



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

Departament de Ciències del Mar i Biologia Aplicada
Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada



Uso de bioindicadores de comunidades bentónicas como herramientas para la evaluación del impacto medioambiental generado en el medio marino

Alicante Noviembre 2017

Este informe ha sido realizado por:

Yoana del Pilar Ruso

José Antonio de la Ossa Carretero

Yolanda Fernández Torquemada

Luis Miguel Ferrero Vicente

Elena Martínez García

José Luis Sánchez Lizaso

Foto de portada: *Posidonia oceanica*: macrófito mediterráneo utilizado como bioindicador

Uso de bioindicadores de comunidades bentónicas como herramientas para la evaluación del impacto medioambiental generado en el medio marino

1.- Introducción.

Las zonas costeras están compuestas por sistemas ecológicos caracterizados por una intensa actividad e interacción entre procesos físicos, biológicos, sociales, culturales o económicos. Su estatus ecotonal los convierte en comunidades diversas, dinámicas y frágiles. Cambios en cualquier componente pueden generar reacciones que pueden alcanzar a diferentes sistemas, cuyas condiciones ambientales se verán, consecuentemente alteradas (UNEP/MAP/PAP, 2001).

En las últimas décadas, la región mediterránea, como otras regiones del mundo, ha sufrido un importante crecimiento demográfico (EEA, 1999). Este incremento de la población y la intensa actividad humana en las regiones litorales de un mar semi-cerrado, como es el Mediterráneo, supone una fuerte presión antrópica y, como consecuencia, un impacto negativo en el medio ambiente que se traduce en una alteración de distintos hábitats marinos.

Entre las distintas perturbaciones antropogénicas que están ejerciendo presión en el medio marino una de las más extendidas es el aporte externo de nutrientes o **eutrofización**, que genera uno de los principales impactos (Pearson y Rosenberg, 1978; McIntyre, 1995, Koop y Hutchings, 1996). Las fuentes de estos aportes son diversas e incluyen la escorrentía agrícola, los desechos de la acuicultura o el vertido de aguas residuales. Este último tipo de vertidos representan el mayor volumen de los residuos descargados en el medio marino (Islam y Tanaka, 2004). Además de aportar materia orgánica particulada y disuelta (Smith y Shackley, 2006), estos vertidos suponen también una fuente externa de nutrientes, así como de una variedad de sustancias tóxicas: contaminantes orgánicos (PCBs, PAHs o estrógenos), bacterias, virus,

protozoos, metales pesado (Mallin *et al.*, 2007; Moon *et al.*, 2008. Su presencia puede provocar diferentes efectos adversos, tanto en la columna de agua como en el sedimento; hasta poner en peligro su integridad (Rapport *et al.*, 1985, EEA, 1999). Procesos de anoxia e hipoxia, acumulación de contaminantes orgánicos, cambios en la composición del sedimento y disminución de la diversidad, densidad y productividad de comunidades bióticas son los impactos negativos generados como consecuencia de la eutrofización del medio (Dauer y Conner 1980, Heips, 1995, Karakassis y Hatziyanni E, 2000; Bothner *et al.*, 2002, Gray *et al.*, 2002, Abessa *et al.*, 2005, Cotano y Villate, 2006, Díaz y Rosemberg, 2008). Estos impactos negativos pueden extenderse a áreas adyacentes si la actividad perdura en el tiempo, sin que se aplique ningún tipo de medida correctora.

Con la finalidad de reducir la entrada de sustancias contaminantes en el medio marino se han puesto en marcha rigurosos programas de vigilancia ambiental (Von Westernhagen *et al.*, 2001). Una correcta evaluación del estado ecológico requiere un seguimiento ambiental que nos indique, de forma rigurosa, el estado de salud ambiental del ecosistema marino. Este seguimiento es esencial en áreas afectadas por la actividad antrópica de manera prolongada en el tiempo, lo que permitirá determinar si existe una alteración significativa, así como la posibilidad de detectar si las medidas correctoras aplicadas permiten mitigar el efecto adverso provocado por estos impactos negativos.

Los indicadores pueden ser definidos como “*cualquier medida que permita el seguimiento y la evaluación del estado de sistema*” o bien como “*atributos de los sistemas que se emplean para descifrar factores de su ambiente*” y son herramientas empleadas en dichos programas para la evaluación del impacto generado en el ecosistema marino por diversas presiones antrópicas; entre las que se encuentra la eutrofización del medio derivada de actividades como los vertidos de aguas residuales urbanas, agricultura, las piscifactorías. Los efectos de la eutrofización sobre el ecosistema marino son muy diversos, lo que implica el posible uso de un amplio rango de variables ecológicas / indicadores a la hora de evaluar el estado de salud de un ecosistema. Esto genera dificultades desde el punto de vista de la protección y la gestión (Von Westernhagen *et al.*, 2001). Existen claras limitaciones en el tiempo, en el esfuerzo e incluso económicas a la hora de determinar todas las variables ecológicas posibles. De forma que, la situación idónea consiste en seleccionar, de todas las

posibles, aquellas variables que nos permitan una rápida valoración de la situación ambiental, permitiendo a su vez una actuación eficaz por parte de los gestores. Diferentes aproximaciones y herramientas pueden ser empleadas para valorar el impacto producido. Entre estas herramientas se pueden diferenciar las basadas en el análisis de **parámetros fisicoquímicos** y las basadas en el empleo de **indicadores biológicos o bioindicadores** (Dauvin *et al.*, 2010).

Detectar la contaminación en la columna de agua puede ser complicado y valoraciones únicamente basadas en su estudio pueden ser insuficientes, debido a la rápida dilución o sedimentación de ciertos contaminantes y a su alta variabilidad espacial y temporal (Mallín *et al.*, 2007). Por el contrario, el sedimento registra a largo plazo los efectos provocados por la presión antrópica, de modo que su análisis facilitaría la valoración completa de las condiciones ambientales de una zona cercana e influenciada por una presión antrópica (Chapman *et al.*, 1996). Diferenciar los cambios provocados por la eutrofización en los sedimentos marinos, utilizando **indicadores fisicoquímicos**, no es sencillo; dado que la variabilidad natural provoca variaciones en estos parámetros fisicoquímicos (DelValls, 2001). Además, hay situaciones en las que el uso de variables fisicoquímicas o abióticas no permite detectar el impacto producido debido a que las concentraciones a las que puede estar presente no sean detectables, aunque esté generando un efecto adverso, ya que las técnicas analíticas actuales no permiten su detección.

Por otra parte, muchos organismos son de gran ayuda a la hora de detectar la presencia de determinados contaminantes, así como el grado de afección. Estos **organismos indicadores** pueden ser utilizados, según sus respuestas concretas, con fines diversos, y pueden resumirse en dos categorías principales: i) la detección de una contaminación directamente en el ambiente y ii) la evaluación de los efectos de la misma, tanto en la naturaleza como en el laboratorio (Cognetti *et al.*, 2001). Por tanto, mientras que las variables químicas miden cambios en concentraciones de ciertas sustancias, o las variables físicas miden alteraciones en ciertos parámetros, el uso de variables biológicas supone una ventaja ya que permite la valoración del grado de contaminación al registrar la respuesta biológica del medio al contaminante (Wilhm y Dorris, 1968) o al impacto generado por dicha alteración (Sutherland, 1990).

Sin embargo, limitar el uso de **bioindicadores** a la aplicación de determinados organismos indicadores de eutrofización; requiere no sólo disponer de las habilidades necesarias para su identificación, sino también implica conocer el nivel de tolerancia / sensibilidad a la perturbación. Para poder establecer los límites de tolerancia de una especie a una o varias sustancias (sinergia), es preciso realizar ensayos de toxicidad en el laboratorio. Otros requisitos son conocer los requerimientos de las especies, así como sus adaptaciones para resistir distintos grados de contaminación. Además, la búsqueda de especies indicadoras universales podría ser infructuosa (Olsgard y Gray, 1995, Von Westernhagen *et al.*, 2001). Existen diferencias naturales en cuanto a la composición faunística incluso en áreas restringidas, probablemente debido a pequeñas variaciones ambientales. Por lo que su utilidad estaría limitada a la región biogeográfica de la especie objetivo de estudio. Por ello, el análisis a niveles superiores de organización del ecosistema, como la estructura de las comunidades, ha resultado ampliamente útil en estudios de eutrofización. Aunque requiere tiempo su identificación como la interpretación ecológica; presentan mayor aplicabilidad; ya que no nos encontraríamos con las limitaciones biogeográficas.

Entre los posibles **bioindicadores**, los basados en las **comunidades bentónicas** son uno de los más utilizados y se consideran los más adecuados en el medio marino (Warwick, 1993) porque poseen la facultad de integrar toda la información procedente del medio, a la vez que las fluctuaciones ambientales que en él se producen. Ello es debido a que son organismos sedentarios o de escasa movilidad (Rosenberg, 2001), por lo tanto, cualquier cambio en el medio, repercute sobre sus parámetros estructurales básicos; tipo y número de especies, número de individuos, biomasa, etc. (Bellan, 1985, De-la-Ossa-Carretero *et al.*, 2008, 2009, 2010, 2012; 2016, Del-Pilar-Ruso *et al.*, 2007, 2008, 2009, 2010, 2014). De manera que cualquier acción antrópica que introduzca un cambio en el medio marino, tanto negativo como positivo, tendrá como consecuencia una respuesta en la comunidad diferente a la detectada de forma natural. Entre las variables biológicas, las **comunidades bentónicas asociadas a los fondos blandos**, donde se ubican la mayoría de los vertidos, son ampliamente usadas como indicadoras de impactos antrópicos en zonas costeras ya que reflejan los efectos derivados de la eutrofización (Pearson y Rosenberg, 1978, Gray, 197, Warwick *et al.*, 1990, de-la-

Ossa-Carretero *et al.*, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, Del-Pilar-Ruso *et al.*, 2009, 2010, García-Martínez *et al.*, 2013, Mangion *et al.*, 2014, Mangion *et al.*, 2017).

Los modelos de sucesión ecológica descritos por Pearson y Rosenberg (1978), Odum (1985, 1988), Rhoads y Germano, (1986), muestran que, como respuesta a un aporte excesivo de un contaminante, principalmente contaminación orgánica, se produce una disminución de la riqueza y diversidad de las comunidades bentónicas afectadas respecto a las estaciones de referencia, lo que favorece la presencia y dominio de la comunidad de unos pocos organismos resistentes. Muchos organismos, sumamente sensibles a su medio ambiente, cambian aspectos de su forma, desaparecen o, por el contrario, prosperan cuando su medio se contamina, provocando la modificación de la estructura de la comunidad bentónica afectada por la presencia de estos aportes extras de nutrientes. Según su sensibilidad a la polución orgánica se clasificaron especies como *intolerantes*, *facultativas*, o *tolerantes*.

Por ello, muchos programas de gestión medioambiental, en los que se evalúan los efectos causados por la presencia de una actividad antrópica, se concentran en el estudio de dichas **comunidades bentónicas** (Warwick *et al.*, 1990; Otway, 1995). Entre ellos, la Directiva Marco del Agua (DMA) (2000/60/CE; apartado 1.1.4 anexo V), a efectos de evaluar el estado ecológico de las aguas costeras comunitarias, establece el uso de distintos indicadores biológicos o bioindicadores como: i) composición, abundancia y biomasa del fitoplancton; ii) composición y abundancia de la flora acuática, dentro del cual se enmarca el análisis de descriptores de las praderas de *P. oceanica* y iii) análisis de la composición y abundancia de la fauna bentónica de invertebrados.

Un gran número de científicos, gestores y agencias gubernamentales ha mostrado interés en el estudio, seguimiento y evaluación del estado ecológico de las de las especies, poblaciones, así como del ecosistema. Esto ha resultado en el incremento de los estudios relacionados con el papel y utilidad de diferentes bioindicadores como herramientas para evaluar los factores de estrés, así como los efectos de las perturbaciones en los ecosistemas marinos.

2.- Macrófitos como bioindicadores

Los macrófitos son productores primarios de carácter sésil, por lo que responden directa e indirectamente a los cambios bióticos y abióticos que se producen en el ambiente a lo largo del tiempo (Borowitzka, 1972) siendo, junto a los invertebrados, el grupo bentónico más interesante como integrador de la calidad medioambiental (Levine, 1984; Benedetti-Cecchi et al., 2001; Soltan et al., 2001; Panayotidis et al., 2004; Melville and Pulkownik, 2006; Yuksek et al., 2006; Arévalo et al., 2007; Scanlan et al., 2007; Krause-Jensen et al., 2008). De hecho, uno de los efectos más inmediatos de la eutrofización en estos grupos sería la estimulación de su producción primaria y por lo tanto el incremento de su biomasa (Ferreira et al., 2007; Nixon, 2009), pero estos síntomas varían según la especie, ante niveles de eutrofización más graves, o debido a la aparición de efectos indirectos, como la disminución en el oxígeno disuelto y en la disponibilidad lumínica (Fig. 1).

En este apartado consideraremos a los macrófitos marinos como dos grandes grupos: **macroalgas**, que incluyen a Chlorophyta, Phaeophyta y Rhodophyta, y **angiospermas marinas** (Magnoliophyta), lo que supone una amplia gama de morfologías y estrategias ecológicas, así como respuestas frente a distintas perturbaciones antrópicas, como es el caso de la eutrofización. Según el grado de este tipo de contaminación, se puede producir la desaparición o reducción del número de especies de los grupos más sensibles y su sustitución por otras especies más oportunistas o tolerantes (Fig. 1).

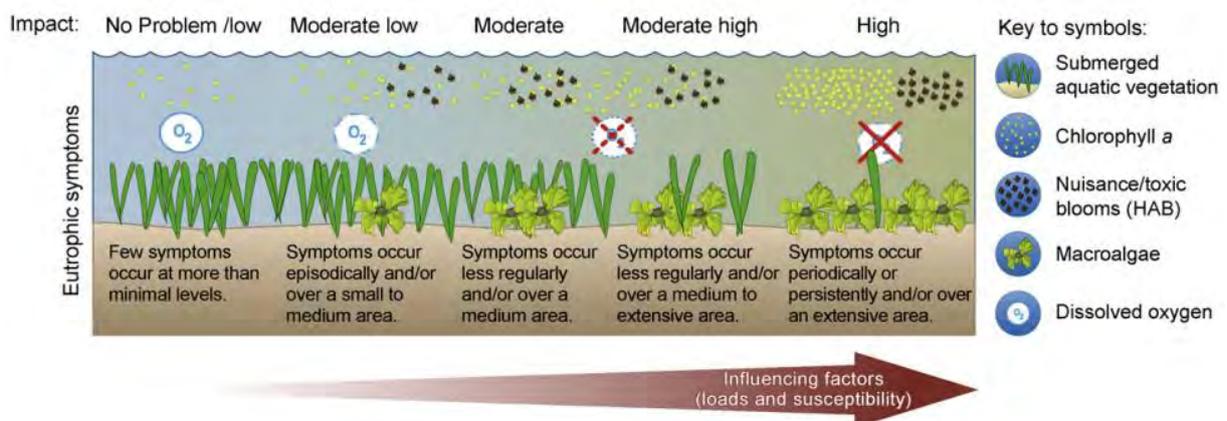


Figura 1. Diagrama en el que se resumen los efectos de distintos niveles de eutrofización en macrófitos marinos (tomado de Bricker et al., 2008).

Macroalgas

Las macroalgas dominan el litoral e infralitoral rocoso, donde se ven afectadas por multitud de actividades antrópicas, entre ellas el vertido de aguas residuales y la eutrofización que puede generar (Bellan y Bellan-Santini, 1972; Belsher y Boudouresque, 1976). Dentro del grupo de macroalgas, cada especie puede presentar diferente sensibilidad a este tipo de impacto. Así, en estudios sobre el efecto de los vertidos domésticos en el litoral se ha detectado la sensibilidad a la contaminación de algunas especies de algas pardas, especialmente del género *Cystoseira* (Bellan-Santini, 1968; Soltan *et al.*, 2001). De acuerdo con Belsher (1997) la contaminación orgánica también afecta a algunas algas rojas, con la desaparición de especies de Gelidiales y Rhodymeniales, y la regresión de algunas Ceramiales, Gigartinales y Cryptonemiales.

En las costas mediterráneas se puede establecer que hay una calidad del agua alta, y por lo tanto ausencia de eutrofización, si aparecen asociaciones de *Cystoseira* spp., ya que son consideradas como las comunidades más maduras en nuestras costas con alto o moderado hidrodinamismo, alta irradiancia y buena calidad de agua. Las formaciones calcáreas del alga *Lithophyllum byssoides* (= *L. lichenoides*) y del vermético *Dendropoma lebeche*, también son indicadoras de aguas con alto hidrodinamismo y alta calidad de agua. Cuando comienza a detectarse alteración se produce una progresiva disminución en la cobertura de *Cystoseira* y *Lithophyllum* hasta que se produce un reemplazamiento total de las comunidades. Con la presencia de moderado a alto hidrodinamismo la comunidad es dominada por *Corallina elongata* (Bellan-Santini, 1968; Ballesteros *et al.*, 1984) y/o por mejillones de la especie *Mytilus galloprovincialis* (Bellan-Santini, 1968), siendo muy abundante en aguas con un alto contenido de materia orgánica particulada y nutrientes. A medida que va aumentando la contaminación, con alta carga de nutrientes, las macroalgas del género *Ulva* (Golubic, 1970; Rodríguez-Prieto y Polo, 1996), *Cladophora* (Belsher, 1977) y *Enteromorpha* (Ballesteros *et al.*, 1984) se hacen dominantes; sustituyendo totalmente el cinturón de *Cystoseira*, e incluso de *Corallina* (Arévalo *et al.*, 2007; Ballesteros *et al.*, 2007; Pinedo *et al.*, 2007). La sustitución de todas estas comunidades por especies de cianobacterias indica un grado extremo de contaminación (Golubic, 1970; Littler y Murray, 1975).

A partir de esta sustitución de especies se han creado numerosos índices, la mayoría de ellos basados en atributos fácilmente cuantificables o en la composición de especies o grupos funcionales (Tabla 1), muchos de ellos desarrollados para la implementación de la Directiva Marco del Agua (DMA 2000/60/EC), por lo que además de la eutrofización incluyen la degradación de la calidad del agua por todo tipo de perturbaciones antrópicas (Orfanidis et al., 2001; Scanlan et al., 2007; Wells et al., 2007; Juanes et al., 2008).

Tabla 1. Principales índices y métodos empleados para evaluar el estado de las masas de agua en función de las comunidades de macroalgas.

Índice/Método	Indicadores/métricas	Zona de aplicación	País	Referencia
EEI (Ecological Evaluation Index)	Abundancia (%), grupos funcionales	Mediterráneo	Grecia	Orfanidis et al., 2001
RSL (Reduced Species List)	Grupos taxonómicos y funcionales, riqueza, oportunistas	Atlántico	UK; Irlanda	Wells et al., 2007
Opportunistic Macroalgae Assessment Method	Biomasa, cobertura (%), oportunistas	Atlántico	UK; Irlanda	Scanlan et al., 2007
CARLIT (Cartography of Littoral and upper-sublittoral rocky-shore communities)	Cartografía de comunidades, grupos taxonómicos y funcionales	Mediterráneo	España	Ballesteros et al., 2007
BENTHOS	Composición comunidades	Mediterráneo	España	Pinedo et al., 2007
R-MaQI (Rapid Quality Index)	Presencia/ausencia, ratio rodofíceas/clorofíceas	Mediterráneo	Italia	Sfriso et al., 2007
CFR (Quality of Rocky Bottoms Index)	Riqueza, cobertura, oportunistas, y condición fisiológica	Atlántico	España	Juanes et al., 2008
MarMAT (Marine Macroalgae Assessment Tool)	Riqueza, rodofíceas-clorofíceas, oportunistas	Atlántico	Portugal	Neto et al., 2011
RTL (Reduced Taxa List)	Grupos taxonómicos y funcionales, riqueza, oportunistas	Atlántico	Portugal	Gaspar et al. 2012
RICQI (Rocky Intertidal Community Quality Index)	Abundancia, cobertura, riqueza y fauna asociada	Atlántico	España	Díez et al., 2012
QISubMac (Quality Index of Subtidal Macroalgae)	Profundidad, composición y biodiversidad	Atlántico	Francia	Le Gal et al., 2015

Reef-EBQI (Ecosystem-Based Quality Index)	Composición, estructura y funcionamiento comunidades	Mediterráneo	Francia	Thibaut et al., 2017
--	---	--------------	---------	-------------------------

De todos estos índices cabe destacar, por su ámbito y facilidad de aplicación, el BENTHOS y el CARLIT. El primero de ellos es una técnica que consiste en realizar raspados puntuales en la zona de rompientes de áreas en las que interesa hacer un estudio muy detallado y preciso de la comunidad bentónica (especies, densidades, recubrimiento, biomasa...), lo que procura una mayor información sobre la composición de la comunidad algal, y sus invertebrados asociados. Sin embargo, tiene el inconveniente de que es una metodología de trabajo muy puntual que indica el estado de la costa en una franja litoral muy localizada, y que en algunas zonas no es extrapolable a todo el sector de costa. Además, consume mucho tiempo en la separación y determinación de las muestras (necesitando de taxónomos especialistas).

En el caso del CARLIT, se realiza un control visual y en continuo de las comunidades bentónicas litorales de fondo rocoso a lo largo de amplias zonas del litoral. Es una metodología de muestreo complementaria a la anterior, en la que se realiza una cartografía de todo el litoral determinando a grandes rasgos las comunidades existentes en cada región. Es de fácil aplicación ya que consiste en realizar un recorrido del litoral rocoso, observando la presencia y abundancia de determinadas especies o comunidades en la zona de rompientes que son indicadores del buen estado de la costa (como ocurre con el grupo de *Cystoseira spp.*) o de la degradación que está sufriendo (como indica una elevada presencia de *Mytilus sp.* y/o Ulvales). A la presencia de cada especie o comunidad se le aplica un valor numérico según el estado ecológico que presenten, y la densidad en la que se encuentren. La ventaja que tiene esta metodología que es de rápida aplicación; sin embargo, necesita complementarse en determinados puntos por la metodología de raspados/coberturas para poder determinar la situación ecológica de algunos puntos dudosos en los que pueden aparecer conviviendo especies indicadoras de buena calidad y de cierto grado de contaminación.

En cualquier caso, esta metodología, constituye una excelente herramienta para realizar un control y seguimiento de la situación de las aguas costeras y permite localizar alteraciones puntuales que sucedan de un año a otro (como el incremento de la alteración/degradación, o recuperación al tomar medidas de depuración).

Angiospermas marinas

Al igual que ocurre con algunas macroalgas, las angiospermas marinas son muy sensibles a cambios ambientales, especialmente a incrementos en la concentración de nutrientes en el agua (Lapointe et al., 1994; Udy y Dennison, 1997; Lee et al, 2004; Burkholder et al., 2007). De hecho, ante un incremento gradual de nutrientes inicialmente se produce una respuesta favorable en la fisiología y crecimiento de las plantas, al menos en hábitats oligotróficos donde los nutrientes son limitantes. Pero si el incremento de nutrientes persiste, o se produce en concentraciones muy elevadas, se da una respuesta fisiológica negativa y una inhibición del crecimiento de estas especies, hasta la desaparición de las mismas (Burkholder et al., 1992; Touchette y Burkholder, 2001; van Katwijk et al., 1997). Además, las angiospermas marinas se podrían ver afectadas por el desarrollo de “blooms” de fitoplancton, epífitos y comunidades de macroalgas, que reducirían la irradianza disponible o podrían entrar en competencia directa con estas especies (Tomasko y Lapointe, 1991; Van Lent et al., 1995).

En cuanto a los indicadores más empleados para estas especies, cabe destacar que se emplean descriptores basados en atributos de la estructura y dinámica de las plantas o especies estudiadas, como la cobertura, densidad de haces, morfología foliar, concentración de determinados elementos en tejidos, etc. (Pergent- Martini et al., 2005; Martínez-Crego et al., 2008; Marbà et al., 2012; Oliva et al., 2012; Roca et al., 2016). Sin embargo, muchos de estos descriptores no tienen por qué estar ligados a un único tipo de impacto o perturbación, a lo que hay que añadir las diferencias en la sensibilidad o tolerancia según la especie de angiosperma marina.

En un estudio reciente (Roca et al., 2016), se han determinado los indicadores más robustos, específicos y sensibles ante la eutrofización y los efectos secundarios de la misma, como la reducción lumínica y el incremento de materia orgánica y anoxia (Tabla 2), que se podrían emplear para la mayoría de especies de fanerógamas marinas. Concluyendo que los mejores descriptores para este tipo de perturbaciones serían los basados en la concentración de N, C y clorofilas de las hojas, junto a los indicadores estructurales de densidad, cobertura y/o biomasa (Roca et al., 2016).

Tabla 2. Lista de descriptores empleados como indicadores de eutrofización, o efectos indirectos de la misma, en angiospermas marinas. Las flechas indican el aumento o reducción en el descriptor estudiado. Modificado de Martínez-Crego et al., 2008 y de Roca et al., 2016.

Nivel de organización	Descriptores	Entrada de nutrientes	Materia orgánica/anoxia	Reducción lumínica
Fisiológico y bioquímico	Concentración de N y P en tejidos	↑		↑
	Concentración de amino ácidos libres	↑		↑
	Concentración de C y reservas de carbohidratos	↓	↓	↓
	Tasa fotosintética		↓	
	Concentración de clorofila a	↑ - ↓		
	$\delta^{13}\text{C}$ en tejidos		↓	↓
	$\delta^{15}\text{N}$ en tejidos	↑ - ↓		
	$\delta^{34}\text{S}$ en tejidos		↑ - ↓	
Individuo	Morfología de las plantas	↑ - ↓	↓	↓
	Crecimiento foliar	↑ - ↓	↓	↓
	Necrosis	↑	↑	
Población	Densidad y cobertura	↓	↓	↓
	Biomasa	↓		↓
Comunidad	Biomasa de epífitos foliares	↑		↓
	Concentración de N y C en epífitos	↑		↓
	Presión de herbívoros	↑		

Más concretamente, en el Mediterráneo se ha de destacar el empleo de la especie *Posidonia oceanica*, ya que es una especie endémica, está protegida, pero es muy vulnerable a todo tipo de impactos, por lo que su presencia y estado pueden considerarse unos indicadores idóneos de la calidad en la que se encuentran las aguas que habita (Pergent- Martini et al., 2005; Martínez-Crego et al., 2008). Debido a estas características, *P. oceanica* ha sido seleccionada para implementar la Directiva Marco del Agua a través de numerosos índices y metodologías (Tabla 3). Posteriormente se empezaron a utilizar otras fanerógamas marinas como *Cymodocea nodosa* y *Zostera noltei* (Tabla 3).

Tabla 3. Principales índices y métodos empleados para evaluar el estado de las masas de agua en la DMA en función de las fanerógamas marinas.

Índice	Especie	Indicadores/métricas	País	Referencia
POMI	<i>Posidonia oceanica</i>	N en epífitos, cobertura, densidad, % plagiotropos, superficie foliar, necrosis, N, P, Cu, Pb, Zn, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$ en rizomas, carbohidratos	España	Romero et al., 2007
Valencian CS	<i>Posidonia oceanica</i>	Presión de herbívoros, epífitos, cobertura, mata muerta, densidad, % plagiotropos, enterramiento rizoma, superficie foliar, necrosis	España	Fernández-Torquemada et al., 2008
PREI	<i>Posidonia oceanica</i>	Límite inferior, límite de profundidad, densidad, anchura foliar	Francia	Gobert et al., 2009
BiPo	<i>Posidonia oceanica</i>	Epífitos, límite inferior, límite de profundidad, densidad, superficie foliar	Francia-Italia	Lopez y Royo, 2009
CymoSkew	<i>Cymodocea nodosa</i>	Tamaño foliar	Grecia	Orfanidis et al., 2009
CYMOX	<i>Cymodocea nodosa</i>	Ratio peso raíces, tamaño haz, epífitos, % N, $\delta^{15}\text{N}$, % P, $\delta^{34}\text{S}$, Cd, Cu, Zn en rizomas	España	Oliva et al., 2012
SQI	<i>Zostera noltei</i>	Composición taxonómica, extensión, densidad	Portugal	Neto et al., 2013
ZONI	<i>Zostera noltei</i>	Cobertura, densidad, biomasa, longitud foliar, carbohidratos, N	España	García-Marín et al., 2013

3. Anélidos como bioindicadores.

Clase Polychaeta.

Las comunidades bentónicas están compuestas por una gran diversidad de organismos por lo que son extremadamente complejas. Con el objetivo de desarrollar herramientas sencillas parece más adecuado centrar el estudio en unos pocos grupos taxonómicos representativos ante la dificultad de estudiar toda la comunidad (Belan, 2004). De entre los distintos grupos taxonómicos que forman parte de la comunidad bentónica, los anélidos; principalmente los poliquetos, constituyen entre el 60-70% de los organismos

que habitan los fondos blandos. Por tanto, en términos de abundancia y riqueza es uno de los grupos taxonómicos dominantes (Knox, 1977; Dogan *et al.*, 2005). Además, este grupo, juega un importante papel en el funcionamiento de las comunidades bentónicas, en lo que se refiere al reciclado de la materia orgánica (Hutchings, 1998). En este grupo taxonómico encontramos organismos tanto sensibles como tolerantes a distintos tipos de perturbación (Ryggs, 1985; Tsutsumi, 1990; Pocklington y Wells, 1992) de manera que cualquier alteración o perturbación del medio marino que provoque un cambio en la estructura de la comunidad puede ser fácilmente detectado al analizar el poblamiento de poliquetos (Grassle y Grassle, 1974; Bellan, 1984; Ros *et al.*, 1990). Debido a su flexibilidad ecológica, numerosos autores consideran a los poliquetos como un grupo taxonómico idóneo para el registro de las alteraciones del medio, principalmente en fondos de substrato blando (Olsgard *et al.*, 2003; Domínguez-Castanedo, 2007), siendo, por tanto, una buena alternativa al estudio de la totalidad de las especies en la evaluación de la comunidad bentónica (Olsgard *et al.*, 2003). Por ello, los poliquetos han sido extensamente utilizados, como bioindicadores, en estudios de seguimiento ambiental; principalmente en hábitats afectados por un aporte externo de nutrientes (Reish, 1957, Bellan, 1964, Pearson and Rosenberg, 1978, Tsutsumi, 1990, Crema *et al.*, 1991; Pocklington and Wells, 1992, Elias *et al.*, 2003,2006, Papageorgiou *et al.*, 2006, Dean, 2008, Mangion *et al.*, 2017).

La respuesta del poblamiento de poliquetos bentónicos al enriquecimiento orgánico puede estudiarse considerando distintas aproximaciones: 1.- cambios a nivel de especie, 2.- composición relativa de las categorías tróficas funcionales, 3.- la estructura general de la comunidad (Shuai *et al.*, 2014) 4.- niveles taxonómicos altos (por ejemplo, a nivel de familia), 5.- empleo de índices.

-Especies indicadoras

Una de las herramientas utilizadas a la hora de describir la respuesta de los poliquetos a la eutrofización es la presencia de **especies indicadoras** (Lee *et al.*, 2006, Callier *et al.*, 2008). La presencia de especies indicadoras junto a la disminución del número de especies autóctonas en la comunidad son indicios de alteración (Lee *et al.*, 2006). De hecho, desde el paradigma de Pearson y Rosemberg descrito en 1978; en el que se describen los cambios de la comunidad macrobentónica ante la presencia de un

gradiente orgánico y el establecimiento de determinadas especies de poliquetos indicadoras de contaminación; como *Capitela capitata* y *M. fuliginosa*; son numerosos los estudios que han utilizado especies de poliquetos como indicadoras de perturbación antrópica y más concretamente como especies indicadoras de eutrofización (Pearson y Rosenberg, 1978; Mendez et al., 1998; Olsfar et al. 2003; Elias et al., 2005, Klaoudatos et al., 2006). Sin embargo, en una revisión bibliográfica realizada por Dean en 2008, sobre el uso de poliquetos como indicadores de contaminación marina, observó como las especies indicadoras, tanto positivas como negativas, no deberían considerarse universales, sino específicas para el área y el periodo de estudio; ya que estas especies pueden variar geográfica y temporalmente; sobre todo cuando se usan como indicadoras de biodiversidad de la comunidad. Por ejemplo, Mendez et al., 1998 y Elias et al., 2005 identificaron distintas especies indicadoras de un alto contenido de materia orgánica (Dean, 2008). Existen dificultades a la hora de establecer una determinada especie de poliqueto como indicadora de un medio bentónico degradado. Cada región geográfica parece responder de manera específica a condiciones ambientales pobres, presentando su propio conjunto de especies dominantes, que actúan como indicadores positivos y la ausencia de otras especies que actúan como indicadores negativos bajo condiciones de estrés (Dean, 2008).

-Composición relativa de las categorías tróficas funcionales

El estudio de los cambios en la comunidad bentónica a través de un enfoque funcional, como las **categorías tróficas**, es otro método empleado en la búsqueda de potenciales indicadores de eutrofización (Dauer, 1984, Shuai, 2104). Las especies de poliquetos pueden agregarse fácilmente en función de su dieta específica y este conjunto de organismos actuarán o explotarán los recursos ambientales en de manera similar, independientemente de su relación filogenética (Pagliosa, 2005). La presencia y/o ausencia de estos grupos tróficos aportarán información muy útil y práctica a la hora de evaluar los cambios de la comunidad como respuesta a este tipo de impacto, lo que apoya su uso como potenciales indicadores de eutrofización. Cardell et al., (1999) detectaron cambios en la distribución espacial en la abundancia, biomasa y riqueza de especies de poliquetos ante un gradiente de contaminación orgánica, y estos mismos cambios fueron detectados cuando los datos se agregaron en función de los grupos

tróficos. Sin embargo, Shuai *et al* 2104, en un estudio en el que también emplearon categorías tróficas funcionales no detectaron diferencias en el poblamiento bentónico de poliquetos ante un enriquecimiento orgánico procedente del vertido de aguas residuales. En este estudio llegaron a la conclusión de que no existía un aporte excesivo de materia orgánica por parte de los emisarios. Por tanto, el empleo de grupos tróficos puede aportar evidencias significativas tanto de la presencia como de la no afección de un impacto.

- La estructura general de la comunidad

A nivel de comunidad se aplican análisis, tanto univariantes como multivariantes, con la finalidad de describir la respuesta de la totalidad de el poblamiento de poliquetos ante un aporte externo de materia orgánica (Lin and Bailey-Brock, 2008). Los patrones de distribución de los organismos que componen la comunidad están relacionados con factores físicos como la profundidad, las corrientes y el tipo de sedimento (Gray, 1974; Barry y Dayton, 1991; Simboura *et al.*, 2000; Moreira *et al.*, 2006). Otros factores como el tamaño de las partículas de sedimento, la porosidad, la superficie, la absorción de sustancias químicas, así como el contenido orgánico también juegan un papel determinante en la colonización y el reclutamiento de organismos como poliquetos, modificando la estructura general de la comunidad. El empleo de técnicas multivalentes han demostrado ser una herramienta idónea a la hora de detectar estos cambios estructurales de la totalidad de la comunidad, mostrando patrones de distribución específicos que reflejarán la respuesta de la comunidad ante la afección en el medio (Warwick y Clarke, 1991, Clarke y Warwick, 1994; Olsgard *et al.*, 1997; Clarke, 1999; Del-Pilar-Ruso *et al.*, 2010)

-Niveles taxonómicos altos

Son numerosas las dificultades encontradas a la hora de analizar la totalidad de la comunidad a nivel de especie; detectar una alteración antrópica por medio de la identificación de especies, se convierte en un trabajo complicado. La clasificación, identificación, así como la recopilación de datos de abundancias y biomásas de las distintas especies requiere por parte de los investigadores una gran experiencia en taxonomía así como el conocimiento de la fauna local (Warwick, 1988 a, b). La mayor

dificultad se encuentra a la hora de identificar a nivel de especie determinados grupos taxonómicos, como es el caso de los capitélidos, espiónidos y los cirratúlidos (dentro del grupo de los poliquetos). En estos grupos existen especies, con caracteres taxonómicos similares, cuya identificación puede ser errónea debido a la inexperiencia y/o imprecisión; sin embargo, la mayoría de los ecólogos marinos, aún con una experiencia limitada pueden asignar con mayor facilidad y rapidez las distintas especies en las familias correspondientes (Warwick, 1988c). Otro problema relacionado con el estudio del macrobentos en la detección de un impacto, se debe a que muchos de los trabajos, sobre todo aquellos que utilizan especies indicadoras con distribución no cosmopolita, no son aplicables en las distintas regiones biogeográficas. Estos problemas se acentúan en aquellas regiones donde existe un vacío de bibliografía especializada (Warwick, 1988b). Según Dauvin (2005) otra de las dificultades detectadas a la hora de trabajar con especies se debe a la escasez de censos periódicos que permitan el conocimiento y recopilación de la taxonomía de una región, mar o parte del océano. Esto demuestra la dificultad presente para un único investigador, o para un número reducido de investigadores, de publicar información sobre la fauna de grupos de invertebrados marinos tan diversos como los poliquetos. Este autor indica que el catálogo de anélidos poliquetos presentes en el Mediterráneo todavía no se ha completado y podría pasar más de una década antes de que todas las familias presentes en este mar puedan ser revisadas. Debido a ello, Ellis (1985) propuso la posibilidad de identificar los organismos a niveles superiores en aquellos estudios relacionados con la evaluación de impacto ambiental. Esta aproximación conocida como “**Suficiencia Taxonómica**” establece la posibilidad de identificar los taxones a un nivel taxonómico superior a especie sin dar lugar a una pérdida significativa de información en la detección de cambios en las poblaciones sometidas a un estrés ambiental, como es el aporte de materia orgánica al medio marino. Por tanto, la suficiencia taxonómica puede ser un recurso para la estimación de los efectos de una perturbación en la estructura de la comunidad, reduciendo los costes relacionados con la precisión de los análisis taxonómicos, lo que permite ampliar la replicación espacial y temporal (Willians y Gaston, 1994; Balmford *et al.*, 1996). Se han propuesto diferentes aproximaciones para demostrar la eficacia de la identificación a niveles taxonómicos altos en estudios de contaminación marina. Una de las hipótesis es que las variables ambientales naturales influyen en el reemplazo de especies, mientras que la contaminación influye, a otra escala, en las proporciones de los taxones dominantes de la comunidad (Dauvin *et al.*,

2003). Es decir, análisis a niveles taxonómicos altos podrían reflejar claramente los distintos gradientes de alteración, siendo menos afectados por cambios naturales que en un análisis a nivel de especie. Por ejemplo, la agrupación de las especies a nivel de familia permite reducir el efecto de una sola especie dominante; además la respuesta de dicha agrupación a la contaminación debería ser más fácil de detectar, por encima del ruido de la variación natural, sobre todo cuando son consideradas áreas geográficas heterogéneas (Warwick, 1988b). Dicha hipótesis, sugerida en primer lugar por Warwick (1988b, c), ha sido discutida en profundidad por varios autores. Por ejemplo, Ferraro y Cole (1990, 1995) sugieren que el incremento de un determinado estrés afecta sucesivamente a los individuos, las especies, los géneros y las familias y como consecuencia, la respuesta de la comunidad a este incremento de estrés se manifiesta a niveles taxonómicos altos. Hasta la fecha, se ha aplicado el uso de niveles taxonómicos altos en estudios de evaluación de impactos ambientales. Este enfoque ha sido adoptado por varios autores en diferentes hábitats; aplicado a diferentes grupos taxonómicos, entre ellos los poliquetos; considerando a su vez una variedad de tipos de impactos, entre ellos la eutrofización (Karakassis y Hatziyanni, 2000, Giangrande *et al.*, 2005, Muniz y Pires-Vanin, 2005, Del-Pilar-Ruso *et al.*, 2010, Soares-Gomes *et al.*, 2012; Checon y Amaral, 2017).

Otros autores sugieren que, en estudios de seguimiento ambiental, se podría optimizar el tiempo no sólo trabajando a un nivel alto, considerando la totalidad de la comunidad de invertebrados, sino también seleccionando un grupo indicador (*surrogate*), como podría ser una familia y procesarla a un nivel más fino (Olsgard *et al.*, 2003; Giangrande *et al.*, 2005; Bertasi *et al.*, 2009; Musco *et al.*, 2009). Estos autores proponen la selección de un grupo indicador como una nueva aproximación alternativa, tanto en el estudio de la comunidad bentónica en su totalidad como en la aplicación de la suficiencia taxonómica.

Otros anélidos como indicadores.

Otros grupos taxonómico incluidos dentro del phylum Annelida empleados en la evaluación del estado ecológico del medio son los Oligoquetos y los Hirudíneos. “Los oligoquetos acuáticos desempeñan papeles y funciones ecológicas con posibles repercusiones para la salud humana. Estos valores ecológicos de los oligoquetos

incluyen su importancia en las cadenas alimentarias acuáticas; su impacto en la estructura de los sedimentos y su papel en el intercambio de agua y sedimentos, su largo historial en el seguimiento y evaluación de la contaminación, su potencial para reducir el volumen de lodos en los sistemas de tratamiento de aguas residuales y su papel como huésped intermedio de varios parásitos myxozoos de peces, incluidas las especies comerciales explotadas” (Martin *et al.*, 2008). Ciertas características de los Hirudíneos las hacen potencialmente muy útiles en la evaluación biológica del agua dulce como bioindicadores de la contaminación del agua (Koperski, 2005). Sin embargo, su aplicación como potenciales indicadores de contaminación marina no está tan extendida ni estudiada como es el caso de la Clase Polychaeta.

La mayoría de los trabajos en los que analizan el potencial de estos taxones como indicadores se centran en sistemas acuáticos de agua dulce. Por ejemplo, el trabajo realizado por Martin *et al.*, en 2008 se basó en una revisión bibliográfica de los oligoquetos, centrándose en aquellas especies que habitan los lagos y Metcalfe *et al.*, en 1988 analizó los hirudíneos de agua dulce como herramientas de detección de contaminación orgánica. Entre los estudios centrados en especies marinas de oligoquetos como indicadores de contaminación marina encontramos el realizado por Raffaelli en 1982, en el que realizó un seguimiento de 17 playas afectadas por distinta carga orgánica. Barnett (1983) observó como la especie marina de oligoqueto *Tubificoides benedeni* jugaba un papel importante en la detección de perturbación en el estuario de Humber. Méndez y Ferrando (2015) aplicaron la suficiencia Taxonómica en el seguimiento de comunidades bentónicas de anélidos; incluyendo poliquetos y oligoquetos, en una laguna de México sujeta a distintos grados de contaminación orgánica. Ito *et al.*, (2016) llevaron a cabo un estudio en el que mostraron el potencial de bioremediación de tres anélidos, incluida la especie de oligoqueto *Thalassodrilides* sp.

4. Crustáceos como bioindicadores

Entre los taxones que forman las comunidades bentónicas, el subfilo Crustacea es uno de los grupos con mayor diversidad y abundancia entre la macrofauna (Cunha *et al.*, 1999; Lourido *et al.*, 2008). De manera que es un grupo muy importante tanto a nivel de

estructura de la comunidad (Duffy y Hay 2000), como de tasas de producción (Mancinelli y Rossi, 2002) y como fuente de alimento para otros organismos bentónicos e ictiofauna (Dauvin 1988; Lourido *et al.*, 2008).

Aunque su distribución y abundancia en los sedimento está influenciada por diferentes parámetros abióticos, como puede ser la composición del sedimento o la profundidad (Parker 1984; De Grave 1999), su alta diversidad y abundancia, así como su respuesta ante impactos antrópicos permite su empleo como indicadores biológicos (Marques y Bellan-Santini, 1993; Corbera y Cardell, 1995; Gómez-Gesteira y Dauvin, 2000; Conradi y López-González, 2001; Guerra-García y García-Gómez, 2001, Dauvin y Ruellet, 2007).

De manera general se ha determinado que los crustáceos es uno de los grupos menos tolerantes a distintos tipos contaminación entre los diferentes taxones que componen el bentos marinos (Rand y Petrocelli, 1985; Dauvin y Ruellet, 2007). La alta sensibilidad de este grupo a bajas concentraciones de oxígeno disuelto (Sánchez-Moyano y García-Gómez, 1998; Gray *et al.*, 2002; Guerra-García y García-Gómez, 2006) genera que ante situaciones de eutrofización se detecte un empobrecimiento de sus poblamientos, debido a la hipoxia ocasionada. Sin embargo, diferentes estudios han demostrado que existen distintos niveles de tolerancia entre los grupos taxonómicos que componen este subfilo.

Orden Amphipoda

Entre los grupos de crustáceos, el orden Amphipoda es de los más abundantes en la comunidad bentónica. La literatura publicada establece que los anfípodos son un grupo muy sensible a la contaminación (Gomez Gestiara y Dauvin, 2000; Dauvin y Ruellet, 2007, 2009), de modo que su abundancia y diversidad disminuye cuando la contaminación aumenta (Bellan-Santini, 1980; Conlan, 1994). Esta sensibilidad se detecta tanto ante procesos de eutrofización (de-la-Ossa-Carretero *et al.*, 2011, 2016a) como frente a otros tipos de contaminación, como vertidos de hidrocarburos (Gomez Gesteira y Dauvin 2000), vertidos procedentes de plantas desaladoras (de-la-Ossa-Carretero *et al.*, 2016b), metales pesados (Dauvin, 2008).

Debido a su amplia distribución, su alta sensibilidad a la contaminación y su fácil manejo y cultivo en condiciones de laboratorio (Martinez Haro *et al.*, 2016), los

anfípodos son empleados en bioensayos y ensayos de ecotoxicología tanto para sedimentos afectados por contaminación orgánica (Abessa *et al.*, 2005) como para otros contaminantes: hidrocarburos policíclicos aromáticos (PHAs), policlorobifenilos (PCBs), dicloro difenil tricloroetano (DDT), metales pesados, amonio o nitrito (Riba *et al.*, 2003; Anderson *et al.*, 2008; Ramos-Gómez *et al.*, 2009; Strode *et al.*, 2017). Estos ensayos se empezaron a desarrollar entre 1970 y 1980 (Bellan-Santini y Reish, 1976; Lindén, 1976; Swartz *et al.*, 1979) y desde entonces se han desarrollado ampliamente (USEPA, 1994; Costa *et al.*, 1998; Scarlett *et al.*, 2007; ASTM, 2008; Van Geest *et al.*, 2014).

A pesar de la tendencia general de sensibilidad frente a la contaminación (Dauvin, 1998; Swartz *et al.*, 1982), ciertos estudios reflejan que no todas las especies presentan la misma respuesta frente a procesos de eutrofización. La especie *Grandidierella japonica*, empleada en bioensayos para sedimentos afectados por vertidos de aguas residuales. (Nipper *et al.*, 1989), muestra incrementos de abundancia en zonas afectadas por procesos de eutrofización en la bahía de San Francisco, Estados Unidos (Swartz *et al.*, 1994). *Phtisica marina* es capaz de resistir condiciones de estrés en zonas sensibles a situaciones de eutrofia (Conradi *et al.*, 1997; Sánchez-Moyano y García-Gómez, 1998; Guerra-García y García-Gómez, 2001), aunque otros trabajos reflejan su sensibilidad a vertidos de aguas residuales situados en la costa de la Comunidad Valenciana (de-la-Ossa-Carretero *et al.*, 2011). Las abundancias de la especie *Metaprotella sandalensis* aumentan con incrementos de nutrientes y de contenido materia orgánica (Guerra-García y Koonjul, 2005). La familia *Ampeliscidae* es considerada como adaptada a condiciones de estrés medioambiental (Lowe y Thompson, 1997; Ingle *et al.*, 2009), de modo que se han detectado incrementos en la abundancia de *Ampelisca brevicornis* en zonas afectadas por vertidos de aguas residuales urbanas (de-la-Ossa-Carretero *et al.*, 2011), así como un aumento en la abundancia de individuos de este género a distancias medias de jaulas de acuicultura (Fernandez-Gonzalez *et al.*, 2013). Sin embargo, esta especie ha sido empleada satisfactoriamente en test de bioensayos (Riba *et al.*, 2003, Ramos-Gómez *et al.*, 2009). Otra familia, Corophiidae, incrementa sus abundancias en zonas eutrofizadas por vertidos de aguas urbanas (Lowe y Thompson, 1997; de la Ossa Carretero *et al.*, 2011).

De esta manera, este rango de tolerancias ante situaciones de eutrofización así como su alta abundancia y diversidad hace que los anfípodos sean considerados como un buen bioindicador.

Orden Tanaidacea

Al igual que los anfípodos, el orden Tanaidacea es un grupo relativamente abundante, formado por especies de tamaño reducido, su ciclo de vida es estrictamente bentónico y presenta tasas de dispersión bajas. Estas características hacen que sean considerados candidatos para evaluar variaciones en ambiente (Rumbold *et al.*, 2015), y por lo tanto ser utilizados como bioindicadores.

Dentro de los trabajos que analizan variaciones en los poblamientos de este orden, encontramos especies que presentan comportamientos tolerantes y sensibles ante situaciones de eutrofización. Especies como *Leptochelia savingyi* son características de ambientes ricos en contenido orgánico, de modo que sus poblaciones se desarrollan rápidamente bajo condiciones de eutrofización en la costa de Marsella, Francia (Tsuchiya y Bellan-Santini, 1989). La especie *Apseudes talpa* fue muy abundante en áreas situadas debajo de jaulas de acuicultura en las Islas Canarias (Riera *et al.*, 2015). Sin embargo, otras especies de tanaidáceos muestran sensibilidad ante situaciones de eutrofización. *Sinelobus stanfordi* mostró un descenso en sus abundancias en zonas afectadas por un enriquecimiento de nutrientes y un descenso de oxígeno en un estuario de Sur América (Ambrosio *et al.*, 2014). Las abundancias de *Kalliapseudes schubartii*, descendieron en zonas con un mayor desarrollo antrópico (Pagliosa y Barbosa, 2006). Una situación típica de eutrofización, bajo contenido de oxígeno, pH ácido y enriquecimiento orgánico, provocó variaciones en la estructura poblacional del tanaidáceo *Tanais dulongii* en el Atlántico suroccidental (Rumbold *et al.* 2015). Por otro lado, hay especies, cuya respuesta no está clara. Mientras que *Apseudopsis latreillii* ha sido reconocida como tolerante a la contaminación por algunos autores (Grall y Glémarec, 1997; Marín-Guirao *et al.*, 2005; de Juan *et al.*, 2007, Ates *et al.*, 2014), otros autores han detectado una respuesta típicamente sensible (Sanz-Lázaro y Marín, 2006; Bouchet y Sauriau, 2008, de la Ossa Carretero, 2010).

Orden Cumacea

Otro grupo de crustáceos peracáridos considerado como un buen indicador es el orden Cumacea, (Ledoyer, 1997). Corbera y Cardel (1995), analizando las variaciones en poblamientos de cumáceos de zonas afectadas por vertidos de aguas residuales, establecen que este grupo responde a situaciones de eutrofización de modo que la especie *Iphinoe rhodaniensis* refleja un incremento de sus abundancias en zonas afectadas por estos vertidos. Mientras que Alfonso *et al.* (1998) relacionan la distribución de este grupo con el contenido orgánico de los sedimentos, al analizar cambios en los poblamientos de cumáceos de la bahía de Algeciras.

Orden Isopoda

El orden Isopoda también ha sido considerado como bioindicador por algunos autores. Entre los isópodos, géneros como *Dynamene sp* mostraron tolerancia a la contaminación provocada por vertidos de aguas residuales (Bellan-Santini, 1969, Desrosiers *et al.*, 1986). En un estudio realizado en el mar Egeo, el isópodo *Cymodoce sp* únicamente fue representativo en áreas afectadas por contaminación orgánica (Chintiroglou *et al.*, 2004). La especie, *Cyathura carinata*, cuyas altas abundancias hacen que sea una especie especialmente importante en zonas de estuarios, mostró cierta sensibilidad ante situaciones de eutrofización. Proliferaciones algales provocaron una reducción del éxito reproductivo de la especie. Sin embargo, su alta resiliencia permitió una rápida recuperación de sus poblaciones en el estuario de Mondego, Portugal (Ferreira *et al.*, 2004). Debido a su abundancia y su importancia en zonas de estuarios, esta especie ha sido empleada en estudios toxicológicos (Martinez-Haro *et al.*, 2014).

Orden Decapoda

Por lo que se refiere a los decápodos, algunos trabajos constatan su sensibilidad ante situaciones de eutrofización generadas por vertidos de aguas residuales con un descenso general de sus abundancias (Ateş *et al.*, 2011). García Raso y Manjón Cabeza (2002) detectaron un descenso en las abundancias de las especies *Diogenes pugilator* y *Galathea intermedia* en la bahía de Barbate (Cádiz) durante un periodo de mayor impacto antrópico, aunque el poblamiento de decápodos mantuvo una estructura estable, reflejando cierta tolerancia. Esta tolerancia a vertidos de aguas residuales del género *Diogenes* ha sido detectada por otros autores (Saunders *et al.*, 2007, Ateş *et al.*, 2011). Cangrejos del género *Uca*, presentaron poblaciones significativamente menos densas y

una menor supervivencia en zonas contaminadas. De modo que ante situaciones de vertidos de agua residuales se detectan alteraciones en su comportamiento trófico (Bartolini *et al.*, 2009), con menor abundancia pero individuos más grandes en zonas afectadas por estos vertidos en New Jersey, Estados Unidos (Bergey y Weis, 2008). El género de carídeos *Palaemon* spp es ampliamente utilizado como bioindicador en zonas de estuario, debido a su alta sensibilidad a diferentes fuentes de contaminación tanto analizando sus poblamientos, como en ensayos ecotoxicológicos o empleando biomarcadores (Key *et al.*, 2006). Otras especies han sido utilizadas en test ecotoxicológicos (Bamber y Depledge, 1997; Fossi *et al.*, 2000) o aplicando biomarcadores (Hagger *et al.*, 2008). Entre las especies más utilizadas, destaca el cangrejo *Carcinus maenas* (Decapoda: Brachyura), muy común en las costas europeas, cuya respuesta a la contaminación ha sido ampliamente constatada (Brown *et al.*, 2004; Galloway *et al.*, 2004; Moreira *et al.*, 2006; Hagger *et al.*, 2009).

Clase Ostracoda

Entre grupos de crustáceos que forman parte de la meiofauna, la clase Ostracoda ha sido considerada como un buen indicador frente a procesos relacionados con la eutrofización. Su amplia distribución en ambientes acuáticos, la facilidad de su recolección, su alta densidad y su repuesta a la contaminación, los convierte en un bioindicador útil (Ruiz *et al.*, 2005). Los procesos de eutrofización influyen en sus poblamientos, de modo que mientras que algunos autores detectan una respuesta oportunista ante situaciones de enriquecimiento orgánico en el Golfo de California (Noguera y Hendrickx, 1997), otros autores identificaron un descenso de sus abundancias debido al incremento de nutrientes orgánicos procedentes de instalaciones de acuicultura (Mazzola *et al.*, 1999; Mirto *et al.*, 2000).

Cuando este grupo han sido estudiado a nivel específico se ha detectado una respuesta diferente de cada especie frente al contenido orgánico (Irizuki *et al.*, 2011, 2015, Fauzielly *et al.*, 2013). Mientras que ciertas especies llegan a desaparecer en áreas afectadas por enriquecimiento orgánico (Irizuki *et al.*, 2015), otras especies pueden sobrevivir a situaciones de hipoxia (Yasuhara *et al.*, 2003), como ocurre con la familia Loxoconchidae, que muestra tolerancia a situaciones de hipoxia generadas por procesos de eutrofización provocados por vertidos de nutrientes procedentes de la agricultura (Zarikian *et al.*, 2000)

Clase Copepoda

Finalmente, la clase Copepoda también ha sido considerada como buen indicador por algunos autores, de modo que ha sido ampliamente utilizada mediante el empleo del índice Nematoda/Copepoda (Raffaelli y Mason, 1981; Warwick, 1981; Shiells y Anderson, 1985; Raffaelli, 1987; Mirto *et al.*, 2000). Al igual que ocurre con otros crustáceos, se considera un grupo sensible a situaciones de eutrofización (De Troch *et al.*, 2013; Zeppilli *et al.*, 2015). Grego *et al.* (2009), analizando el efecto de instalaciones de acuicultura sobre la meiofauna en el mar Adriático, establecen que los copépodos harpacticoideos fueron el único grupo que respondieron claramente al enriquecimiento de nutrientes provocado de la presencia de las jaulas. Otros estudios también detectan este descenso de abundancias de copépodos en zonas afectadas por instalaciones de acuicultura (Mazzola *et al.*, 1999; Mirto *et al.*, 2000). Analizando el efecto enriquecimiento orgánico provocado por vertidos de aguas residuales, Daudi *et al.* (2012) no detectó un impacto en el poblamiento de copépodos bentónicos a nivel de abundancia, sin embargo, en términos de diversidad el impacto fue muy significativo. De manera general, como ocurre con otros grupos de crustáceos, se establece que los copépodos son un grupo muy sensible a niveles de oxígeno bajos (Modig y O'lafsson, 1998; Travizi, 2000, De Troch *et al.*, 2013), lo que explica su respuesta ante situaciones de eutrofización.

5. Phylum Mollusca

Los moluscos (Phylum Mollusca) forman un grupo altamente diverso y ampliamente distribuido. Su valor como herramienta para la detección de impactos en el medio ambiente es de sobra conocido y podemos encontrar grupos y especies adecuados para su uso como bioindicadores (ver revisión en Oehlmann y Schulte-Oehlmann, 2003). Esto es especialmente válido en el caso de los gasterópodos (Clase Gastropoda) y bivalvos (Clase Bivalvia), los cuales presentan una altísimo rango de distribución y abundancia a lo largo de los diferentes ambientes y hábitats del medio marino. Estos dos grupos presentan una movilidad limitada o nula y una marcada respuesta a cambios en el medio ambiente circundante, ya sea en la calidad del agua o el sedimento, lo que les confiere características ideales para su empleo como bioindicadores de estrés ambiental

(e.g. Oehlmann, y Schulte-Oehlmann, 2003; Nasution, 2014; Cabral-Oliveira et al. 2015; Khalid et al. 2016)

En el caso concreto de los bivalvos presentes en el Mar Mediterráneo se han detectado varias especies sensibles a la eutrofización del medio, generalmente presentes en zonas no contaminadas, tales como *Acanthocardia aculeata*, *A. echinata*, *A. paucicostata*, *A. tuberculata*, *Anomia ephippium*, *Astarte sulcata*, *Chamela gallina*, *Ch. striatula*, *Clausinella fasciata*, *Devonia perrieri*, *Donax trunculus*, *Dosinia exoleta*, *D. lupinus*, *Epilepton clarkiae*, *Fabulina fabula*, *Gari costulata*, *G. depressa*, *G. fervensis*, *G. tellinella*, *Goodallia triangularis*, *Gouldia minima*, *Gregariella petagnae*, *Kellia suborbicularis*, *Loripes orbiculatus*, *Lutraria angustior*, *L. lutraria*, *Lyonisa norvegicum*, *Macomangulus tenuis*, *Macra stultorum*, *Mimachlamys varia*, *Modiodula phaseolina*, *Modiolus barbatus*, *M. gallicus*, *M. modiolus*, *Musculus discors*, *Myrtella spinifera*, *Mysia undata*, *Mytilaster minimun*, *Nassarius incrassatus*, *Notirus irus*, *Nucula nitidosa*, *N. nucleus*, *N. sulcata*, *Ostrea edulis*, *Pandora albida*, *P. inaequalis*, *P. pinna*, *Parvicardium exigium*, *Pa. minimun*, *Pa. pinnulatum*, *Pa. papillosum*, *Pa. scabrum*, *Phaxas pellicidus*, *Polititapes aurius*, *Serratia serrata*, *Solen marginatus*, *Spisula solida*, *S. subtruncata*, *Striarca lactea*, *Tapes romboides*, *Thracia phaseolina*, *Th. villosiuscula*, *Th. ovata*, *Tellina tenuis*, *T. compressa*, *T. donacina*, *T. fabula*, *T. pygmaea*, *Timochlea ovata*, *Venus verrucosa*. Otras especies de bivalvos se han mostrado como tolerantes al enriquecimiento ambiental e incluso su crecimiento se puede ver estimulado por un enriquecimiento en materia orgánica del sedimento: *Abra alba*, *A. nitida*, *A. tenuis*, *Cerastoderma edule*, *C. lamarcki*, *Corbula gibba*, *Kurtiella bidentata*, *Mytilus edulis*, *Peringia ulvae*, *Scrobicularia plana*, *Thyasira flexuosa* y *Timoclea ovata* (Péres and Picard, 1964; Diaz y Rosenberg, 1995; Borja et al. 2000; Simboura y Zenetos, 2002; Riera et al. 2013; Rueda y Smaal, 2002; Occhipinti-Ambrogi et al., 2005; De-La-Ossa-Carretero et al. 2008; Riera et al. 2013; Reyes-Martinez et al. 2015, Pinna et al. 2017). La especie *Lucinella divaricata* fue registrada como sensible a la contaminación orgánica en Borja et al. 2000, sin embargo en otros estudios su abundancia parece ser favorecida en sustratos enriquecidos en materia orgánica (Riera et al., 2012, 2013).

Dentro de la Clase Gastropoda podemos encontrar especies sensibles al enriquecimiento orgánico en el sedimento, tales como *Bela nebula*, *Bittium reticulatum*, *Calliostoma papillosum*, *C. zizyphinum*, *Calyptraea senensis*, *Chauvetia brunnea*, *Circulus striatus*,

Crisilla semistriata, *Cylichna cylindracea*, *Cy. Subcylindrica*, *Dentalium novemcostatum*, *Ephithonium clathrus*, *E. turtoi*, *Eulimella acicuta*, *Gibbula magus*, *Hyalia vitrea*, *Mangelia attenuata*, *M. costulata*, *Marshallora adversa*, *Melanella alba*, *Raphitoma purpurea*, *Retusa trunculata*, *R. umbilicata*, *Ringula auriculata*, *Rg. Conformis*, *Rissoa guerinii*, *Ri. Parva*, *Tricolia pullus*, *Tritia neritea*, *Trophonopsis muricatus*, *Turbonilla acuata*, *T. láctea*, *Turritella comunis*. Mientras que el crecimiento de *Crepidula fornicata* se ve estimulado por la eutrofización y un aumento en la materia orgánica presente en el medio (Borja et al. 2000, Occhipinti-Ambrogi et al., 2005, Pinna et al. 2017)

Otras especies de moluscos seleccionadas como sensibles a la eutrofización son los poliplacóforos *Leptochiton cancellatus* y *Tonicella marmórea* (Borja et al. 2000).

6. Phylum Echinodermata

Los equinodermos (Phylum Echinodermata) son animales osmoconformistas y estenohalinos, lo que los convierte en candidatos adecuados como indicadores de estrés salino debido a su acusada sensibilidad a cambios en la salinidad del agua (e.g. Fernández-Torquemada et al., 2013; de-la-Ossa-Carretero et al., 2016). Mucho menos conocido es el impacto que la eutrofización del medio puede tener sobre sus poblaciones y por lo general es un impacto negativo sobre sus abundancias (Borja et al., 2000).

Entre los grupos más sensibles a estos impactos se encontrarían los ofiuroides (Clase Ophiuroidea). De-Moura-Barboza et al. 2015 evidencia como la abundancia de este grupo está directamente correlacionada con la contaminación del sedimento, decreciendo notablemente o desapareciendo de las zonas más contaminadas. Las especies de ofiuroides sensibles a la eutrofización con presencia en el Mar Mediterráneo serían *Acrocnida brachiata*, *Amphipholis squamata*, *Amphiura brachiata*, *A. chiajei*, *A. filiformis*, *Ophiocomina nigra*, *Ophiopsila aranea*, *Ophiotrix fragilis*, *Ophiura texturata* y *Stegophiura nodosa* (Borja et al, 2000; Simboursa y Zenetos, 2002) Pinna et al., 2017)

Otras especies de equinodermos no ofiuroides con presencia en el Mediterráneo y sensibilidad a la contaminación por enriquecimiento en materia orgánica serían las

holoturias (Clase Holothuroidea) *Leptopentacta elongata*, *L. tergestina*, *Oestergrenia digitata* y *Thyone fusus*; las estrellas de mar (Clase Asteroidea) *Asterina gibosa*, *Astropecten irregularis*, *A. aranciacus* y *Mastartherias glacialis*; los erizos de mar (Clase Echinoidea) *Echinocardium cordatum*, *Echinocyamus pusillus*, *Sphaerechinus granularis* y *Spatangus purpureus* (Borja et al., 2000; Simboura y Zenetos, 2002).

7. Otros grupos taxonómicos

En Borja et al. 2000 y Simboura y Zenetos 2002 se presentan diversas especies de sipuncúlidos (*Sipuncula inc. sed.*) de fondos blandos como sensibles a la contaminación orgánica: *Aspidosiphon muelleri*, *Golfingia vulgare*, *G. elongata*, *Onchnesoma steenstrupii* y *Phascolion strombus*. Sin embargo Ferrero-Vicente et al., 2016 presentan a los sipuncúlidos de fondos blandos del Mediterráneo como especies poco adecuadas para su uso aplicación como organismos bioindicadores, debido a su alta variabilidad natural, tanto espacial como temporal, y a la baja abundancia que presentan la mayor parte de las especies.

Otras especies mediterráneas que han sido catalogadas como sensibles a la contaminación orgánica o eutrofización del medio son el foronídeo (Phylum Phoronida) *Phoronis psammophila*, los antozoos (Phylum Cnidaria) *Actinia equina*, *Caryophyllia smithi*, *Cavernularia pusilla*, *Cereus pedunculatus*, *Cerianthus membranaceus* y *Veretillum cynomorium*, y el cefalocordado *Branchiostoma lanceolata* (Borja et al., 2000; Simboura y Zenetos, 2002). En el lado opuesto estarían los grupos o especies tolerantes a esta contaminación, incluidas aquellas oportunistas que tendrán un mayor desarrollo bajo estas condiciones. En este grupo podemos encontrar a los nematodos (Phylum Nematoda) y los nemertinos (Phylum Nemertea) *Cerebratulus marginatus* (Bongers y Ferris, 1999; Borja et al., 2000; Simboura y Zenetos, 2002; Ferris y Matute, 2003)

8.- Índices biológicos

La implementación de la Directiva Marco de Agua (WFD, 2000/06/EC) ha implicado el desarrollo de diversos indicadores biológicos e índices bióticos por parte de la comunidad científica con la finalidad de determinar la calidad de las masas de aguas costeras y estuarinas europeas de acuerdo al estado ecológico de las aguas (Simboura et

al., 2005). Mientras que un indicador incluye cualquier medida que permite el seguimiento y la evaluación del estado ecológico del sistema, así como cualquier acción por parte de los gestores para preservar y conservar el ecosistema (Dauvin, 2007); los índices se consideran como una única medida a menudo empleada para evaluar la integridad ecológica del sistema ya que estos índices se relacionan con una característica específica del sistema y responden a la presión conjunta ejercida sobre el ecosistema (Pinto *et al.*, 2009). Tanto los indicadores ecológicos como los índices pueden emplearse con la finalidad de llevar a cabo una investigación directa, así como guiar a los gestores en los programas de seguimiento ambiental (Pinto *et al.*, 2009). En los últimos años, el desarrollo de diversos índices ha prosperado para poder cubrir los requerimientos de la Directiva (Pinto *et al.*, 2009). Gran parte de estos indicadores e índices se basan en el principio establecido de la presencia de especies tolerantes /sensibles como respuesta a la perturbación como es el enriquecimiento orgánico. Siendo los poliquetos uno de los grupos taxonómicos empleados en el desarrollo de estos índices. Parte de estos índices como en el caso del AMBI (Borja *et al.*, 2000), M-AMBI (Muxika *et al.*, 2007) y el BENTIX (Simboura y Zenetos, 2002) precisan el conocimiento a nivel de especie de organismos sensibles al incremento de materia orgánica y de aquellos organismos oportunistas (resistentes, favorecidos o indiferentes) que proliferan ante dicho enriquecimiento orgánico. Otros índices como el BOPA (*Benthic Opportunistic Polychaetes Amphipods*) (Dauvin y Rouillet, 2007) y sus adaptaciones BO2A (*Benthic Opportunistic Annelids Amphipods*) (Dauvin y Rouillet, 2009) y BPA (*Benthic Polychaetes Amphipods*) y BPOFA (*Benthic Polychaete Opportunistic Families Amphipods*) (Dauvin *et al.*, 2016). Entre las ventajas de estos tres últimos índices se encuentran la independencia de los protocolos de muestreo, ya que se basan en la proporción de cada categoría de organismos. Estos índices analizan el ratio entre especies de poliquetos oportunistas (o anélidos) y a frecuencia de anfípodos. Además, la necesidad del conocimiento taxonómico es más reducida, lo que facilita un uso más generalizado y su fácil aplicación. Incluso el BPOFA considera el ratio Polychaeta/amphipoda en términos de la Suficiencia Taxonómica, por lo que el conocimiento taxonómico no es tan exigente, reduciendo los posibles errores cometidos durante la identificación de las especie.

Aunque un solo índice puede proporcionar una buena visión general del estado de los ambientes bentónicos, un índice universal que funcione en todos los sistemas o incluso

en un sistema del mismo tipo ecológico es inviable, ya que las comunidades bentónicas son complejas y geográficamente diversas (Dauvin *et al.*, 2006). Sin embargo, el empleo adecuado de los índices y preferentemente el empleo asociado a otros bioindicadores puede mejorar la evaluación de un determinado estrés ambiental.

El uso de bioindicadores o índices basados en la composición de las comunidades bentónicas presenta muchas ventajas frente a la medida de parámetros físico-químicos en la columna de agua para caracterizar los impactos sobre el medio marino. La elección de unos bioindicadores frente a otros tiene que estudiarse en función del contexto concreto de cada estudio viendo cuales se adaptan mejor a las necesidades del mismo.

REFERENCIAS

- Abessa D.M.S., Carr R.S., Rachid B.R.F., Sousa E.C.P.M., Hortelani M.A., Sarkis J.E. 2005. Influence of a Brazilian sewage outfall on the toxicity and contamination of adjacent sediments. *Marine Pollution Bulletin*. 50: 875-885.
- Alfonso M.I., Bandera M. E., López-González P. J., Garcia-Gomez, J. C. 1998. The cumacean community associated with a seaweed as a bioindicator of environmental conditions in the Algeciras Bay (Strait of Gibraltar). *Cahiers de Biologie marine*. 39:197-205.
- Ambrosio E. S., Ferreira A.C., Rodrigues Capitulo A. 2014. The potential use of *Sinelobus stanfordi* (Richardson, 1901)(Crustacea, Tanaidacea) as a biological indicator of water quality in a temperate estuary of South America. *Limnetica*. 33: 139-152.
- Anderson B.S., Lowe S., Phillips B.M., Hunt J.W., Vorhees J., Clark S., Tjeerdema R.S. 2008. Relative sensitivities of toxicity test protocols with the amphipods *Eohaustorius estuarius* and *Ampelisca abdita*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 69: 24–31.
- Arévalo, R., Pinedo, S., Ballesteros, E. 2007. Changes in the composition and structure of Mediterranean rocky-shore communities following a gradient of nutrient enrichment: descriptive study and test of proposed methods to assess water quality regarding macroalgae. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 104-113.
- ASTM e American Society for Testing and Materials, 2008. Standard Test Method for Measuring the Toxicity of Sediment-associated Contaminants with Estuarine and Marine Invertebrates. E 1367e03 (reapproved 2008). ASTM International, West Conshohocken, Pennsylvania, USA.
- Ateş A.S., Katağan T., Sezgin M., Acar, S. 2014. The Response of *Apseudopsis latreillii* (Milne-Edwards, 1828)(Crustacea, Tanaidacea) to Environmental Variables in the Dardanelles. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 14:113-124.
- Ateş A.S., Katağan T., Sezgin M., Berber S., Özdilek H.G., Kolsal, S. 2011. Recent data on the effects of sewage pollution on the assemblage of decapod crustaceans in the Dardanelles (the Turkish Straits System). *Journal of Black Sea/Mediterranean Environment*. 17: 90-115.
- Ballesteros E., Pérez, M., Zabala, M. 1984. Aproximación al conocimiento de las comunidades algales de la zona infralitoral superior en la costa catalana. *Collectanea Botanica*, 15: 69-100.
- Ballesteros, E., Torras, X., Pinedo, S., García, M., Mangialajo, M.L., de Torres, M. 2007. A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 172–180

- Balmford A., Jayasuriya A.H.M., Green M.J.B. 1996. Using higher-taxon richness as a surrogate for species richness: II. Local applications. *Proceedings of Royal Society of London. B.* 263: 1571-1575.
- Bamber S.D., Depledge M.H. 1997. Evaluation of changes in the adaptive physiology of shore crabs (*Carcinus maenas*) as an indicator of pollution in estuarine environments. *Marine Biology.* 129: 667-672.
- Barnett. B.E. 1983. Oligochaetes as indicators of pollution in the Humber estuary, with special reference to *Tubificoides benedeni*. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological.* 30: 277-291.
- Bartolini F., Penha-Lopes G., Limbu S., Paula J., Cannicci S. 2009. Behavioural responses of the mangrove fiddler crabs (*Uca annulipes* and *U. inversa*) to urban sewage loadings: Results of a mesocosm approach. *Marine Pollution Bulletin.* 58: 1860-1867.
- Belan T.A. 2004. Marine environmental quality assessment using polychaete taxocene characteristics in Vancouver Harbour. *Marine Environment Research.* 57: 89-101.
- Bellan G. 1964. Contribution a l'étude systématique, bionomique et écologique des annélids polychètes de la Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume.* 49 (33): 1-372.
- Bellan G. 1985. Effects of pollution and man-made modification on marine benthic community in the Mediterranean: A review. In: Moraitou-Apostolopou M., Kiortsis V. (eds). *Mediterranean Marine Ecosystems.* Plenum Publishing CO. New York. pp 163-194.
- Bellan, G., Bellan-Santini, D. 1972. Influence de la pollution sur les peuplements marins de la région de Marseille. In: Ruivo, M. (Ed.), *Marine Pollution and Sea Life.* Fishing News Ltd. Survey, 396– 401.
- Bellan-Santini D. 1980. Relationship between populations of amphipods and pollution. *Marine Pollution Bulletin.* 11: 224-227.
- Bellan-Santini D., Reish D.J., 1976. Use of three species of crustacea as test animals for the toxicity of two salts of heavy metals. *Comptes rendus hebdomadaires des séances de l'Académie des Sciences.* 282: 1325-1327.
- Bellan-Santini, D. 1968. Influence de la pollution sur les peuplements benthiques. *Rev. Intern. Oceanogr. Med.,* 10: 27-53.
- Bellan-Santini, D. 1969. Contribution à l'étude des peuplements infralittoraux sur substrat rocheux:(étude qualitative et quantitative de la/ frange supérieure). *Recueil Travail Station Marine d'Endoume.* 47:5-294.
- Belsher, T., 1977. Analyse des repercussions de pollutions urbaines sur les macrophytobenthos de Méditerranée (Marseille, Port-Vendres, Port-Cros). Thèse Doctorat 3^o cycle. Université d'Aix-Marseille II. 287 pp

Belsher, T., Boudouresque, C.F. 1976. L'impact de la pollution sur la fraction algale des peuplements benthiques de Méditerranée. Atti Tavola Rotonda Internazionale "La Biologia Marina per la difesa e per la produttività del mare", Livorno 1974, pp. 215–260.

Benedetti-Cecchi, L., Pannacciulli, F., Bulleri, F., Moschella, P.S., Airoidi, L., Relini, G., Cinelli, F. 2001. Predicting the consequences of anthropogenic disturbance: large-scale effects of loss of canopy algae on rocky shores. *Marine Ecology Progress Series*, 214 : 137-150.

Bergey L.L., Weis, J.S. 2008. Aspects of population ecology in two populations of fiddler crabs, *Uca pugnax*. *Marine Biology*. 154, 435-442.

Bongers, T., Ferris, H. 1999. Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(6), 224-228.

Borja A., Franco J., Perez V. 2000. A marine biotic index to the establish ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*. 40: 1100–1114.

Borowitzka, M.A. 1972. Intertidal algal species diversity and the effects of pollution. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 25: 73-84.

Bothner M.H., Casso M.A., Rendigs R.R., Lamothe P.J. 2002. The effect of the new Massachusetts Bay sewage outfall on the concentrations of metals and bacterial spores in nearby bottom and suspended sediments. *Marine Pollution Bulletin*. 44: 1063–1070.

Bouchet V.M.P., Sauriau P.G. 2008. Influence of oyster culture practices and environmental conditions on the ecological status of intertidal mudflats in the Pertuis Charentais (SW France): A multi-index approach. *Marine Pollution Bulletin*. 56: 1898-1912.

Bricker, S.B., Longstaff, B., Dennison, W., Jones, A., Boicourt, K., Wicks, C., Woerner, J. 2008. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: a decade of change. *Harmful Algae*, 8: 21–32.

Brown R. J., Galloway T. S., Lowe D., Browne M. A., Dissanayake A., Jones M. B., Depledge M. H. 2004. Differential sensitivity of three marine invertebrates to copper assessed using multiple biomarkers. *Aquatic Toxicology*. 66: 267-278.

Burkholder, J.M., Mason, K.M., Glasgow, H.B.Jr. 1992. Water-column nitrate enrichment promotes decline of eelgrass *Zostera marina*: evidence from seasonal mesocosm experiments. *Marine Ecology Progress Series*, 81:163-178.

Burkholder, J.M., Tomasko, D.A., Touchette, B.W. 2007. Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350: 46-72

- Cabral-Oliveira, J., Pratas, J., Mendes, S., Pardal, M. A. 2015. Trace elements in edible rocky shore species: effect of sewage discharges and human health risk implications. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. 21(1): 135-145.
- Callier M.D., McKindsey C.W., Desrosiers G. 2008. Evaluation of indicators used to detect mussel farm influence on the benthos: two case studies in the Magdalen Islands, Eastern Canada. *Aquaculture* 278: 77-88.
- Cardell M.J., Sardá R., Romero J., 1999. Spatial changes in sublittoral soft-bottom polychaete assemblages due to river inputs and sewage discharges. *Acta Oecologica*. 20: 343-351.
- Chapman P.M., Paine M.D., Arthur A.D., Taylor L.A. 1996. A triad study of sediment quality associated with a major, relatively untreated marine sewage discharge. *Marine Pollution Bulletin*. 32: 47-64
- Checon H.H, Amaral AC.Z. 2017. Taxonomic sufficiency and the influence of rare species on variation partitioning analysis of polychaete community. *Mar. Ecol.*38:1-11.
- Chintiroglou C.C., Antoniadou C., Baxevanis A., Damianidis P., Karalis P., Vafidis, D. 2003. Peracarida populations of hard substrate assemblages in ports of the NW Aegean Sea (eastern Mediterranean). *Helgoland Marine Research*. 58:54-61.
- Cognetti G. Sará, M. y Magazzú, G. 2001. *Biología Marina*. Editorial Ariel SA, Barcelona, 619 pp.
- Conlan K.E.1994. Amphipod crustaceans and environmental disturbance: a review. *Journal of Natural History*. 28: 519-554.
- Conradi M., López-González P., García-Gómez C. 1997. The amphipod community as a bioindicator in Algeciras Bay (Southern Iberian Peninsula) based on a spatio-temporal distribution. *Marine Ecology Progress Series*. 18: 97-111
- Conradi M., López-González P.J. 2001. Relationships between environmental variables and the abundance of peracarid fauna in Algeciras Bay (Southern Iberian Peninsula). *Ciencias Marinas*. 27: 481-500.
- Corbera J., Cardell M.J. 1995. Cumaceans as indicators of eutrophication on soft bottoms. *Scientia Marina*. 59: 63-69.
- Costa F.O., Correia A.D., Costa M.H. 1998. Acute marine sediment toxicity: a potential new test with the amphipod *Gammarus locusta*. *Ecotoxicology Environmental Safety*. 40: 81-87.
- Cotano U., Villate F. 2006. Anthropogenic influence on the organic fraction of sediments in two contrasting estuaries: A biochemical approach. *Marine Pollution Bulletin*. 52: 404-414.

- Crema R., Castelli A., Prevedelli D. 1991. Long term eutrophication effects on macrofaunal communities in Northern Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 22: 503–508.
- Daudi L.N., Lugomela C., Uku J.N., De Troch M. 2012. Effect of nutrient enrichment on seagrass associated meiofauna in Tanzania. *Marine Environmental Research*. 82: 49-58.
- Dauer D.M. 1984. The use of polychaete feeding guilds as biological variables. *Marine Pollution Bulletin*. 15: 301- 305.
- Dauer D.M., Conner W.G. 1980. Effects of moderate sewage on benthic polychaete populations. *Estuarine and Coastal Marine Science*. 10: 335-346.
- Dauvin J.C. 1988. Rôle du macrobenthos dans l'alimentation des Poissons démersaux vivant sur les fonds de sédiments fins de la Manche occidentale. *Cahiers de Biologie Marine*. 29: 445–467.
- Dauvin J.C. 1998. The fine sand *Abra alba* community of the Bay of Morlaix twenty years after the Amoco Cadiz oil spill. *Marine Pollution Bulletin*. 36: 669–676.
- Dauvin J.C. 2005. Correspondence. *Marine Pollution Bulletin*.50: 107-110.
- Dauvin J.C., Andrade H., de-la-Ossa_Carretero J.A., Del-Pilar-Ruso Y., Riera R. 2016. Polychaete/Amphipod ratios: An approach to validating simple benthic indicators. *Ecological indicators*. 63: 89-99.
- Dauvin J.C., Bellan G., Bellan-Santini D. 2010 Benthic indicators: From subjectivity to objectivity – Where is the line? *Marine Pollution Bulletin*. 60: 947-953.
- Dauvin J.C., Gomez Gesteira J.L., Salvande Fraga M. 2003. Taxonomic sufficiency: an overview of its use in the monitoring of sublittoral benthic communities after oil spill. *Marine Pollution Bulletin*. 46: 552-555.
- Dauvin J.C., Ruellet T. 2007. Polychaete/amphipod ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin*. 55: 215-224.
- Dauvin J.C., Ruellet T. 2009. The estuarine quality paradox: Is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? *Marine Pollution Bulletin*. 59: 38-47.
- Dauvin J.C., Ruellet T., Desroy N., Janson A.L. 2006. The ecological quality status of the Bay of Seine and the Seine estuary: use of biotic indices. *Marine Pollution Bulletin*.55 (1–6): 241– 257.
- Dauvin, J. C. 2008. Effects of heavy metal contamination on the macrobenthic fauna in estuaries: the case of the Seine estuary. *Marine Pollution Bulletin*. 57: 160-169.

De Grave S. 1999. The influence of sedimentary heterogeneity on within maerl bed differences in infaunal crustacean community. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 49: 153–163.

De Juan S., Thrush S.F., Demestre M., 2007. Functional changes as indicators of trawling disturbance on a benthic community located in a fishing ground (NW Mediterranean Sea). *Marine Ecology Progress Series*. 334: 117-129.

De Troch M., Roelofs M., Riedel B., Grego, M. 2013. Structural and functional responses of harpacticoid copepods to anoxia in the Northern Adriatic: an experimental approach. *Biogeosciences*. 10: 4259-4272.

Dean H.K. 2008. The use of polychaetes (Annelida) as an indicator species of marine pollution:review. *Revista de Biología Tropical*. 56:11-38.

De-la-Ossa-Carretero J.A., Del-Pilar-Ruso Y., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. 2008. Effect of Sewage Discharge in *Spisula subtruncata* (da Costa, 1778) populations. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 54: 226-235.

De-la-Ossa-Carretero J.A., Del-Pilar-Ruso Y., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. 2009. Testing BOPA index in sewage affected soft-bottom communities in the north-western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*. 58: 332-340.

De-la-Ossa-Carretero J.A., Del-Pilar-Ruso Y., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. 2010. Sensitivity of tanaid *Apeudes latreillii* (Milne-Edwards) populations to sewage pollution. *Marine Environmental Research*. 69: 309-317.

De-la-Ossa-Carretero J.A., Del-Pilar-Ruso Y., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L., 2011. Assessing reliable indicators to sewage pollution in coastal soft-bottom communities. *Environmental Monitoring and Assessment*. Doi 10.1007/s10661-011-2105-8.

De-la-Ossa-Carretero J.A., Del-Pilar-Ruso Y., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L., Dauvin J.C.,2012. Sensitivity of amphipods to sewage pollution. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 96: 129-138.

De-la-Ossa-Carretero J.A., Del-Pilar-Ruso Y., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L., Dauvin J.C., 2011. Sensitivity of amphipods to sewage pollution. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 96: 129-138.

de-la-Ossa-Carretero J.A., Del-Pilar-Ruso Y., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J. L. 2016a. Amphipoda assemblages in a disturbed area (Alicante, Spain, Western Mediterranean). *Marine Ecology*. 37: 503-517.

De-la-Ossa-Carretero J.A., Del-Pilar-Ruso Y., Loya-Fernández A., Ferrero-Vicente L.M., Marco-Méndez C., Martínez-García E. Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L.2016. Bioindicators as metrics for environmental monitoring of desalination plant discharges. *Marine Pollution Bulletin*. 103: 313-318.

Del-Pilar-Ruso Y., De-la-Ossa-Carretero J.A., Gimenez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso, J.L. 2007. Spatial and temporal changes in infaunal communities inhabiting soft-bottoms affected by brine discharge. *Marine Environmental Research*. 64: 492-503.

Del-Pilar-Ruso Y., De-la-Ossa-Carretero J.A., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso, J.L. 2008. Effects of a brine discharge over soft bottom Polychaeta assemblage. *Environmental Pollution*. 156: 240-250.

Del-Pilar-Ruso Y., de-la-Ossa-Carretero J.A., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. San Martín, G. 2014. Checking the concurrence among macrobenthic organism distribution patterns at different taxonomic scales in relation to environmental factors. *Journal of Sea Research*. 86: 49-57.

Del-Pilar-Ruso Y., De-la-Ossa-Carretero J.A., Loya-Fernández A., Ferrero-Vicente L.M., Giménez-Casalduero F., Sánchez-Lizaso J.L. 2009. Assessment of soft bottom Polychaeta assemblage affected by a spatial confluence of impacts: Sewage and Brine discharge. *Marine Pollution Bulletin*. 58: 776-782.

Del-Pilar-Ruso, Y.; de-la-Ossa-Carretero, J.A; Gimenez-Casalduero, F.; Sánchez-Lizaso, J.L. 2010. Sewage treatment level and flow rates affect polychaete assemblages. *Marine Pollution Bulletin*. 60: 1930 - 1938.

DelValls T.A. 2001. Determinación de la calidad ambiental de sistemas costeros marinos utilizando índices integrados y estableciendo guías de calidad ambiental. *Contaminación Marina: Orígenes, Bases ecológicas, Evaluación de impactos y Medidas correctoras*. Perez Ruzafa A., Marcos C., Salas F., Zamora S. (Eds.) Universidad Internacional del Mar. Universidad de Murcia. Murcia, Spain. pp. 129-148.

De-Moura-Barboza, C.A., Martins, C.C., da-Cunha-Lana, P. 2015. Dissecting the distribution of brittle stars along a sewage pollution gradient indicated by organic markers. *Marine pollution bulletin*, 100(1), 438-444.

Desrosiers G., Bellan-Santini D., Brêthes J. C., Willsie, A. 1990. Variability in trophic dominance of crustaceans along a gradient of urban and industrial contamination. *Marine Biology*. 105:137-143.

Diaz, R.J., Rosenberg, R. 1995. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanography and marine biology. An annual review*. 33: 245-03.

Diaz R.J., Rosenberg R. 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*. 321: 926–929.

Díez, I., Bustamante, M., Santolaria, A., Tajadura, J., Mugarza, N., Borja, A., Muxika, I., Saiz-Salinas, J., Gorostiaga, J.M. 2012. Development of a tool for assessing the ecological quality status of intertidal coastal rocky assemblages, within Atlantic Iberian coasts. *Ecological Indicators*, 12: 58–71.

Dogan A., Çinar M.E., Onen M., Ergen Z., Katagan T. 2005. Seasonal dynamics of softbottom zoobenthic communities in polluted and unpolluted areas of Izmir Bay (Aegean Sea). *Senckenb. Marit.* 35: 133–145.

Domínguez-Castanedo N., Rojas-López R., Solís-Weiss V., Hernández-Alcántara P., Granados-Barba A. 2007. The use of higher taxa to assess the benthic conditions in the southern Gulf of Mexico. *Marine Ecology.* 28 (1): 161-168.

EEA. 1999. State and pressures of the marine and coastal environment. Copenhagen: European Environment Agency.

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

Elias R., Rivero M.S., Vallarino E.A. 2003. Sewage impact on the composition and distribution of polychaetes associated to intertidal mussel beds of the Mar del Plata rocky shore (Argentina). *Iheringia* 93 (3): 309-318.

Elias R., Rivero M.S., Vallarino E.A. 2006. Sewage-induced disturbance on polychaetes inhabiting intertidal mussel beds of *Brachidontes rodriguezii* off Mar del Plata (SW Atlantic, Argentina). *Scientia Marina.* 70 (S3): 187-196.

Ellis D. 1985. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin.* 16: 459.

Fauzielly L., Irizuki T., Sampei Y. 2013. Spatial distribution of recent ostracode assemblages and depositional environments in Jakarta Bay, Indonesia, with relation to environmental factors. *Paleontological Research.* 16, 267-281.

Fernandez-Gonzalez V., Aguado Giménez F., Gairin Deulofeu J.I., Sanchez-Jerez P. 2013. Exploring patterns of variation in amphipod assemblages at multiple spatial scales: natural variability versus coastal aquaculture effect. *Aquaculture Environmental Interactions.* 3: 93–105.

Fernández-Torquemada, Y., Díaz-Valdés, M., Colilla, F., Luna, B., Sánchez-Lizaso, J.L., Ramos, A.A. 2008. Descriptors from *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows in coastal waters of Valencia, Spain, in the context of the EU Water Framework Directive. *ICES Journal of Marine Science,* 65: 1492-1497.

Ferraro S.P., Cole F. 1995. Taxonomic level sufficient for assessing pollution impacts on the Southern California bight macrobenthos-revisited. *Environmental Toxicology and Chemistry.* 14 (6): 1031-1040.

Ferreira, J.G., Bricker, S.B., Simas, T.C. 2007. Application and sensitivity testing of an eutrophication assessment method on coastal systems in the United States and European Union. *Journal of Environmental Management,* 82 (4): 433-445.

Ferreira S. M., Pardal M. A., Lillebø A. I., Cardoso P. G., Marques, J. C. 2004. Population dynamics of *Cyathura carinata* (Isopoda) in a eutrophic temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 61: 669-677.

Ferrero-Vicente, L.M., Saiz-Salinas, J I., Açık, S., Sánchez-Lizaso, J.L. 2016. *Guide to the Mediterranean sipunculans*. Publicaciones Universidad de Alicante. 112pp.

Ferris, H., Matute, M.M. 2003. Structural and functional succession in the nematode fauna of a soil food web. *Applied Soil Ecology* 23(2): 93-110.

Fossi M.C., Casini S., Savelli C., Corbelli C., Franchi E., Mattei N., Sanchez-Hernandez J.C., Corsi I., Bamber S., Depledge M.H., 2000. Biomarker responses at different levels of biological organisation in crabs (*Carcinus aestuarii*) experimentally exposed to benzo(alpha)pyrene. *Chemosphere*. 40: 861-874.

Galloway T. S., Brown R. J., Browne M. A., Dissanayake A., Lowe D., Jones M.B., Depledge M.H. 2004. A multibiomarker approach to environmental assessment. *Environmental Science & Technology*. 38: 1723-1731.

García Raso J.E., Manjón-Cabeza M.E. 2002. An infralittoral decapod crustacean community of southern Spain affected by anthropogenic disturbances. *Journal of Crustacean Biology*. 22: 83-90.

García-Marín, P., Cabaço, S., Hernández, I., Vergara, J.J., Silva, J., Santos, R. 2013. Multi-metric index based on the seagrass *Zostera noltii* (ZoNI) for ecological quality assessment of coastal and estuarine systems in SW Iberian Peninsula. *Marine Pollution Bulletin*., 68: 46-54.

Gaspar, R., Pereira, L., Neto, J.M. 2012. Ecological reference conditions and quality of marine macroalgae sensu Water Framework Directive: an example from the intertidal rocky shores of the Portuguese coastal waters. *Ecological Indicators*, 19: 24-38

Giangrande A., Licciano M., Musco L. 2005. Polychaetes as environmental indicators revisited. *Marine Pollution Bulletin*. 50: 1153-1162.

Gobert, S., Sartoretto, S., Rico-Raimondino, V., Andral, B., Chery, A., Lejeune, P., Boissery, P. 2009. Assessment of the ecological status of Mediterranean French coastal waters as required by the water framework directive using the *Posidonia oceanica* rapid easy index: PREI. *Marine Pollution Bulletin*, 58: 1727–1733.

Golubic, S. 1970. Effect of organic pollution on benthic communities. *Marine Pollution Bulletin*. 1: 56-57.

Gomez Gesteira J.L., Dauvin J.C. 2000. Amphipods are good bioindicators of the impact of oil spills on soft-bottom macrobenthic communities. *Marine Pollution Bulletin*. 40: 1017-572.

- Grall J., Glémarec M.. 1997. Using Biotic Indices to Estimate Macrobenthic Community Perturbations in the Bay of Brest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 44: 43-53.
- Grassle J.F., Grassle J.P. 1974. Opportunistic life histories and genetic systems in marine benthic polychaetes. *Journal of Marine Research*. 32: 253-284.
- Gray J.S. 1979. Pollution-induced changes in populations. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*. 286: 545-562.
- Gray J.S., 1982. Pollution effects on marine ecosystems. *Netherlands Journal of Sea Research*. 16: 424-443.
- Gray J.S., Wu R.S., Or Y.Y. 2002 Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series*. 238: 249-279
- Grego M., De Troch M., Forte J., Malej, A. 2009. Main meiofauna taxa as an indicator for assessing the spatial and seasonal impact of fish farming. *Marine Pollution Bulletin*. 58: 1178-1186-
- Guerra-García J.M., García-Gómez J.C. 2001. The spatial distribution of Caprellidea (Crustacea: Amphipoda): A stress bioindicator in Ceuta (North Africa, Gibraltar Area). *Marine Ecology PSZN*. 22: 357-367.
- Guerra-García J.M., García-Gómez J.C. 2006. Recolonization of defaunated sediments: Fine versus gross sand and dredging versus experimental trays. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 68: 328-342.
- Guerra-García J.M., Koonjul M.S. 2005. *Metaprotella sandalensis* (Crustacea: Amphipoda: Caprellidae): a bioindicator of nutrient enrichment on coral reefs?. *Environmental Monitoring and Assessment*. 104: 353-367.
- Hagger J. A., Jones M. B., Lowe D., Leonard D. P., Owen R., Galloway T. S. 2008. Application of biomarkers for improving risk assessments of chemicals under the Water Framework Directive: a case study. *Marine Pollution Bulletin*. 56: 1111-1118.
- Hagger J.A., Galloway T.S., Langston W.J., Jones M.B. 2009. Application of biomarkers to assess the condition of European Marine Sites. *Environmental Pollution*. 157: 2003-2010.
- Hutchings P. 1998. Biodiversity and functioning of polychaetes in benthic sediments. *Biodiversity Conservation*. 7: 1133-1145.
- Ingole B., Sivadas S., Nanajkar M., Sautya S., Nag A. 2009. A comparative study of macrobenthic community from harbours along the central west coast of India. *Environment Monitoring and Assessment*. 154: 135-146.
- Irizuki T., Ito H., Sako M., Yoshioka K., Kawano S., Nomura R., Tanaka Y. 2015. Anthropogenic impacts on meiobenthic Ostracoda (Crustacea) in the moderately

polluted Kasado Bay, Seto Inland Sea, Japan, over the past 70 years. *Marine Pollution Bulletin*. 91 : 149-159.

Irizuki T., Takimoto A., Sako M., Nomura R., Kakuno K., Wanishi A., Kawano, S. 2011. The influences of various anthropogenic sources of deterioration on meiobenthos (Ostracoda) over the last 100years in Suo-Nada in the Seto Inland Sea, southwest Japan. *Marine Pollution Bulletin*. 62 : 2030-2041.

Islam Md.S., Tanaka M. 2004. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*. 48: 624–649.

Ito M., Ito K., Ohta K., Hano T., Onduka T., Mochida K. Fujii K. 2016. Evaluation of bioremediation potential of three benthic annelids in organically polluted marine sediment. *Chemosphere*. 163: 392-399.

Juanes, J.A., Guinda, X., Puente, A., Revilla, J.A. 2008. Macroalgae, a suitable indicator of the ecological status of coastal rocky communities in the N.E. Atlantic. *Ecological Indicators*, 8: 351-359

Karakassis I., Hatziyanni E. 2000. Benthic disturbance due to fish farming analyzed under different levels of taxonomic resolution. *Marine Ecology Progress Series*: 203: 247-253.

Key P.B., Wirth E.F., Fulton M.H. 2006. A review of grass shrimp, *Palaemonetes spp.*, as a bioindicator of anthropogenic impacts. *Environmental Bioindicators*. 1 : 115-128.

Khalid, M., Mohamadein, L. I., Saad, E. M., Reda, F., Mahmoud, S. A. 2016. Assessment of Heavy Metals Pollution Using Sediments and Bivalve *Brachidontes variabilis* as Bioindicator in the Gulf of Suez, Egypt. *International Journal of Marine Science*, 6.

Klaoudatos S.D., Klaoudatos D.S., J. Smith, J., Bogdanos K., Papageorgiou E. 2006. Assessment of site specific benthic impact of floating cage farming in the eastern Hios island, eastern Aegean Sea, Greece. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 338: 96-111.

Knox G.A. 1977. The role of polychaetes in benthic soft –bottom communities. In: Reish D., Fauchald K. (Eds). *Essays on Polychaetous Annelids in Memory of Dr. Olga Hartman*. Allan Hancock Foundation. Los Angeles. pp 547-604.

Koop K., Hutchings P., 1996. Disposal of sewage to the ocean – a sustainable solution? *Marine Pollution Bulletin*. 33: 121–123.

Krause-Jensen, D., Sagert, S., Schubert, H., C. Boström, C. 2008. Empirical relationships linking distribution and abundance of marine vegetation to eutrophication. *Ecological Indicators* 8: 515–529.

Lapointe, B.E., Tomasko, D.A., Matzie, W.R. 1994. Eutrophication and trophic state classification of seagrass communities in Florida Keys. *Bulletin of Marine Science*, 54: 696-717.

Le Gal, A., Derrien-Courtel, S. 2015. Quality Index of Subtidal Macroalgae (QISubMac): a suitable tool for ecological quality status assessment under the scope of the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*. 101: 334–348.

Ledoyer, M. 1997. Cumacea (Crustacea) from the Eumeli cruises 2, 3 and 4 off Cape Blanc (eastern tropical Atlantic). *Journal of Natural History*. 31: 841-886.

Lee H.W., Bailey-Brock J.H., McGurr M.M. 2006. Temporal changes in the polychaete infaunal community surrounding a Hawaiian mariculture operation. *Marine Ecology Progress Series*. 307: 175-185.

Lee, K.S., Short, F.T., Burdick, D.M. 2004. Development of a nutrient pollution indicator using the seagrass, *Zostera marina*, along nutrient gradients in three New England estuaries. *Aquatic Botany*, 78: 197-216.

Lin D.T., Bailey-Brock J.H., 2008. Partial recovery of infaunal communities during a fallow period at an open-ocean aquaculture operation. *Marine Ecology Progress Series*. 371 65-72.

Linden O. 1976. Effects of oil on the amphipod *Gammarus oceanicus*. *Environmental Pollution*. 10: 239-250.

Litter, M.M., Murray, S.N. 1975. Impact of sewage on distribution, abundance and community structure of rocky intertidal macro-organisms. *Marine Biology*, 30: 277-291.

Lopez y Royo, C.L., Silvestri, C., Pergent, G., Casazza, G. 2009. Assessing human-induced pressures on coastal areas with publicly available data. *Journal of Environmental Management*, 90: 1494–1501.

Lourido A., Moreira J., Troncoso J.S. 2008. Assemblages of peracarid crustaceans in subtidal sediments from the Ría de Aldán (Galicia, NW Spain). *Helgoland Marine Research*. 62: 289-301.

Lowe S., Thompson B. 1997. *Identifying benthic indicators for San Francisco bay, regional monitoring program, annual report*. San Francisco Estuary Institute. Oakland, USA.

Mallin M.A., Cahoon L.B., Toothman B.R., Parsons D.C., McIver M.R., Ortwine M.L., Harrington R.N. 2007. Impacts of a raw sewage spill on water and sediment quality in an urbanized estuary. *Marine Pollution Bulletin*. 54: 81–88.

Mancinelli G., Rossi L. 2002. The influence of allochthonous leaf detritus on the occurrence of crustacean detritivores in the soft-bottom macrobenthos of the Po River Delta Area (northwestern Adriatic Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 54: 849-861.

Mangion M., Borg J.A., Sanchez-Jerez P. Differences in magnitude and spatial extent of impact of tuna farming on benthic macroinvertebrate assemblages. *Regional Studies in Marine Science* (2017). <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2017.10.008>.

Mangion, M., Borg, J.A., Thompson, R., Schembri, P.J., 2014. Influence of tuna penning activities on soft bottom macrobenthic assemblages. *Marine Pollution Bulletin*. 79: 164-174.

Marbà, N., Krause-Jensen, D., Alcoverro, T., Birk, S., Pedersen, A., Neto, J.M., Orfanidis, S., Garmendia, J.M., Muxika, I., Borja, A., Dencheva, K., Duarte, C.M. 2013. Diversity of European seagrass indicators: Patterns within and across regions. *Hydrobiologia*, 704: 265-278.

Marín-Guirao L., Cesar A., Marín A., Lloret J., Vita R. 2005. Establishing the ecological quality status of soft-bottom mining-impacted coastal water bodies in the scope of the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*. 50: 374-387

Marques J.C., Bellan-Santini D. 1993. Biodiversity in the ecosystem of the Portuguese continental shelf: distributional ecology and the role of benthic amphipods. *Marine Biology*. 115: 555–564.

Martínez-Crego, B., Vergés, A., Alcoverro, T., Romero, J. 2008. Selection of multiple seagrass indicators for environmental biomonitoring. *Marine Ecology Progress Series* 361: 93–109.

Martinez-Garcia E., Sanchez-Jerez P., Aguado-Giménez F., Avila P., Guerrero A., Sánchez-Lizaso J.L., Fernandez-Gonzalez V., Gonzalez N., Ignasi Gairin J., Carballeira, C., García-García B., Carreras J., Macías J.C., Carballeira A., Collado C., 2013. A meta-analysis approach to the effects of fish farming on soft bottom Polychaeta assemblage in temperate regions. *Marine Pollution Bulletin*. 69: 165-171.

Martinez-Haro M., Acevedo P., Pais-Costa A. J., Taggart M.A., Martins I., Ribeiro R., Marques J. C. 2016. Assessing estuarine quality: A cost-effective in situ assay with amphipods. *Environmental Pollution*. 212, 382-391.

Martinez-Haro M., Moreira-Santos M., Marques J. C., Ribeiro R. 2014. A short-term laboratory and in situ sediment assay based on the postexposure feeding of the estuarine isopod *Cyathura carinata*. *Environmental research*. 134: 242-250.

Mazzola A., Mirto S., Danovaro R. 1999. Initial fish-farm impact on meiofaunal assemblages in coastal sediments of the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*. 38: 1126-1133.

McIntyre, A.D. 1995. Human impact on the oceans: the 1990s and beyond. *Marine Pollution Bulletin*. 31: 147–151.

Melville, F., Pulkownik, A. 2006. Investigation of mangrove macroalgae as bioindicators of estuarine contamination. *Marine Pollution Bulletin*, 52: 1260-1269.

- Mendez N., Ferrando A., 2015. An analysis of the importance of taxonomic level in the assessment of annelid communities in the Mexican lagoon. *Bulletin of Marine Science*. 91: 419-431.
- Méndez N., Flos J., Romero J. 1998. Littoral soft-bottom polychaetes communities in a pollution gradient in front of Barcelona (Western Mediterranean, Spain). *Bulletin of Marine Science*. 63: 167-178.
- Mirto S., Danovaro R., Mazzola A. 2000. Microbial and meiofaunal response to intensive mussel-farm biodeposition in coastal sediments of the western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*. 40: 244-252.
- Modig H., Olafsson E. 1998. Responses of Baltic benthic invertebrates to hypoxic events. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 229:133-148.
- Moon H.-B., Yoon S.-P., Jung R.H., Choi M. 2008. Wastewater treatment plants (WWTPs) as a source of sediment contamination by toxic organic pollutants and fecal sterols in a semi-enclosed bay in Korea. *Chemosphere*. 73: 880–889.
- Moreira S.M., Moreira-Santos M., Guilhermino L., Ribeiro R. 2006. An in situ postexposure feeding assay with *Carcinus maenas* for estuarine sediment-overlying water toxicity evaluations. *Environmental Pollution*. 139: 318-329.
- Muniz P., Pires-Vanin A.M. 2005. More about taxonomic sufficiency: A case study using polychaete communities in a subtropical bay moderately affected by urban sewage. *Ocean Science Journal* 40(3):17-33.
- Muxika I., Borja A., Bald J., 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 (1–6): 16–29.
- Neto, J.M., Barroso, D.V., Barría, P. 2013. Seagrass Quality Index (SQI), a Water Framework Directive compliant tool for the assessment of transitional and coastal intertidal areas. *Ecological Indicators*, 30: 130-137.
- Neto, J.M., Gaspar, R., Pereira, L., Marques, J.C. 2011. Marine Macroalgae Assessment Tool (MarMAT) for intertidal rocky shores. Quality assessment under the scope of the European Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 19:39-47.
- Nipper M.G., Greenstein D.J., Bay S.M. 1989. Short- and long-term sediment toxicity test methods with the amphipod *Grandidierella japonica*. *Environmental and Toxicology Chemistry*. 8: 1191–1200.
- Nixon, S. W. 2009. Eutrophication and the macroscope. *Hydrobiologia*, 629 (1): 5–19.
- Noguera S. G., Hendrickx M.E. 1997. Distribution and abundance of meiofauna in a subtropical coastal lagoon in the south-eastern Gulf of California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. 34: 582-587.

Occhipinti-Ambrogi, A., Savini, D., Forni, G. 2005. Macrobenthos community structural changes off Cesenatico coast (Emilia Romagna, Northern Adriatic), a six-year monitoring programme. *Science of the Total Environment*. 353(1): 317-328.

Odum E. 1985. Trend expected in stressed Ecosystems. *Bioscience*. 35 (7): 419-422.

Odum E. 1988. Ecologia. Rio de Janeiro. R.J., Brasil, Guanabara koogan S.A., (Ed.). 434 p.

Oehlmann, J., Schulte-Oehlmann, U. 2003. Molluscs as bioindicators. *Trace Metals and other Contaminants in the Environment*. 6: 577-635.

Oliva, S., Mascaró, O., Llagostera, I., Pérez, M., Romero, J. 2012. Selection of metrics based on the seagrass *Cymodocea nodosa* and development of a biotic index (CYMOX) for assessing ecological status of coastal and transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 114, 7-17.

Olsgard F., Brattegard T., Holthe T. 2003. Polychaetes as surrogates for marine biodiversity: lower taxonomic resolution and indicator groups. *Biodiversity Conservation*. 12: 1033-1049.

Olsgard F., Gray J.S. 1995. A comprehensive analysis of the effects of offshore oil and gas exploration and production on the benthic communities of the Norwegian continental shelf. *Marine Ecology Progress Series*. 122: 277-306.

Orfanidis, S., Papathanasiou, V., Gounaris, S. Theodosiu, T.H. 2009. Size distribution approaches for monitoring and conservation of coastal *Cymodocea* habitats. *Aquatic Conservation*, 20: 177-178.

Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N. 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: A marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Science*, 2/2: 45-65.

Otway N.M. 1995. assessing impacts of deepwater sewage disposal: a case study from New South wales. Australia. *Marine Pollution Bulletin*. 31: 347-354.

Pagliosa P.R. 2005. Another diet of worms: the applicability of polychaete feeding guilds as a useful conceptual framework and biological variable. *Marine Ecology Progress Series*. 26: 246-254.

Pagliosa P. R., Barbosa F.A.R. 2006. Assessing the environment–benthic fauna coupling in protected and urban areas of southern Brazil. *Biological Conservation*. 129: 408-417.

Panayotidis, P., Montesanto, B., Orfanidis, S. 2004. Use of low-budget monitoring of macroalgae to implement the European Water Framework Directive. *Journal of Applied Phycology* 16: 49-59.

Parker J.G. 1984. The distribution of the subtidal Amphipoda in Belfast Lough in relation to sediment types. *Ophelia*. 23: 119-140.

Pearson T.H., Rosenberg R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review*. 16: 229-311.

Pérès, J.M., Picard, J. 1964. *Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée*. Station Marine d'Endoume.

Pergent-Martini, C., Leoni, V., Pasqualini, V., Ardizzone, G.D., Balestri, E., Bedini, R., Belluscio, A., Belsher, T., Borg, J., Boudouresque, C.F., Boumaza, S., Bouquegneau, J.M., Buia, M.C., Calvo, S., Cebrián, J., Charbonnel, E., Cinelli, F., Cossu, A., Di Maida, G., Dural, B., Francour, P., Gobert, S., Lepoint, G., Meinesz, A., Molenaar, H., Mansour, H.M., Panayotidis, P., Peirano, A., Pergent, G., Piazzini, L., Pirrotta, M., Relini, G., Romero, J., Sanchez-Lizaso, J.L., Semroud, R., Schembri, P., Shili, A., Tomasello, A. & Velimirov, B. Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows: Use and Application. *Ecological Indicators*, 5: 213-230.

Pinedo, S., García, M., Satta, M.P., de Torres, M., Ballesteros, E. 2007. Rocky-shore communities as indicators of water quality: a case study from the northwestern Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 126-135.

Pinna, M., Janzen, S., Franco, A., Specchia, V., Marini, G. 2017. Role of habitats and sampling techniques on macroinvertebrate descriptors and ecological indicators: An experiment in a protected Mediterranean lagoon. *Ecological Indicators*. 83: 495-503.

Pocklington P., Wells P.G. 1992. Polychaetes. Key taxa for marine environmental quality monitoring. *Marine Pollution Bulletin*. 24: 593-598.

Raffaelli D. 1982. An assessment of the potential of major meiofauna groups for monitoring organic pollution. *Marine Environmental Research*. 7: 151-164.

Raffaelli D. G., Mason C. F. 1981. Pollution monitoring with meiofauna, using the ratio of nematodes to copepods. *Marine Pollution Bulletin*. 12: 158-163.

Raffaelli, D. 1987. The behaviour of the nematode/copepod ratio in organic pollution studies. *Marine Environmental Research*. 23: 135-152.

Ramos-Gómez J., Martín-Díaz M.L., DelValls T.A. 2009. Acute toxicity measured in the amphipod *Ampelisca brevicornis* after exposure to contaminated sediments from Spanish littoral. *Ecotoxicology*. 18: 1068-1076.

Rand G., Petrocelli S. 1985. *Fundamentals of aquatic toxicology*. Hemisphere Corporation. Washington D.C., USA. p. 665.

Rapport D.J., Regier H.A., Hutchinson T.C. 1985. Ecosystem behaviour under stress. *An. Nat.* 125: 617-640

Reish D.J. 1957. The relationship of the polychaetous annelid *Capitella capitata* (Fabricius) to waste discharges of biological origin. In: Tarzwill, C.M. (Ed). *Health Service Biological Problems in Water Pollution*. U.S. Public. pp.195-200.

Rhoads D.C., Germano, J.D. 1986. Interpreting long-term changes in benthic community structure: a new protocol, *Hydrobiologia*. 142: 291-308.

Riba I., DelValls T.A., Forja J.M., Gómez-Parra A. 2003. Comparative Toxicity of Contaminated Sediment from a Mining Spill Using two Amphipods Species: *Corophium volutator* (Pallas, 1776) and *Ampelisca brevicornis* (A. Costa, 1853) *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 71: 1061-1068.

Riera, R., Monterroso, Ó., Núñez, J. 2012. Effects of granulometric gradient on macrofaunal assemblages in Los Cristianos harbour (Tenerife, Canary Islands). *ARQUIPÉLAGO. Life and Marine Sciences*. 33-41.

Riera R., Tuya F., Pérez Ó., Ramos E., Rodríguez M., Monterroso, Ó. 2015. Effects of proximity to offshore fish farms over soft-bottom macrofauna. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 95(2): 255-263.

Riera, R., Sacramento, A., Perez, Ó., Monterroso, Ó., Ramos, E., Rodríguez, M., Almansa, E. 2013. Effects of organic enrichment on macrofauna community structure: an experimental approach. *Brazilian Journal of Oceanography*. 61(4): 223-229.

Roca, G., Alcoverro, T., Krause-Jensen, D., Balsby, T.J.S., van Katwijk, M.M., Marbà, N., Santos, R., Arthur, R., Mascaró, O., Fernández-Torquemada, Y., Pérez, M., Duarte, C.M., Romero, J. 2016. Response of seagrass indicators to shifts in environmental stressors: A global review and management synthesis. *Ecological Indicators*, 63: 310-323.

Rodríguez-Prieto, C., Polo, L. 1996. Effects of sewage pollution in the structure and dynamics of the community of *Cystoseira mediterranea* (Fucales, Phaeophyceae). *Scientia Marina* 60, 253–263.

Romero, J., Martínez-Crego, B., Alcoverro, T., Pérez, M. 2007. A multivariate index based on the seagrass *Posidonia oceanica* (POMI) to assess ecological status of coastal waters under the water framework directive (WFD). *Marine Pollution Bulletin*, 55: 196–204.

Ros J.D., Cardell M.J., Alva V., Palacin C., Llobet I. 1990. Comunidades sobre fondos blandos afectados por un aporte masivo de lodos y aguas residuales (litoral frente a Barcelona, Mediterráneo Occidental): resultados preliminares. *Benthos*. 6: 407-423.

Rosenberg R. 2001. Marine benthic faunal successional stages and related sedimentary activity. *Scientia Marina*. 65: 107-119.

Rueda, J.L., Smaal, A.C. 2002. Physiological response of *Spisula subtruncata* (da Costa, 1778) to different seston quantity and quality. *Hydrobiologia*. 475(1): 505-511.

Ruiz F., Abad M., Bodergat A.M., Carbonel P., Rodríguez-Lázaro J., Yasuhara, M. 2005. Marine and brackish-water ostracods as sentinels of anthropogenic impacts. *Earth-Science Reviews*. 72: 89-111.

- Rumbold C. E., Obenat S. M., Spivak, E. D. 2015. Comparison of life history traits of *Tanais dulongii* (Tanaidacea: Tanaididae) in natural and artificial marine environments of the south-western Atlantic. *Helgoland Marine Research*. 69:231-240.
- Ryggs B. 1985. Distribution of species along pollution-induced diversity gradients in benthic communities in Norwegian Fjords. *Marine Pollution Bulletin*. 16: 469-474.
- Sánchez-Moyano J.E., García-Gómez J.C. 1998. The arthropod community, especially Crustacea, as a bioindicator in Algeciras Bay (Southern Spain) based on a spatial distribution. *Journal of Coastal Research*. 14: 1119–1133.
- Sanz-Lázaro C., Marín A. 2006. Benthic recovery during open sea fish farming abatement in Western Mediterranean, Spain. *Marine Environmental Research*. 62: 374-387.
- Saunders J.E., Al Zahed K.M., Paterson, D. M. 2007. The impact of organic pollution on the macrobenthic fauna of Dubai Creek (UAE). *Marine Pollution Bulletin*. 54: 1715-1723.
- Scanlan, C.M., Foden, J., Wells, E., Best, M.A. 2007. The monitoring of opportunistic macroalgal blooms for the water framework directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1-6):162-171.
- Scarlett A., Rowland S.J., Canty M., Smith E.L., Galloway T.S. 2007. Method for assessing the chronic toxicity of marine and estuarine sediment-associated contaminants using the amphipod *Corophium volutator*. *Marine Environmental Research*. 63:457-470.
- Sfriso, A., Facca, C., Ghetti, P.F. 2009. Validation of the Macrophyte Quality Index (MaQI) set up to assess the ecological status of Italian marine transitional environments. *Hydrobiologia* 617: 117-141.
- Shiells G.M., Anderson K. J. 1985. Pollution monitoring using the Nematode/Copepod Ratio a practical application. *Marine Pollution Bulletin*. 16(2), 62-68.
- Shuai X., Bailey-Brock J.H., Lin D.T. 2014. Spatio-Temporal changes in trophic categories of infaunal polychaetes near the four wastewater ocean outfall on Oahu, Hawaii. *Water Research*. 58: 38-49.
- Simboura N., Panayotidis P., Papathanassiou E., 2005. A synthesis of the biological quality elements for the implementation of the European Water Framework Directive in the Mediterranean ecoregion: the case of Saronikos Gulf. *Ecological Indicators* 5: 253–266.
- Simboura N., Zenetos A. 2002. Benthic indicators to use in Ecological Quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic Index. *Mediterranean. Marine Science*. 3: 77–111.
- Smith J., Shackley S.E. 2006. Effects of the closure of a major sewage outfall on sublittoral, soft sediment benthic communities. *Marine Pollution Bulletin*. 52: 645–658.

Soares-Gomes A., Mendes C.L.T. Tavares M. Santi. L. 2012. Taxonomic sufficiency for estuary monitoring. *Ecological indicators*. 15:149-156.

Soltan, D., Verlaque, M., Boudouresque, C.H.; Francour, P. 2001. Changes in macroalgal communities in the vicinity of the Mediterranean sewage outfall after the setting up of a treatment plant. *Marine Pollution Bulletin.*, 42: 59-70.

Strode E., Jansons M., Purina I., Balode M., Berezina N. A. 2017. Sediment quality assessment using survival and embryo malformation tests in amphipod crustaceans: The Gulf of Riga, Baltic Sea AS case study. *Journal of Marine Systems*. 172: 93-103.

Swartz R. C., Cole F.A., Lamberson J.O., Ferraro S.P., Schults D.W., DeBen W.A., Lee H.Jr II, Ozretich R. J. 1994. Sediment toxicity, contamination and amphipod abundance at a DDT- and dieldrin-contaminated site in San Francisco Bay. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 13: 949-962.

Swartz R.C., Deben W.A., Sercu K.A., Lamberson J.O. 1982. Sediment toxicity and the distribution of amphipods in Commencement Bay, Washington, USA. *Marine Pollution Bulletin*. 13:359-364.

Thibaut, T., Blanfuné, A., Boudouresque, C.F., Personnic, S., Ruitton, S., Ballesteros, E., Bellan-Santini, D., Nike Bianchi, C., Bussotti, S., Cebrian, E., Cheminée, A., Culioli, J.M., Derrien-Courtel, S., Guidetti, P., Harmelin-Vivien, M., Hereu, B., Morri, C., Poggiale, J.C., Verlaque, M. 2017. An ecosystem-based approach to assess the status of Mediterranean algae-dominated shallow rocky reefs. *Marine Pollution Bulletin.*, in press.

Tomasko, D.A., Lapointe, B.E. 1991. Productivity and biomass of *Thalassia testudinum* as related to water column nutrient availability and epiphyte levels: field observations and experimental studies. *Marine Ecology Progress Series*, 75: 9-17.

Touchette B.W., Burkholder J.M. 2001. Nitrate reductase activity in a submersed marine angiosperm: controlling influences of environmental and physiological factors. *Plant Physiol. Biochem.*, 39: 583-593.

Travizi A. 2000. Effect of anoxic stress on density and distribution of sediment meiofauna. *Periodicum biologorum*. 102: 147-228.

Tsuchiya M., Bellan-Santini D. 1989. Vertical distribution of shallow rocky shore organisms and community structure of mussel beds (*Mytilus galloprovincialis*) along the coast of Marseille, France. *Mésogée.*, 49: 91-110.

Tsutsumi H. 1990. Population persistence of *Capitella sp.* (Polychaeta: Capitellidae) on a mud flat subject to environmental disturbance by organic enrichment. *Marine Ecology Progress Series*. 63: 147-156.

Udy, J.W., Dennison, W.C. 1997. Growth and physiological responses of three seagrass species to elevated sediment nutrients in Moreton Bay, Australia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 217: 253-277.

UNEP/MAP/PAP. 2001. *Good practices Guidelines for Integrated Coastal Area Management in the Mediterranean*. Spilt Priority Actions Programme. 51 pp.

USEPA. United States Environmental Protection Agency, 1994. Methods for Assessing the Toxicity of Sediment-associated Contaminants with Estuarine and Marine Amphipods. EPA 600/R-94/025.

Van Geest J.L., Burrige L.E., Kidd K.A. 2014. Toxicity of two pyrethroid-based antisea lice pesticides, AlphaMax® and Excis®, to a marine amphipod in aqueous and sediment exposures. *Aquaculture*. 434: 233-240.

Van Katwijk, M.M., Vergeer, L.H.T., Schmitz, G.H.W., Roelofs, J.G.M. 1997. Ammonium toxicity in eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series*, 157: 159-173.

Van Lent, F., Verschuure, J.M., Van Veghel, M.L.J. 1995. Comparative study on populations of *Zostera marina* L. (eelgrass): in situ nitrogen enrichment and light manipulation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 185: 55-76.

Von Westernhagen H., Dethlefsen V., Haarich M. 2001. Can a pollution event be detected using a single biological effects monitoring Methods? *Marine Pollution Bulletin*. 42 (4): 294-297.

Warwick R.M. 1981. Survival strategies of meiofauna. Feeding and survival strategies of estuarine organisms. *Plenum Press, New York*: 39-52

Warwick R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*. 92: 557–562.

Warwick R.M. 1988a. Effects on community structure of a pollutant gradient-Introduction. *Marine Ecology Progress Series*. 46: 149.

Warwick R.M. 1988b. Analysis of community attributes of the macrobenthos of Frierfjord/Langesundfjord at taxonomic levels higher than species. *Marine Ecology Progress Series*. 46: 167-170.

Warwick R.M. 1988c. The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Marine Ecology Progress Series*. 19: 259-268.

Warwick R.M. 1993. Environmental impact studies on marine communities: pragmatical considerations. *Australian Journal of Ecology*. 181: 63-80.

Warwick R.M. Platt H.M., Clarke K.R. Agard J., Gobin J. 1990. Analysis of macrobenthic and meiobenthic community structure in relation to pollution and disturbance in Hamilton Harbour, Bermuda. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 138: 119-142.

Wells, E., Wilkinson, M., Wood, P., Scanlan, C. 2007. The use of macroalgal species richness and composition on intertidal rocky seashores in the assessment of ecological

quality under the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1-6):151–161.

Willians P.H., Gaston K.J. 1994. Measuring more of biodiversity: Can higher taxon richness predict wholesale species richness? *Biological Conservation*. 67: 211- 217.

Yasuhara M., Yamazaki H., Irizuki T., Yoshikawa S. 2003. Temporal changes of ostracode assemblages and anthropogenic pollution during the last 100 years, in sediment cores from Hiroshima Bay, Japan. *The Holocene*. 13: 527-536.

Yukse, A., Okus, E., Yilmaz, I.N., Aslan-Yilmaz, A., Tas, S. 2006. Changes in biodiversity of the extremely polluted Golden Horn Estuary following the improvements in water quality. *Marine Pollution Bulletin*, 52: 1209-1218.

Zarikian C.A., Blackwelder P.L., Hood T., Nelsen T.A., Featherstone C. (2000). Ostracods as indicators of natural and anthropogenically-induced changes in coastal marine environments. In *Proceedings of the 17th International Conference of the Coastal Society. 'Coasts at the Millennium'*, Oregon Portland (pp. 896-905).

Zeppilli D., Sarrazin J., Leduc D., Arbizu P.M., Fontaneto D., Fontanier C., Vanreusel, A. 2015. Is the meiofauna a good indicator for climate change and anthropogenic impacts?. *Marine Biodiversity*. 45: 505-535.