resto de los sitios y muestra los valores más altos de Riq-fun y AMBI. El resto de los sitios presentaron un patrón opuesto al de Quequén, con valores más altos que resto de los índices, en especial de M-AMBI y S (riqueza).

## DISCUSIÓN

Este estudio presenta resultados sobre la salud ambiental de las playas rocosas ubicadas en distintos partidos de la Provincia de Buenos Aires. La evaluación de la calidad o estado del ambiente fue abordada no sólo desde un enfoque taxonómico tradicional, sino también desde la diversidad funcional. El enfoque tradicional reflejó las diferencias en la estructura comunitaria de las diferentes playas y el enfoque funcional complementó este resultado mostrando que las funciones cubiertas por las diferentes especies de las comunidades bentónicas se encuentran relacionadas principalmente con el aporte de materia orgánica que recibe cada playa. Todos los sitios presentaron, en mayor o menor medida, cierto grado de impacto. Esto sería un indicio de que cada playa presentaría un ingreso de material orgánico que llega a la costa por medio de arroyos, pluviales, efluentes o emisarios submarinos.



**Figura 6.** Análisis de componentes principales (ACP) entre los sitios de muestreo, los parámetros comunitarios, los índices de calidad ambiental y los índices de diversidad funcional. Parámetros comunitarios: S (riqueza), J' (equitatividad) y H' (diversidad). Índices de calidad ambiental: AMBI y M-AMBI. Índices funcionales: riqueza funcional (Riq-fun), equitatividad funcional (Equ-fun), divergencia funcional (Div-fun), dispersión funcional (Dis-fun), entropía cuadrática (rRao) y especialización funcional (Esp-fun).

**Figure 6.** Principal component analysis (PCA) between sampling sites, community parameters, environmental quality indices and functional diversity indices. Community parameters: S (richness), J' (evenness) and H' (diversity). Environmental quality indices: AMBI and M-AMBI. Functional indices: functional richness (Riq-fun), functional evenness (Equ-fun), functional divergence (Div-fun), functional dispersion (Dis-fun), quadratic entropy (rRao) and functional specialization (Esp-fun).

Quequén fue el sitio que presentó la calidad más baja en salud ambiental; en todos los análisis se observó un patrón definido en el que quedó claramente separado del resto. Este sitio cuenta con un excesivo aporte de materia orgánica asociado a la descarga intermareal de un efluente cloacal (López Gappa et al. 1990; Becherucci et al. 2018; Llanos et al. 2020; Saracho Bottero et al. 2020). La contaminación orgánica produce deterioro en las condiciones ambientales y cambios en la diversidad del macrobentos (Clarke and Warwick 2001; Gray et al. 2002). Estos cambios se ven reflejados en la dominancia de unas pocas especies capaces de tolerar altos contenidos de materia orgánica (Pearson and Rosenberg 1978). La riqueza, la equitatividad y la diversidad fueron más bajas en Quequén, en comparación con el resto de los sitios. Con respecto a la diversidad funcional, este sitio también presentó los valores más bajos en relación al resto. Una comunidad es funcionalmente más diversa si un número similar de individuos presentan diferentes valores para un atributo, que si la mayoría de los individuos exhiben el mismo valor (Mouillot et al. 2005; Francisco and De la Cueva 2017).

En cuanto a la composición de especies, el enfoque tradicional reflejó que los ensambles de especies fueron diferentes entre sitios (ver Anexo 1 y 2), posiblemente debido a la variabilidad natural y ambiental propia de cada sitio. Cabe destacar que el sitio que presentó mayor divergencia con el resto fue Quequén, donde *B. proboscidea* Hartman 1940, fue la especie que más aportó a esta diferencia. Por otro lado, desde el enfoque funcional, el patrón encontrado también puede explicarse a partir de los valores de los rasgos funcionales de esta especie dominante en Quequén. *B. proboscidea* fue originalmente descrita en la zona intermareal que rodea la descarga de un efluente en California, USA (Dorsey et al. 1983) y en Australia (Dorsey 1982). En la Provincia de Buenos Aires (Argentina), López-Gappa et al. (1990) citaron altas densidades de *Boccardia* sp. asociadas a bancos de mejillines desarrollados sobre plataformas de abrasión afectadas por un efluente cloacal. Además, *B. proboscidea* es considerada una especie indicadora de contaminación orgánica (Petch 1989; Jaubet et al. 2011; Elías et al. 2015) por lo tanto su presencia en términos de abundancia o densidad puede dar indicio del estado o calidad ambiental. En este estudio, el bajo porcentaje de *B. proboscidea* en la mayoría de las playas relevadas se relaciona con que la

especie forma parte del ensamble asociado a la comunidad de *Brachidontes rodriguezii*, y al no existir un aporte excesivo y significativo de materia orgánica, la especie coexiste con otras especies, pero sin crecer de forma masiva ni formar arrecifes. En Quequén, en cambio, el alto porcentaje de contribución encontrado (69.66%) indicaría el deterioro ambiental asociado a la presencia del efluente cloacal. Los sitios impactados orgánicamente, como el caso de Quequén, presenta ensambles de especies indicadoras de contaminación orgánica, con rasgos funcionales característicos tales como pequeño tamaño, desarrollo lecitotrófico, baja movilidad relativa, alimentadores de depósitos, especies tubícolas o habitantes de galerías y especies oportunistas (Llanos et al. 2020; Garaffo et al. en prensa).

En esta línea, *B. proboscidea* presenta diferentes rasgos o atributos que la relacionan con sitios impactados (estrategia alimentaria, modo de desarrollo, hábitat, tolerancia a la contaminación). *B. proboscidea* posee una alimentación de tipo facultativa, es decir, alterna su modo de alimentación según las condiciones ambientales en las que se encuentre (alimentador de depósito o filtrador en suspensión) (Fauchald and Jumars 1979). En particular, *B. proboscidea* es un espionido muy variable en términos de desarrollo larval (Hartman 1941; Woodwick 1977; Blake and Kudenov 1981; Gibson 1997), así como en el hábitat del adulto (Petch 1995). Esta especie utiliza la poecilogonía como estrategia reproductiva, la cual consiste en producir dos tipos de larvas involucrando diferente modo larval trófico (planctotrofia y lecitotrofia/adelfofagia) y diferente modo de dispersión larval (liberación de larvas planctónicas y juveniles bentónicos) (Gibson 1997). Con esta estrategia, la especie se asegura la dispersión de las larvas hacia localidades alejadas (larvas planctotróficas) y la colonización *in situ* de poblaciones locales (juveniles bentónicos) (Blake and Kudenov 1981). En cuanto a la tolerancia a la contaminación, *B. proboscidea* fue catalogada como especie oportunista en comunidades bentónicas intermareales (Johnson 1970); estas especies se caracterizan por presentar alta tasa de obtención de nutrientes, alta tasa de crecimiento y alta capacidad reproductiva (Grassle and Grassle 1974). La contaminación altera o modifica las condiciones ambientales, disminuyendo la tolerancia de las especies nativas y propiciando el aumento de aquellas oportunistas, entre las que se pueden encontrar

especies exóticas (Occhipinti-Ambrogi and Savini 2003; Wallentinus and Nyberg 2007), como *B. proboscidea*.

El análisis de las variables ambientales evidenció diferencias en la calidad ambiental de las diferentes playas estudiadas. La temperatura y la materia orgánica total (MOT) fueron las variables que mejor reflejaron las condiciones de salud de cada playa. Con respecto a la temperatura superficial del mar, se observaron valores más altos en los sitios que reciben mayor aporte de materia orgánica: Quequén y emisario submarino. Cabe destacar que las playas analizadas hacia el norte de estos dos sitios (Costa Bonita [al norte de Quequén], Santa Clara del Mar y Mar de Cobo [al norte del emisario]) también registraron valores altos de temperatura. Esto podría deberse a la dirección de los vientos predominantes (este, sur y oeste) y a la corriente litoral (de dirección sur-norte) (Isla et al. 1998), como también a la variabilidad natural de estos sitios. Como ya se mencionó antes (ver Introducción), el posible efecto de las oscilaciones de la temperatura sobre las comunidades intermareales radica sobre todo en el riesgo de muerte por desecación (Bertness et al. 2006).

En Santa Clara del Mar, frente al área de muestreo se encuentra el cauce del arroyo estacional Santa Elena, que recibe probablemente el aporte de pluviales, tanto de campos como de los barrios que atraviesa, y es posible que también de efluentes de tipo doméstico. En cuanto a Mar de Cobo, es una playa abierta (sin escolleras de protección) que se encuentra expuesta a un alto hidrodinamismo. En ambos casos (Santa Clara y Mar de Cobo), el índice M-AMBI reflejó una calidad ambiental 'bueno'. Esto podría deberse a que en ambientes costeros, los procesos marinos y eólicos son las principales fuerzas modeladoras de la costa. La circulación costera abierta (sin defensas costeras) contribuye a la dilución de las descargas y la auto-purificación de algunos contaminantes (Fernández 2018).

Los índices ecológicos son medidas cuantitativas de las fuerzas que rigen un sistema, determinan su estructura y su funcionamiento, y permiten establecer o evaluar el estado pasado, presente y futuro del ecosistema en cuestión (Díaz et al. 2004). El mayor objetivo de la aplicación de estos índices es diferenciar sitios impactados por actividades antrópicas de sitios sin perturbaciones, así como categorizarlos en

función de diferentes grados de impacto. Considerando lo anterior, la aplicación del AMBI y M-AMBI en los sitios relevados en este estudio resultó exitosa; se clasificó a Quequén como 'fuertemente disturbado' (AMBI) y 'pobre' (M-AMBI). Estos índices diferenciaron con claridad a Quequén del resto de los sitios, que fueron clasificados con una mejor calidad ambiental.

Los índices de diversidad funcional concordaron con el patrón encontrado para los parámetros comunitarios e índices ecológicos AMBI y M-AMBI, a excepción de la riqueza funcional, que presentó valores más altos en Quequén. Este sitio, sin embargo, mostró valores más bajos de diversidad funcional que el resto. Este patrón inverso hallado para la riqueza y la diversidad funcional se encuentra relacionado con la dominancia de *B. proboscidea*. El índice de riqueza no considera la información de abundancias relativas; en consecuencia, las especies que presentan valores extremos para los rasgos funcionales, aunque sean muy poco abundantes, aumentan el volumen del espacio funcional ocupado por las especies presentes; por lo tanto, sobreestiman la riqueza funcional (Villéger et al. 2008; Laliberté and Legendre 2010; Schleuter et al. 2010; Schuldt et al. 2014). Un patrón similar fue encontrado por Llanos et al. (2020) en un trabajo realizado a una escala espacial menor en el área de descarga del efluente cloacal de Quequén.

Una baja equitatividad funcional indicaría que algunas partes del espacio funcional están siendo subutilizadas o directamente no ocupadas. Lo anterior puede disminuir el funcionamiento y aumentar las oportunidades para las especies invasoras (Mason et al. 2005). Por otro lado, los cambios ambientales afectan más a las especies especializadas (Jiguet et al. 2007), ya que están muy asociadas a nichos particulares. Por lo tanto, si los cambios ambientales conducen a la degradación o incluso a la pérdida de estos nichos, las especies especializadas se verán profundamente afectadas (Villéger et al. 2010). Por el contrario, las especies generalistas (e.g., *B. proboscidea*) pueden tolerar la pérdida de hábitats particulares, ya que se supone que ocupan varios nichos dentro del sistema (Villéger et al. 2010; Jaubet et al. 2018). Finalmente, los índices que evalúan dispersión funcional resultaron con valores más elevados en el resto de los sitios indicando un mejor funcionamiento del ecosistema a través de un uso más eficiente de los recursos (Mason et al.



2003). Todo lo expuesto confirmaría el efecto directo (o impacto) que genera la descarga intermareal del efluente cloacal de Quequén sobre la comunidad bentónica.

Este trabajo aporta una línea de base sobre la cual continuar con los estudios de evaluación de calidad ambiental y encierra gran importancia para el futuro manejo ambiental de las zonas costeras de los partidos de Mar Chiquita, General Pueyrredón, General Alvarado y Necochea. Además de la problemática estrictamente ambiental y sanitaria, los resultados obtenidos son relevantes en relación con el desarrollo turístico de este sector de la Provincia de Buenos Aires. El desarrollo, el turismo y la conservación no son

incompatibles; al contrario, son concurrentes y complementarios. Es necesario destacar que el turismo costero se basa en la calidad del ambiente de manera ineludible y que, por lo tanto, la conservación debe estar explícitamente contemplada en todo plan de desarrollo costero (Fernández 2018).

AGRADECIMIENTOS. Este trabajo fue realizado con fondos presupuestarios otorgados por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica ANPCyT en el marco de dos PICT del FONCyT (PICT 2446/14- PICT 3484/14) y del proyecto EXA 870/18 otorgado por la Universidad Nacional de Mar del Plata. Los autores agradecen a los revisores anónimos por sus valiosas correcciones y sugerencias.

## REFERENCIAS

- Anderson, M. J., R. N. Gorley, and K. R. Clarke. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- Arribas, L. P. 2014. Efecto de los factores físico-químicos y biológicos en la estructura de la comunidad del intermareal rocoso en las provincias de Buenos Aires y Río Negro. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina. Pp. 135.
- Becherucci, M. E., M. L. Jaubet, M. A. Saracho Bottero, E. N. Llanos, R. Elías, and G. V. Garaffo. 2018. Rapid sewage pollution assessment by means of the coverage of epilithic taxa in a coastal area in the SW Atlantic. *The science of total environment* **628-629**:826-834. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.024>.
- Bellwood, D. R., P. C. Wainwright, C. J. Fulton, and A. S. Hoey. 2006. Functional versatility supports coral reef biodiversity. *Proceedings of the Royal Society* **273**:101-107. <https://doi.org/10.1098/rspb.2005.3276>.
- Bertness, M. D., C. M. Crain, B. R. Silliman, M. C. Bazterrica, M. V. Reyna, F. Hidalgo, and J. Kongo Farina. 2006. The community structure of western Atlantic patagonian rocky shores. *Ecological Monographs* **76**:439-460. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2006\)076\[0439:TCSOWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2006)076[0439:TCSOWA]2.0.CO;2).
- Blake, J. A., and J. D. Kudenov. 1981. Larval development, larval nutrition and growth for two *Boccardia* species (Polychaeta, Spionidae) from Victoria, Australia. *Marine Ecology Progress Series* **6**:172-182. <https://doi.org/10.3354/meps006175>.
- Borja, A., J. Franco, and V. Pérez. 2000. A marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* **40**:1100-1114. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00061-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00061-8).
- Borja, A., I. Muxika, and J. Franco. 2003. The application of a marine biotic index to different impact sources affecting soft bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin* **46**:835-845. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(03\)00090-0](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00090-0).
- Borja, A., I. Muxika, and J. Franco. 2006. Long-term recovery of soft-bottom benthos following urban and industrial sewage treatment in the Nervión estuary (southern Bay of Biscay). *Marine Ecology Progress Series* **33**:43-55. <https://doi.org/10.3354/meps313043>.
- Boschi, E. E., and M. B. Cousseau. 2004. La vida entre mareas: vegetales y animales de las costas de Mar del Plata, Argentina. Publicaciones especiales INIDEP, Mar del Plata.
- Botta-Dukát, Z. 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science* **16**(5):533-540. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02393.x>.
- Bremner, J., S. I. Rogers, and C. L. J. Frid. 2006. Methods for describing ecological functioning of marine benthic assemblages using biological traits analysis (BTA). *Ecological Indicator Journal* **6**(3):609-622. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.08.026>.
- Bremner, J. 2008. Species' traits and ecological functioning in marine conservation and management. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **366**(1-2):37-47. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2008.07.007>.
- Bruno, D. 2016. Respuestas estructurales y funcionales de las comunidades riparias mediterráneas a los filtros ambientales. *Ecosistemas* **5**(3):138-143. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2016.25-3.18>.
- Byers, S., C. Mills, and P. Stewart. 1978. Comparison of methods of determining organic carbon in marine sediments, with suggestions for a standard method. *Hydrobiology Journal* **58**(1):43-47. <https://doi.org/10.1007/BF00018894>.
- Chevenet, F., S. Dolédec, and D. Chessel. 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology* **31**(3):295-309. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01742.x>.
- Clarke, K. R., and R. M. Warwick. 2001. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. 2nd edition. Plymouth Marine Laboratory, UK. Pp. 172.
- Darr, A., M. Gogina, and M. L. Zettler. 2014. Functional changes in benthic communities along a salinity gradient - a



- western Baltic case study. *Journal Sea Research* **85**:315-324. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2013.06.003>.
- De la Ossa Carretero, J. A. 2011. Evaluación del vertido de aguas residuales urbanas sobre hábitats de fondos blandos. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante, Alicante, España. Pp. 221.
- Di Rienzo, J. A., F. Casanoves, and L. Pla. 2008. F-Diversity, version 2008. Cordoba, Argentina. URL: [www.fdiversity.nucleodiversus.org](http://www.fdiversity.nucleodiversus.org).
- Dolédec, S., and D. Chessel. 1994. Co-inertia analysis: an alternative method for studying species-environment relationships. *Freshwater Biology* **31**:277-294. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01741.x>.
- Dorsey, J. H. 1982. Intertidal community offshore from the Werribee sewage-treatment farm: an opportunistic infaunal assemblage. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* **33**:45-54. <https://doi.org/10.1071/MF9820045>.
- Dorsey, J. H., K. D. Green, and R. C. Rowe. 1983. Effects of sewage disposal on the polychaetous Annelids at San Clemente Island, California. *En D. F. Soule and D. Walsh (eds.). Waste Disposal in the Oceans. Minimizing Impact, Maximizing Benefits*, Southern California Academy of Science **13**:209-233. <https://doi.org/10.4324/9780429267246-13>.
- Elías, R., J. R. Palacios, M. S. Rivero, and E. A. Vallarino. 2005. Short-term responses to sewage discharge and storms of subtidal sand-bottom macrozoobenthic assemblages of Mar del Plata City, Argentina (SW Atlantic). *Journal of Sea Research* **53**:231-242. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2004.08.001>.
- Elías, R., M. L. Jaubet, E. N. Llanos, M. A. Sánchez, M. S. Rivero, G. V. Garaffo, and L. Sandrini-Neto. 2015. Effect of the invader *Boccardia proboscidea* (Polychaeta: Spionidae) on richness, diversity and structure of SW Atlantic epilithic intertidal community. *Marine Pollution Bulletin* **91**:530-536. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.10.007>.
- Elliot, M., and V. Quintino. 2007. The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin* **54**(6):640-645. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.02.003>.
- Fauchald, K., and P. A. Jumars. 1979. The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. *Oceanography and Marine Biological Annual Review* **17**:193-284.
- Fernández, J. M. 2018. Dinámica costera, Red Mar del Plata Entre Todos. Pp. 140-155.
- Francisco, V., and H. de la Cueva. 2017. Nuevas perspectivas en la diversidad funcional de ambientes marinos. *Latin American Journal of Aquatic Research* **45**(2):261-275. <https://doi.org/10.3856/vol45-issue2-fulltext-3>.
- Frid, C. L. J., O. A. L. Paramor, S. Brockington, and J. Bremner. 2008. Incorporating ecological functioning into the designation and management of marine protected areas. *Hydrobiology Journal* **606**:69-79. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9343-y>.
- Gagic, V., I. Bartomeus, T. Jonsson, A. Taylor, C. Winqvist, C. Fischer, E. M. Slade, I. Steffan-Dewenter, M. Emmerson, S. G. Potts, T. Tschardt, W. Weisser, and R. Bommarco. 2015. Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. *Proceedings of the Royal Society B* **282**:20142620. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.2620>.
- Garaffo, G. V., M. L. Jaubet, E. N. Llanos, M. A. Saracho Bottero, and R. Elías. 2018. Assessing functional diversity of macrobenthic assemblages in sewage-affected intertidal shores. *International Aquatic Research* **10**:333-347. <https://doi.org/10.1007/s40071-018-0211-8>.
- Garaffo, G. V., Llanos, E. N., M. A. Saracho Bottero, E. Hines, R. Elías, and M. L. Jaubet. 2020. Functional diversity on rocky shores off SW Atlantic: sewage effluents influence and mask the effects of the latitudinal gradient. *Marine Ecology Progress Series* **648**:39-49. <https://doi.org/10.3354/meps13441>.
- Gibson, G. D. 1997. Variable development in the spionid *Boccardia proboscidea* (Polychaeta) is linked to nurse egg production and larval trophic mode. *Invertebrate Biology* **116**:213-226. <https://doi.org/10.2307/3226898>.
- Giménez-Casaldueiro, F. 2002. Bioindicators. Tools for the impacts Assessment of Aquaculture Activities on the Marine Communities. *Cahiers Options Méditerranéennes* **242**:147-157.
- Glémarec, M. 1986. Ecological Impact of an Oil Spill: Utilization of Biological Indicators. *Water Science and Technology* **18**(4-5):203-211. <https://doi.org/10.2166/wst.1986.0196>.
- Grassle, J. F., and J. P. Grassle. 1974. Opportunistic life-histories and genetic systems in marine benthic polychaetes. *Journal of Marine Research* **32**:253-284.
- Gray, J. S., R. S. Wu, and Y. Y. Or. 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series* **238**:249-279. <https://doi.org/10.3354/meps238249>.
- Gusmao, J. B., K. M. Brauko, B. K. Eriksson, and P. C. Lana. 2016. Functional diversity of macrobenthic assemblages decreases in response to sewage discharges. *Ecological Indicators Journal* **66**:65-75. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.003>.
- Halpern, B. S., S. Walbridge, K. A. Selkoe, C. V. Kappel, F. Micheli, C. D'Agrosa, J. F. Bruno, K. S. Casey, C. Ebert, H. E. Fox, R. Fujita, D. Heinemann, H. S. Lenihan, E. M. P. Madin, M. T. Perry, E. R. Selig, M. Spalding, R. Steneck, and R. Watson. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* **319**(5865):948-952. <https://doi.org/10.1126/science.1149345>.
- Hartman, O. 1941. Polychaetous annelids. Part III. Spionidae. Some contributions to the biology and life story of Spionidae from California. *Allan Hancock Pacific Expeditions* **7**:289-324, pls. 45-58.
- Hawkins, S. J., H. E. Sugden, N. Mieszkowska, P. J. Moore, E. Poloczanska, R. Leaper, R. J. H. Herbert, M. J. Genner, P. S. Moschella, R. C. Thompson, S. R. Jenkins, A. J. Southward, and M. T. Burrows. 2009. Consequences of climate-driven biodiversity changes for ecosystem functioning of North European rocky shores. *Marine Ecology Progress Series* **396**:245-259. <https://doi.org/10.3354/meps08378>.
- Helmuth, B., B. R. Broitman, C. A. Blanchette, S. Gilman, P. Halpin, C. D. G. Harley, M. J. O'Donnell, G. E. Hofmann, B. A.

- Menge, and D. Strickland. 2006. Mosaic patterns of thermal stress in the rocky intertidal zone: implications for climate change. *Ecological Monographs* **76**:451-479. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2006\)076\[0461:MPOTS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2006)076[0461:MPOTS]2.0.CO;2).
- Hily, C. 1984 Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hyper-trophiques de la rade de Brest. *Disertación Doctoral*.
- Hooper, D. U., F. S. Chapin III, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, D. M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A. J. Symstad, J. Vandermeer, and D. A. Wardle. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* **75**(1):3-35. <https://doi.org/10.1890/04-0922>.
- Jaubet, M. L., M. A. Sánchez, M. S. Rivero, G. V. Garaffo, E. A. Vallarino, and R. Elías. 2011. Intertidal biogenic reefs built by the polychaete *Boccardia proboscidea* in sewage-impacted areas of Argentina, SW Atlantic. *Marine Ecology: an evolutionary perspective* **32**:188-197. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2010.00415.x>.
- Jaubet, M. L., M. A. Saracho Bottero, E. Hines, R. Elías, and G. V. Garaffo. 2018. *Boccardia proboscidea* (Polychaeta: Spionidae) in the SW Atlantic: how far has the invasion spread? *Aquatics Invasions* **13**(3):351-363. <https://doi.org/10.3391/ai.2018.13.3.04>.
- Jiguet, F., A. S. Gadot, R. Julliard, S. E. Newson, and D. Couvet. 2007. Climate envelope, life history traits and the resilience of birds facing global change. *Global Change Biology* **13**(8):1672-1684. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01386.x>.
- Johnson, R. G. 1970. Variations in diversity within benthic marine communities. *American Naturalist* **104**:285-300. <https://doi.org/10.1086/282662>.
- Kröncke, I., J. W. Dippner, H. Heyen, and B. Zeiss. 1998. Long-term changes in macrofaunal communities off Norderney (East Frisia, Germany) in relation to climate variability. *Marine Ecology Progress Series* **167**:25-36. <https://doi.org/10.3354/meps167025>.
- Kröncke, I., B. Zeiss, and C. Rensing. 2001. Long-term variability in macrofauna species composition off the island of Norderney (East-Frisia, Germany) in relation to changes in climatic and environmental conditions. *Senckenbergiana Maritima* **31**:65-82. <https://doi.org/10.1007/BF03042837>.
- Lagos, N. A., J. C. Castilla, B. R. Broitman. 2008. Spatial environmental correlates of intertidal recruitment: a test using barnacles in northern Chile. *Ecological Monographs* **78**:245-261. <https://doi.org/10.1890/07-0041.1>.
- Laliberté, E., and P. Legendre. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* **91**:299-305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>.
- Llanos, E. N., M. A. Saracho Bottero, M. L. Jaubet, R. Elías, and G. V. Garaffo, (2020). Spatial-temporal variability of the functional diversity in the intertidal macrobenthic community at sewage-affected shores from Southwestern Atlantic. *Marine Pollution Bulletin* **127**:111365. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111365>.
- López Gappa, J. J., A. Tablado, and N. H. Magaldi. 1990. Influence of sewage pollution on a rocky intertidal community dominated by the mytilid *Brachidontes rodriguezii*. *Marine Ecology Progress Series* **63**:63-175. <https://doi.org/10.3354/meps063163>.
- Loreau, M., S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J. P. Grime, A. Hector, D. U. Hooper, M. A. Huston, D. G. Raffaelli, B. Schmid, D. Tilman, and D. A. Wardle. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* **294**(5543):804-808. <https://doi.org/10.1126/science.1064088>.
- Mason, N. W. H., D. Mouillot, W. G. Lee, and J. B. Wilson. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* **111**:112-118. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>.
- Mouchet, M. A., S. Villéger, N. W. H. Mason, and D. Mouillot. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology* **24**(4):867-876. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>.
- Mouillot, D., W. N. Mason, O. Dumay, and J. B. Wilson. 2005. Functional regularity: a neglected aspect of functional diversity. *Oecologia* **142**(3):353-359. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1744-7>.
- Muñoz, P., M. Hutton, N. Kandratavicius, A. Lanfranconi, E. Brugnoli, N. Venturini, and L. Giménez. 2012. Performance of biotic indices in naturally stressed estuarine environments on the Southwestern Atlantic coast (Uruguay): a multiple scale approach. *Ecological Indicators Journal* **19**:89-97. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.07.022>.
- Muñoz, P., P. Lana, N. Venturini, R. Elías, E. Vallarino, C. Bremec, C. de Castro Martins, and L. Sandrini Neto. 2013. Un manual de protocolos para evaluar la contaminación marina por efluentes domésticos. Pp. 131.
- Muxika, I., Á. Borja, and J. Bald. 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* **55**:16-29. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.05.025>.
- Occhipinti-Ambrogi, A., and D. Savini. 2003. Biological invasions as a component of global change in stressed marine ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* **46**:542-551. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00363-6](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00363-6).
- Pacheco, A. S., M. T. González, J. Bremner, M. Oliva, O. Heilmayer, J. Laudien, and J. M. Riascos. 2011. Functional diversity of marine macrobenthic communities from sublittoral soft-sediment habitats off northern Chile. *Helgoland Marine Research* **65**:413-424. <https://doi.org/10.1007/s10152-010-0238-8>.
- Paganelli, D., A. Marchini, and A. Occhipinti-Ambrogi. 2012. Functional structure of marine benthic assemblages using Biological Traits Analysis (BTA): a study along the Emilia-Romagna coastline (Italy, North-West Adriatic Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **96**:245-256. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.11.014>.
- Paine, R. T. 1966. Food web complexity and species diversity. *The American Naturalist* **100**:65-75. <https://doi.org/10.1086/282400>.

- Pearson, T. H., and R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* **16**:229-311.
- Petch, D. A. 1989. Variation in the spionid polychaete *Boccardia proboscidea* Hartman. PhD Diss., University of Melbourne. Pp. 136.
- Petch, D. A. 1995. Morphological variation in the spionid polychaete *Boccardia proboscidea*. *Proceeding of the Royal Society of Victoria* **107**:25-30.
- Petchey, O. L., and K. J. Gaston. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* **9**(6): 741-758. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x>.
- Pielou, E. C. 1969. *An Introduction to Mathematical Ecology*. Wiley-Interscience, New York.
- Rao, C. R. 1982. Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. *Theoretical Population Biology* **21**(1):24-43. [https://doi.org/10.1016/0040-5809\(82\)90004-1](https://doi.org/10.1016/0040-5809(82)90004-1).
- Reiss, H. and I. Kröncke. 2005. Seasonal variability of benthic indices: An approach to test the applicability of different indices for ecosystem quality assessment. *Marine Pollution Bulletin* **50**:1490-1499. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.06.017>.
- Ricotta, C. 2005. A note on functional diversity measures. *Basic and Applied Ecology* **6**:479-486. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2005.02.008>.
- Ricotta, C. and M. Moretti. 2011. CWM and Rao's quadratic diversity: a unified frame-work for functional ecology. *Oecologia* **167**(1):181-188. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-1965-5>.
- Saracho Bottero, M. A., M. L. Jaubet, E. N. Llanos, M. E. Becherucci, R. Elías, G. V. Garaffo. 2020. Spatial-temporal variations of a SW Atlantic macrobenthic community affected by a chronic anthropogenic disturbance. *Marine Pollution Bulletin* **156**:111189. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111189>.
- Schleuter, D., M. Daufresne, F. Massol, and C. Argillier. 2010. A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs* **80**(3):469-484. <https://doi.org/10.1890/08-2225.1>.
- Schuldt, A., H. Bruelheide, W. Durka, S. G. Michalski, O. Purschke, and T. Assmann. 2014. Tree diversity promotes functional dissimilarity and maintains functional richness despite species loss in predator assemblages. *Oecologia* **174**:533-543. <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2790-9>.
- Shannon, C. E., and W. Wiener. 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. University Illinois Press, Urbana, Illinois. Pp. 125.
- Simboura, N., and A. Zenetos. 2002. Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic Index. *Mediterranean Marine Science* **3**(2):77-111. <https://doi.org/10.12681/mms.249>.
- Smith, J., and S. E. Shackley. 2006. Effects of the closure of a major sewage outfall on sublittoral soft sediment benthic communities. *Marine Pollution Bulletin* **52**:645-658. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.10.016>.
- Snelgrove, P. V. R. 1998. The biodiversity of macrofaunal organisms in marine sediments. *Biodiversity Conservation Journal* **7**(9):1123-1132. <https://doi.org/10.1023/A:1008867313340>.
- Statzner, B., V. H. Resh, and L. A. Roux. 1994. The synthesis of long-term ecological research in the context of concurrently developed ecological theory: design of a research strategy for the Upper Rhone River and its floodplain. *Freshwater Biology* **31**(3):253-263. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01739.x>.
- Vallarino, E. A., and R. Elías. 2009. *La vida en las costas rocosas. Guía de campo*. 1ed. Buenos Aires: Dunken. Pp. 64.
- Verissimo, H., J. Bremner, C. García, J. Patricio, P. van der Linden, and J. C. Marques. 2012. Assessment of the subtidal macrobenthic community functioning of a temperate estuary following environmental restoration. *Ecological Indicators* **23**:312-322. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.020>.
- Villéger, S., N. W. Mason, and D. Mouillot. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* **89**(8):2290-2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>.
- Villéger, S., J. R. Miranda, D. F. Hernández, and D. Mouillot. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications* **20**:1512-1522. <https://doi.org/10.1890/09-1310.1>.
- Vinagre, P. A., A. J. Pais-Costa, S. J. Hawkins, Á. Borja, J. C. Marques, and J. M. Neto. 2016. Ability of invertebrate indices to assess ecological condition on intertidal rocky shores. *Ecological Indicators Journal* **70**:255-268. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.004>.
- Wallentinus, I., and C. D. Nyberg. 2007. Introduced marine organisms as habitat modifiers. *Marine Pollution Bulletin* **55**:323-332. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.11.010>.
- Wan Hussin, W. M. R., K. M. Cooper, C. R. S. B. Froján, E. C. Defew, and D. M. Paterson. 2012. Impacts of physical disturbance on the recovery of a macrofaunal community: a comparative analysis using traditional and novel approaches. *Ecological Indicators Journal* **12**:37-45. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.03.016>.
- Woodwick, K. H. 1977. Lecithotrophic larval development in *Boccardia proboscidea* Hartman. Pp. 347-371 in D. J. Reish and K. Fauchald (eds.). *Essays on Polychaetous Annelids in Memory of Dr. Olga Hartman*. Allan Hancock Foundation, University of Southern California.
- Worm, B., E. B. Barbier, N. Beaumont, J. E. Duffy, C. Folke, B. S. Halpern, J. B. C. Jackson, H. K. Lotze, F. Micheli, S. R. Palumbi, E. Sala, K. A. Selkoe, J. J. Stachowicz, and R. Watson. 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* **314**(5800):787-879. <https://doi.org/10.1126/science.1132294>.
- Zettler, M. L., D. Schiedek, and B. Bobertz. 2007. Benthic biodiversity indices versus salinity gradient in the southern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* **55**(1-6):258-270. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.024>.