
Diversidad y bioindicación ambiental en el mar.

Diversity and environmental indicators in the sea.

Pedro M. Alcolado.

INTRODUCCIÓN

El biomonitoreo ha sido introducido en varios países como una útil adición al monitoreo físico-químico en el control de la calidad del agua. Este incluye el muestreo de la composición en especies de un ecosistema acuático para determinar su estado y, por extensión, la severidad de la contaminación (Hisgen, 1992).

La ventaja del biomonitoreo consiste en que el ecosistema refleja la calidad promedio del agua (y entiéndase también su estado general) a lo largo de un período. Esta información no es fácil de obtener a partir de muestras físico-químicas individuales. También, por ejemplo, el incremento de la variedad de contaminantes hace cada vez más difícil el monitoreo individual de todos sus tipos posibles. En el campo de la contaminación acuática las investigaciones de este tipo se enmarcan en la nomenclatura de ecotoxicología acuática o evaluación biológica de la calidad del agua (Hisgen, 1992). La bioindicación ambiental es la herramienta fundamental del biomonitoreo y constituye de por sí una disciplina en desarrollo de gran valor práctico en el manejo ambiental.

En este artículo se abordan aspectos y consideraciones sobre la composición y estructura de las comunidades marinas que han mostrado ser de utilidad como bioindicadores ambientales.

Bioindicadores

Cada vez más, se reconoce la utilidad de la diversidad (en su sentido más amplio) de las biocenosis y asociaciones biológicas como indicadores del grado de tensión y constancia ambiental, tanto en el medio marino como en el terrestre. La fundamentación de ello es muy sencilla: Cuanto más se corresponden los valores de las variables ambientales con los intervalos fisiológicos favorables para la vida, mayor es el número de especies potenciales que pueden concurrir en un hábitat determinado; y cuanto menos frecuentes y más pequeñas sean las fluctuaciones de esas variables, mayores posibilidades existen para que cada una de las especies exploten al máximo los recursos disponibles y aumenten sus poblaciones (hasta donde las interacciones biológicas y la disponibilidad de los recursos se lo permitan). Lo

primero se traduce en un incremento de la riqueza de especies y lo segundo, en un aumento de la equitatividad, y por lo tanto ambas componentes dan lugar a una mayor heterogeneidad de especies.

El número de especies que habitan en determinado territorio dependerá tanto de las particularidades del grupo estudiado como de las características topográficas y ecológicas de dicho territorio (Pecenko, 1982).

Según Margalef (1977, 1993), y Frontier y Pichod-Viale (1991), existe, de manera general, una tendencia al paralelismo en el comportamiento de la diversidad de los componentes de una biocenosis. Así, por ejemplo, es común que donde el fitoplancton es más diverso, lo sean también el zooplancton, el bentos y los peces. Esto desde luego no quiere decir que en todo caso sea así; algunos grupos taxonómicos pueden diferir del resto en sus tendencias, pero aparentemente no es lo más corriente. De lo anterior se deriva que al menos algunos taxocenosis debidamente seleccionados pueden servir de indicadores del estado general de la biocenosis y, por lo tanto, de la calidad ambiental. Otros *taxa* pueden reflejar aspectos más específicos y diferenciados, cuando sus tendencias se alejan de la generalidad. Todo está en saber el objetivo y los requisitos de la selección del grupo a investigar, amén de escoger adecuadamente los índices a utilizar.

Ya se mencionaron los estándares fisiológicos "aceptables" para la vida. Muchos estándares varían con la latitud como son los de la temperatura y la luz. Así, por ejemplo, en los mares tropicales el estándar de temperatura se encuentra aproximadamente entre 20° y 30°C. Cerca o fuera de esos límites, la mayoría de las especies están sometidas a estrés fisiológico (que implica gastos adicionales de energía). Otros estándares como la salinidad (35-37‰) y la concentración de oxígeno (> 4 ml/l), la tasa de sedimentación tolerable, la agitación del agua tolerable, etc., no guardan una relación estrecha con la latitud como la temperatura. A esos valores fuera de los cuales la mayoría de las especies de una región se encuentra bajo estrés, se propone llamarles "normales".

Según Frontier y Pichod-Viale (1991) no todas las especies desaparecen de una comunidad afectada a causa de la alteración de las variables directamente, sino también debido a la desaparición de especies con las que indispensablemente interactúan en condiciones normales (ejemplo: desaparición de las presas o simbioses obligados). Las especies que quedan disfrutan de un exceso de recursos que le permiten incrementar sus poblaciones, pudiendo convertirse en dominantes.

Según Slobodkin y Sanders (1969), una baja heterogeneidad o riqueza de especies indica:

- a) un ambiente nuevo (creación de un nuevo hábitat o uno afectado en fase de recuperación)
- b) un ambiente severo
- c) un ambiente no pronosticable (si es muy baja)

Una equitatividad baja indica un ambiente no pronosticable y una alta, uno constante.

Tabla 1. Tabla de Preston y Preston (1975) para la inferencia de la favorabilidad y pronosticabilidad ambiental a partir de los índices de heterogeneidad y equitatividad. (Se emplea el término heterogeneidad en lugar de diversidad).

Table 1. Preston and Preston's (1975) table for the inference of environmental benignity and predictability by means of heterogeneity and equitability indices. (The term heterogeneity is used instead of diversity).

Índice	Ambiente favorable de forma constante o temporal	Ambiente desfavorable y	Ambiente desfavorable no pronosticable
--------	--	-------------------------	--

		constante	
Heterogeneidad	Alta	Baja	Baja
Equitatividad	Alta	Alta	Baja

Preston y Preston (1975), resumiendo los criterios de varios autores (Margalef, 1963, 1968, 1969; Odum, 1969; Sanders, 1969; Slobodkin y Sanders, 1969; y Emlen, 1973), diseñan una tabla que refleja tres estados ambientales correspondientes a las diferentes combinaciones de valores del índice de heterogeneidad (H') y del índice de equitatividad (J') (Tabla 1): ambiente favorable y constante, ambiente desfavorable no pronosticable y ambiente constantemente desfavorable.

Posteriormente Alcolado (1992), utilizando datos de comunidades de esponjas, brinda un diagrama en el cual, atendiendo a combinaciones de los valores de H' y J', se infieren 11 estados ambientales:

1. Fuerte y constantemente severo con pulsos de tensión aún más fuertes e impredecibles (H'= 0-1.3 natios; J'= 0-0.5);
2. Muy severo y no pronosticable (H'= 0-1.3 natios; J'= 0.5-0.69);
3. Severo y no pronosticable (H'= 1.3-2.0 natios; J'= 0.5-0.69);
4. Severo y casi constante (H'= 1.3-2.0 natios; J'= 0.7-0.8);
5. Severo y constante (H'= 1.3-2.0 natios; J'= 0.8-1.0);
6. Algo severo y no pronosticable (H'= 2.0-2.5 natios; J'= 0.5-0.69);
7. Algo severo y casi constante (H'= 2.0-2.5 natios; J'= 0.7-0.8);
8. Algo severo y constante (H'= 2.0-2.5 natios; J'= 0.8-1.0);
9. Favorable y casi constante (H'= 2.5-2.9 natios; J'= 0.7-0.8);
10. Favorable y constante (H'= 2.5-2.9 natios; J'= 0.8-1.0);
11. Muy favorable y constante (H' > 2.9 natios; J'= 0.8-1.0).

Este diagrama que es válido cuando se usan las comunidades de esponjas como bioindicadores, ha sido también ensayado por Nereida Martínez-Estalella y Alejandro Herrera (comunicación personal) en corales escleractíneos y gorgonáceos respectivamente.

Los criterios sobre la magnitud de los valores de la heterogeneidad (H') y la equitatividad (J'), que delimitan las categorías ambientales de estrés y constancia, dependen del taxoceno utilizado. O sea, taxocenos con pocas especies, como las anémonas, no pueden brindar altos índices de heterogeneidad ni aún en las mejores condiciones ambientales, como los que brindan taxocenos con muchas especies, como peces, crustáceos decápodos y esponjas.

Por otra parte, los taxocenos sésiles, o en su defecto, los de escasa movilidad de traslación, son los más adecuados para la bioindicación ambiental local.

Los desplazamientos espaciales, relacionados con la conducta de las especies y con el azar, dificultan la interpretación de los índices. En el caso del plancton, los muestreos de deriva pueden subsanar el inconveniente de su continuo desplazamiento con la masa de agua. Esto puede no ser tan importante si se trata de cuerpos de aguas semicerrados o poco dinámicos. No obstante, el plancton es de gran utilidad como indicador de gradientes dinámicos de tensión en la columna de agua.

Para la bioindicación son preferibles los taxocenos que exhiben predominantemente una elevada conectividad sistema-ambiente abiótico (*sensu* Bradbury, 1977) y una baja conectividad intrasistémica e intersistémica (Alcolado, 1984), en otras palabras, aquellos cuya estructura comunitaria está más determinada por los factores abióticos del ambiente que por las interacciones biológicas (competencia, depredación, territorialidad, etc.). Estas últimas afectan a la estructura enmascarando la influencia de las variables abióticas. Cuanto mayor es la componente de conectividad intrasistémica e intersistémica, mayor deberá ser la intensidad del

tensor, o de la amplitud de la fluctuación, para que su efecto se vea reflejado en los índices de estructura comunitaria.

Si se desea trabajar a escala temporal anual o superior, los taxocenos deben tener tiempos de generación mayores que un año. Si se trata de plazos menores (por ejemplo, mensuales o estacionales) se recurre a taxocenos de menor tiempo de generación (por ejemplo, meiobentos, macroinfauna, fauna asociada a esponjas y a quitones, etc.).

La estructura comunitaria del taxoceno escogido debe ser suficientemente sensible al tipo o magnitud de variación de los factores que se monitorean, pues puede darse el caso de que la variabilidad espacial propia de una comunidad reflejada en el índice que se utiliza, sea igual o menor que el cambio que puede inducir algún factor sobre dicha comunidad. Por ejemplo, los gorgonáceos son menos sensibles a la lluvia de sedimentos que los corales.

Atendiendo a Austen, Warwick y Rosado (1989); Warwick, Platt, Clarke, Agard y Gobin (1990); Lara-Domínguez, Yáñez-Arancibia, Villalobos-Zapata y Rivera-Arriaga (1991); y la experiencia del autor en el Archipiélago Sabana-Camagüey, el macrobentos parece depender más de la estabilidad del hábitat para mantener una alta diversidad de especies que el meiobentos, por lo que su diversidad suele ser un mejor indicador de disturbios físicos.

Es muy importante precisar el "grano" o escala del tipo de sustrato de la comunidad o taxoceno. Si se desean obtener diversidades "alfa" (o sea, dentro de habitats), no es recomendable mezclar muestras de fondos arenosos con las de fondo rocoso, ni de ambientes crípticos con ambientes expuestos.

Un error de este tipo lo vemos en algunos trabajos donde se han realizado transectos transversales en arrecifes, en los cuales de forma sucesiva y sistemática, de menor a mayor profundidad, se han colocado las unidades muestrales. Luego los datos obtenidos han sido agrupados ("pooled", en inglés) dentro de intervalos bastante amplios (por ejemplo, de 5 m) de profundidad. En un arrecife son significativos los cambios que experimentan las comunidades sésiles cada 2 m de profundidad, sobre todo en las partes más bajas (generalmente dentro de los primeros 10 m). En un trabajo de este tipo es más recomendable realizar muestreos isobáticos en las profundidades que se quieran representar. Si se desea una diversidad global la mezcla sería permisible, pero ello debe quedar bien explícito.

La escala o grano espacial de la comunidad (independientemente de las características del sustrato) es otro aspecto de gran importancia. Para determinar la verdadera estructura (causada por el ambiente) se precisa muestrear en un área con una extensión que rebase las "subestructuras" o "pseudoeestructuras" determinadas por el caos (estructuras estocásticas). Tampoco debe ser tan extensa que abarque diferentes condiciones ambientales. Esto puede lograrse mediante muestreo acumulativo hasta la nivelación de los valores, cuidando que el sustrato sea más o menos el mismo, y velando que en la curva obtenida no se formen escalonamientos acentuados.

En los sustratos duros el biomonitoreo se ve facilitado por la abundancia y virtual omnipresencia de organismos sésiles. Las esponjas, los gorgonáceos y los escleractínios han sido probados como los mejores biomonitores en los fondos rocosos, por Preston y Preston (1975), Alcolado (1978, 1979, 1981, 1984, 1985a, b, 1989, 1990, 1994, etc.), Herrera y Alcolado (1983, 1985, 1986, 1988), Alcolado y Gotera (1985), Alcolado y Herrera (1987), Herrera y Martínez-Estalella (1987), Muricy (1989a, b), Zea (1994), Carballo, Sánchez-Moyano y García-Gómez (1994) y Carballo, Naranjo y García-Gómez (1996). En los fondos blandos la presencia de estos animales es más limitada. En este caso los moluscos, con su relativa inmovilidad y virtual omnipresencia, aunque con una importante componente de conexidad intra e intersistémica, parecen ser la alternativa más conveniente. Alcolado y Espinosa (1996) encontraron una elevada correlación ($r = 0.90$) entre el número de especies de moluscos, y el número total de especies del megazoobentos (bentos mayor de 4mm). Ello corrobora las tendencias paralelas de la diversidad de las asociaciones, planteadas por Margalef (1977), así como la opinión de dicho autor: "la diversidad calculada sobre un grupo taxonómico cuyo

espectro ecológico general sea amplio, por tener miembros especializados en direcciones muy diversas, puede ser un buen indicador de la diversidad total".

Las correlaciones, aunque significativas, no fueron tan altas entre los índices de riqueza de ambas entidades, ni entre el índice de riqueza de moluscos y el número de especies del megazoobentos ($r= 0.796-0.834$). Así los moluscos pueden ser de gran utilidad cuando la determinación aproximada del número de especies del megazoobentos total no es posible por falta de especialistas de cada *taxa*, o por limitaciones de tiempo.

Si bien la riqueza o número de especies de moluscos puede servir para inferir comparativamente el grado de tensión ecológica (estrés), quizás no sea así para hacerlo con la pronosticabilidad ambiental, ya que las fuertes interacciones biológicas que experimentan (sobre todo por su conectividad intersistémica) deben influir mucho sobre su estructura comunitaria (equitatividad). No obstante aún debe profundizarse en estos aspectos.

Ya hemos visto cómo bajo ciertos requisitos, la riqueza, el número de especies o la heterogeneidad reflejan de forma comparativa el grado de estrés; y la equitatividad, el nivel de pronosticabilidad ambiental. Sin embargo el biomonitoreo no debe limitarse sólo a eso; también es preciso, hasta donde sea posible, identificar los tensores que de forma casuística influyen en la comunidad. Para ello el ecólogo se basa tanto en la identidad de la especie o especies dominantes (tolerantes o indicadoras), y en ocasiones en el censo de las especies ausentes (sensibles). El conocimiento de cuáles son los factores que toleran las especies dominantes arrojan la luz necesaria. Así, por ejemplo, si domina una especie resistente a la sedimentación, ese es el factor que debe estar actuando.

Otra vía utilizada es la determinación del porcentaje de individuos pertenecientes a especies resistentes a determinado tensor. De esta forma, Alcolado (1981) sugiere el empleo del porcentaje de gorgonias resistentes a la turbulencia para indicar comparativamente la intensidad de ese factor. Herrera (1991) hace lo mismo utilizando las especies que, según sus resultados, toleran la contaminación orgánica.

En fin, tal como plantean Grassle, Lasserre, McIntyre y Ray (1991), todo ecosistema puede ser caracterizado por su propia composición de especies, la cual al ser comparada con las de otros ecosistemas puede revelar sus características ecológicas particulares, incluyendo sus procesos ecológicos.

McManus y Pauly (1990), tomando en cuenta los criterios de Warwick (1986) en su modelo conceptual sobre los cambios esperados en una comunidad bajo estrés ecológico, proponen dos índices para inferir el grado de tensión ambiental. Esos índices son el DAP (diferencia en área en porcentaje) y el SEP (proporción de la equitatividad obtenida a partir del índice de heterogeneidad de Shannon y Weaver) que más adelante se explican de forma resumida. El fundamento del empleo de esos indicadores es la diferencia del comportamiento de la heterogeneidad (H') calculada con número de individuos y con biomasa, planteada por Warwick (1986) como sigue:

- Cuando la comunidad se aproxima al equilibrio, la biomasa tiende a estar dominada por unas pocas especies con individuos grandes y poco numerosos, y la dominancia numérica sigue estando mantenida por especies pequeñas. Esto resulta en una mayor homogeneidad de los números de individuos entre las especies, que en las biomásas.
- Bajo condiciones de estrés (contaminación) moderado, las especies dominantes grandes son eliminadas, resultando en una menor diferencia entre los índices de equitatividad en términos de biomasa y número.
- Bajo condiciones severas, las pocas especies grandes que quedan contribuirán proporcionalmente más a la biomasa total de la comunidad con relación a su abundancia, que como lo hacen las especies pequeñas dominantes.
- Como efecto neto, cuanto mayor es el estrés, la biomasa estará más homogéneamente distribuida entre las especies que el número de individuos.

A partir de estas premisas, Warwick (1986) crea un método de bioindicación ambiental basado en graficar las curvas de K-dominancia basadas una en abundancia en número y la otra en biomasa (porcentaje acumulado de biomasa o abundancia en número en la ordenada, y especies ordenadas por rangos decrecientes de abundancia en la abcisa). Observando cual de las dos curvas queda por encima de la otra se infiere si la comunidad está tensada o no, y permite hacer comparaciones en ese sentido. Cuanto más por encima de la curva de biomasa quede la curva de abundancia, más desfavorables son las condiciones ambientales. Este método se denomina "Comparación de curvas abundancia-biomasa" (en inglés: "ABC curves", o "abundance/biomass comparison").

El DAP se calcula partiendo de la cuantificación de la diferencia (área) entre las curvas de K-dominancia antes mencionadas, o sea, es una forma cuantitativa de comparar las curvas de abundancia-biomasa de Warwick (1986). Este índice no es más que el área que queda entre las dos curvas dividida entre $\ln S$ (S = número de especies) o sea:

$$DAP = [\text{área (número)} - \text{área (biomasa)}] / \ln S.$$

El DAP varía de -1 a 1, con los mayores valores indicando condiciones de estrés.

Agard, Gobin y Warwick (1993, en un estudio de comunidades macrobentónicas en relación con la contaminación por petróleo en Trinidad, a partir de la comparación de las curvas K-dominancia de abundancia-biomasa (método Warwick, 1986), sugieren que el análisis de niveles taxonómicos supraespecíficos (familias, por ejemplo) reflejan más claramente los gradientes de contaminación y que dicha comparación se ve menos afectada por variables naturales interferentes, que un análisis al nivel de especies. Añaden que ello no constituye, por lo tanto, una pérdida de información, y que además resulta mucho más económico en fondos, personal especializado y tiempo. Quedaría por explorar a qué otros tipos de estudios y métodos ello podría ser extendido. Un argumento en contra es el carácter más subjetivo y heterogéneo de las divisiones taxonómicas supraespecíficas.

El índice SEP resulta de dividir J' calculada con biomasa entre J' calculada con número. Debido a que el número de especies es igual para ambos, matemáticamente el índice queda reducido a H' (biomasa) / H' (número). Con el hecho de que S queda eliminado, se subsana la virtual imposibilidad de la determinación exacta del número de especies en una comunidad. Cuanto mayor es el valor de SEP, mayor es el estrés.

Estas proposiciones lucen atractivas pero, como lo plantean sus propios autores, necesitan mayor confirmación en la práctica. Además, su aplicación requiere de determinaciones de biomasa que, aparte de encarecer y complicar una investigación, en muchos casos pueden estar sujetas a sesgos importantes en su determinación (la aparición casual de un espécimen muy grande en la muestra puede cambiar drásticamente el patrón de homogeneidad con relación al realmente existente en la comunidad). En el caso de organismos sésiles como corales y esponjas, cuya biomasa se evalúa por proporcionalidad a partir de tramos ocupados a lo largo de transectos lineales, es conveniente aclarar que ese método de muestreo subestima la abundancia numérica de los individuos pequeños (poseen menor probabilidad de quedar debajo del transecto que los de mayor talla). Por ese motivo los índices DAP y SEP son inaplicables en esos grupos si se usa ese método. Tampoco son aplicables para comunidades vegetales, ya que no todas las especies pueden ser cuantificadas en número de individuos.

La abundancia en número (densidad) y la abundancia en biomasa de la comunidad tienen un comportamiento ambiguo en el biomonitorio de la calidad ambiental. En condiciones favorables la abundancia puede ser lo mismo alta que baja, y en condiciones desfavorables pueden aparecer valores altos a causa de la presencia de especies oportunistas (tolerantes y prolíficas). La abundancia sólo podría ser utilizada para desempatar situaciones de diversidades extremadamente bajas. De esta forma, por ejemplo, en las estaciones donde sólo hay una sola especie, en aquella en la cual la densidad sea casi nula, podría inferirse que se está bajo condiciones más severas.

Según Pearson y Rosenberg (1978), la densidad de organismos presenta una distribución característica a lo largo de un gradiente de contaminación orgánica: una densidad baja cerca de la fuente a causa de las limitaciones de oxígeno y la producción de sustancias tóxicas derivadas de la descomposición de la materia orgánica; una densidad alta en una zona intermedia donde prevalece un efecto de enriquecimiento, y el agua y el fondo presentan características ya tolerables; y más lejos, la densidad disminuye un poco hacia valores dependientes de las condiciones ecológicas naturales de la localidad.

En el contexto del monitoreo ambiental, Warwick (1986), Clarke (1993), y Warwick y Clarke (1993) discuten las limitaciones y fallas de los índices univariados y gráficos de estructura comunitaria (índices de diversidad y curvas de K-dominancia) conocidos como índices independientes de las especies, en el análisis de los cambios de las comunidades bentónicas. Estas críticas están fundamentadas principalmente en que:

- No utilizan la información de la identidad de las especies, o de las entidades taxonómicas supraespecíficas si se trabaja a ese nivel;
- La relación entre la diversidad y la favorabilidad ambiental no es monotónica, sino que tiene forma de giba. O sea, la mayor diversidad corresponde al estado de disturbio intermedio (Connell, 1978; Huston, 1979).

Dichos autores, empleando los resultados de experiencias y comprobaciones prácticas, proponen como alternativa más sensible a los cambios comunitarios el método multivariado de ordenación conocido como escalado multidimensional no paramétrico (MDS, del inglés) que produce una configuración cuyo eje principal es el disturbio. Este método, en vez de los valores de la matriz triangular de similitud entre estaciones, utiliza los rangos de dichas similitudes en la configuración de la ordenación (mapa de las interrelaciones entre las muestras). Esta propiedad minimiza el uso de las suposiciones de la estadística paramétrica y amplia la aplicabilidad del método.

Warwick y Clarke (1993) empleando el MDS para analizar casos de contaminación marina por medio del macrobentos, obtuvieron mejores resultados trabajando al nivel de categoría supraespecífica (en este caso al nivel de *Phylum*) que al nivel de especie. Según ellos la composición de especies es muy sensible a las variaciones por causas naturales y a la vez el método multivariado es muy sensible en la captación de esas variaciones en la composición, lo que puede enmascarar el efecto de la contaminación. Al nivel de *Phylum* los autores lograron una mayor discriminación, incluso de niveles sutiles de contaminación.

Además, a la configuración de ordenación biótica obtenida pueden superponérsele los valores de cada variable abiótica y, al observar la forma de la distribución de estos, establecer hipótesis de interrelación de las comunidades con el medio ambiente.

En el marco de esta metodología es posible, también, determinar estadísticamente cuáles son las especies o *phyla* indicativas de cada grupo de muestras (entidades indicadoras), teniendo en cuenta su aporte a la similitud entre muestras que conforman los grupos, y la constancia de su presencia en dichas muestras.

Con respecto a la mencionada crítica correspondiente al carácter no monotónico de la relación entre la diversidad y la severidad ambiental (y sin contraponerse a la metodología que acaba de señalarse), considero que ello es en gran medida salvable en el análisis convencional de la estructura de la comunidad por medio de índices univariados y gráficos (método independiente de las especies), si se tiene en cuenta que:

- el uso de índices univariados y gráficos puede y debe ser acompañado de un análisis cualitativo de las muestras.
- las especies dominantes no son las mismas cuando se trata de una comunidad con baja diversidad por estar en un ambiente desfavorable, que cuando la diversidad es baja por ser una comunidad senescente por estar en un ambiente favorable durante un

tiempo extremadamente largo. En el primer caso se trata de especies oportunistas, y en el segundo, especialistas competitivamente fuertes.

- como se acaba de decir, los valores bajos a causa de una larga historia de condiciones favorables se dan en casos extremos que pueden ser previstos o sospechados (estabilidad del orden de siglos). Tal puede ser el caso de algunas pluviselvas o arrecifes profundos en lugares muy poco afectados por ciclones o huracanes.

Ha de tenerse en cuenta, además, que el abordaje de la estructura comunitaria por el conjunto de las metodologías univariadas, gráficas y multivariadas, garantizarían una interpretación más objetiva de los fenómenos ecológicos que analizamos. Habrán aspectos que se complementen, que se contrapongan o se reafirmen mutuamente y que por lo tanto obliguen a una mayor atención al análisis.

Otro aspecto a señalar es el término meta-análisis, que según Warwick y Clarke (1993) es ampliamente utilizado en las estadísticas biomédicas y que consiste en el análisis de un conjunto de estudios de casos que individualmente son de valor limitado, pero que en combinación brindan una visión más global del problema de investigación. Al agrupar todos los casos más disímiles ecológicamente, se obtiene un área gráfica de variación donde cada caso ocupa un lugar ecológicamente interpretable por su posición relativa, y nos permite prescindir del requisito experimental del llamado tratamiento o muestra control. Esta forma de análisis global, empleada en el análisis multivariado por los autores citados, es también aplicable a los métodos univariados, digamos, haciendo gráficos o diagramas de dispersión de diferentes índices con relación a factores tales como profundidad, sedimentación, tipo de fondo, etc., y estableciendo los contornos de las áreas de variación global de dichos índices. Cualquier caso nuevo puede ser sucesivamente incorporado en ese diagrama y su posición analizada y comparada en un contexto global (ver Alcolado (1994), sobre tendencias globales de las comunidades de esponjas de los arrecifes de Cuba).

BIBLIOGRAFÍA

Agard, J.B.R., J. Gobin y R.M. Warwick. 1993. Analysis of marine macrobenthic community structure in relation to pollution, natural oil seepage and seasonal disturbance in a tropical environment (Trinidad, West Indies). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 92: 233-243.

Alcolado, P.M. 1978. Ecological structure of the sponges fauna in a reef profile of Cuba. *Coll. Intern. C.N.R.S. Biologie des Spongiaires.*, 291: 297-302.

Alcolado, P.M. 1979. Estructura ecológica de las comunidades de esponjas en un perfil costero de Cuba. *Cien. Biol.*, 3: 105-127.

Alcolado, P.M. 1981. Zonación de los gorgonáceos someros de Cuba y su posible uso como indicadores comparativos de tensión hidrodinámica sobre los organismos del bentos. *Inf. Cient.-Téc., Inst. Oceanol., Acad. Cien. Cuba.*, 187: 1-43.

Alcolado, P.M. 1984. Utilidad de algunos índices ecológicos estructurales en el estudio de comunidades marinas de Cuba. *Cien. Biol.*, 11: 61-77.

Alcolado, P.M. 1985a. Estructura ecológica de las comunidades de esponjas de Punta del Este, Cuba. *Rep. Invest. Inst. Oceanol., Acad. Cien. Cuba.*, 38: 1-65.

Alcolado, P.M. 1985b. Distribución de la abundancia y composición de las comunidades de esponjas en la macrolaguna del Golfo de Batabanó. *Simposio de Ciencias del Mar y VII Jornada Científica del Instituto de Oceanología. XX Aniversario. Ciudad de la Habana. Contrib.*, 1: 1-10.

Alcolado, P.M. 1989. Estructura ecológica de las comunidades de esponjas del arrecife de Rincón de Guanabo, Cuba. *Rep. Invest. Inst. Oceanol., Acad. Cien. Cuba.*, 10: 1-16.

Alcolado, P.M. 1990. General features of Cuban sponge communities. 351-357 pp. En: *New Perspective in Sponge Biology*. (Rützler, K. ed.), 533pp. Smithsonian Institution Press, Washington D.C.

Alcolado, P.M. 1992. Sobre la interpretación del medio marino mediante el empleo de los índices de diversidad y equitatividad. *Ciencias Biológicas*, 24: 124-127.

Alcolado, P.M. 1994. General trends in coral reef sponge communities of Cuba. In *Sponges in Time and Space*, Van Kempen and Braekman (eds). Balkema, Rotterdam: 251-255 p.

- Alcolado, P.M. y G.G. Gotera. 1985. Estructura de las comunidades de esponjas en los arrecifes cubanos. Simposio de Ciencias del Mar y VII Jornada Científica del Instituto de Oceanología. XX Aniversario. Ciudad de la Habana. Contrib., 1: 11-15.
- Alcolado, P.M. y A. Herrera-Moreno. 1987. Efectos de la contaminación sobre las comunidades de esponjas en el Litoral de La Habana, Cuba. Rep. Invest. Inst. Oceanol., Acad. Cien. Cuba., 68: 1-17.
- Alcolado, P. y J. Espinosa. 1996. Empleo de las Comunidades de moluscos marinos de fondos blandos como bioindicadores de la diversidad del megazoobentos y de la calidad ambiental. Iberus, Revista de la Sociedad Española de Malacología, 14 (2): 79-84.
- Austen, M.C., R.M. Warwick y M.C. Rosado. 1989. Meiobenthic and macrobenthic community structure along a putative pollution gradient in Southern Portugal. Mar. Poll. Bull., 20: 398-405.
- Bradbury, R.H. 1977. Independent lies and holistic truths: towards a theory of coral reefs communities as complex systems. Proc. Third Int. Coral Reef Symp. Miami, Florida. 1: 2-17.
- Carballo, J.L., J.E. Sánchez-Moyano y J.C. García-Gómez. 1994. Taxonomical and ecological remarks on boring sponges (Clionidae) from the Strait of Gibraltar (southern Spain): tentative bioindicators? Zool. J. Linnean Soc., 112: 407-424.
- Carballo, J.L., S.A. Naranjo y J.C. García-Gómez. 1996. Use of marine sponges as stress indicators in marine ecosystems at Algeciras Bay (southern Iberian Peninsula). Mar. Ecol. Progr. Ser., 135: 109-122.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. Australian J. Ecol., 18: 117-143.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science., 199: 1302-1310.
- Emlen, J.M. 1973. Ecology: an evolutionary approach. Addison-Wesley Co., Massachusetts. 493 p.
- Frontier, S. y D. Pichod-Viale. 1991. Ecosystèmes: structure, fonctionnement, evolution. Collection d'écologie (21), Masson, Paris. 392p.
- Grassle, J.F., P. Laserre, A.D. McIntyre y G.C. Ray. 1991. Marine biodiversity and ecosystem function: a proposal for an International Programme of Research. Biol. Int., 23: 1-19.
- Herrera-Moreno, A. 1991. Efectos de la contaminación sobre la estructura ecológica de los arrecifes coralinos en el litoral habanero. Tesis para la defensa del grado de Doctor en Ciencias Biológicas, Academia de Ciencias de Cuba. 110 p.
- Herrera-Moreno, A. y P. M. Alcolado 1983. Efectos de la contaminación sobre las comunidades de gorgonáceos al Oeste de la Bahía de La Habana. Cien. Biol., 10: 69-85.
- Herrera-Moreno, A. y P.M. Alcolado 1985. Monitoreo de la contaminación mediante el análisis de la estructura comunitaria de los gorgonáceos. Simposio de Ciencias del Mar y VII Jornada Científica del Instituto de Oceanología. XX Aniversario, Ciudad de La Habana. Contrib., 1: 253-257.
- Herrera-Moreno, A. y P.M. Alcolado 1986. Estructura ecológica de las comunidades de gorgonáceos en el litoral de Mariel y su comparación con el litoral habanero. Cien. Biol., 15: 55-75.
- Herrera-Moreno, A. y P.M. Alcolado 1988. Estructura ecológica de las comunidades de gorgonáceos del arrecife de Santa Cruz del Norte. Rep. Invest. Inst. Oceanol., Acad. Cien. Cuba. 49: 1-27.
- Herrera-Moreno, A. y N. Martínez-Estalella. 1987. Efectos de la contaminación sobre las comunidades de corales escleractínios al Oeste de la Bahía de la Habana. Rep. Inv. Inst. Oceanol., Acad. Cien. Cuba, 62: 1-29.
- Hisgen, R. 1992. Biomonitoring Indian Rivers. Land & Water Int. Env., 73: 18-20.
- Huston, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. Am. Nat., 113: 81-101.
- Lara-Domínguez, A.L., A. Yañez-Arancibia, G. Villalobos-Zapata y E. Rivera-Arriaga. 1991. Habitat crítico: teoría y concepto de ecología funcional en la zona costera. Jaina., 2: 10.
- Margalef, R. 1963. On certain unifying principles in ecology. Am. Nat., 97: 357-374.
- Margalef, R. 1968. Perspectives in ecological theory. Univ. Chicago Press, Chicago. 111 p.
- Margalef, R. 1969. Diversity and estabilyty: a practical proposal and a model of interdependence. Brookhaven Symp. Biol., 22: 25-37.
- Margalef, R. 1977. Ecología. Ed. Omega, Barcelona, 951p.
- Margalef, R. 1993. Teoría de los Sistemas Ecológicos. ESTUDI GENERAL, Universitat de Barcelona Publicacions. 290 p.

- McManus, J.W. y D. Pauly. 1990. Measuring ecological stress: variation on a theme by R.M. Warwick. *Mar. Biol.*, 106: 305-308.
- Muricy, G. 1989a. Sponges as pollution-biomonitoring at Arraial do Cabo, southeastern Brazil. *Rev. Bras. Biol.*, 49: 347-354.
- Muricy, G. 1989b. Distribution and characteristics of sponges communities on rocky substrata around the sewer outfall of Cortiou (Marseille, France). *Rapport de Stage. D.E.A. d'Océanographie de l'Université de Aix-Marseille III.* 41 p.
- Odum, E.P. 1969. The strategy ecosystem development. *Sciences.*, 164: 262-270.
- Pearson, T.H. y R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 16: 229-331.
- Pecenko, Y.A. 1982. Principios y métodos del análisis cuantitativo en las investigaciones faunísticas. Ed. Ciencia ("Nauka"). 285 p. [en ruso].
- Preston, E.M. y J.L.Preston. 1975. Ecological structure in a West Indian gorgonian fauna. *Bull. Mar. Sci.*, 25: 248-258.
- Sanders, H.L. 1969. Benthic marine diversity and the stability-time hypothesis. *Brookhaven Symp. Biol.*, 22: 71-81.
- Slobodkin, L.B. y H.L. Sanders. 1969. On the distribution of environmental predictability to species diversity. *Brookhaven Symp. Biol.*, 22: 82-93.
- Warwick, R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Mar. Biol.*, 92: 557-562.
- Warwick, R.M., H.M. Platt, K.R. Clarke, J.A. Agard y J. Gobin. 1990. Analysis of macrobenthic and meiobenthic community structure in relation to pollution and disturbances in Hamilton Harbour, Bermuda. *J. Exper. Mar. Biol. Ecol.*, 138: 119-142.
- Warwick, R.M. y K.R. Clarke. 1993. Comparing the severity of disturbance: a meta-analysis of marine macrobenthic data. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 92: 221-231.
- Zea, S. 1994. Patterns of coral and sponge abundance in degraded vs. still healthy coral reefs at Santa Marta, Colombian Caribbean. 258-264 pp. En: *Sponges in time and space.* (RWM van Soest, van Kempfen and Braekman eds.), Balkema, Rotterdam.



El Instituto de Oceanología es una dependencia de la Agencia de Medio Ambiente
del Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente (CITMA)

Dirección: Ave. 1^{ra} No. 18406 entre 184 y 186. Reparto Flores, Playa. Ciudad de La Habana,
Cuba. C.P. 12100

Telfs.: 21-1380, 21-2268, 21-1424, 21-0300 **Dirección:** 21-6008 **Biblioteca:** 21-4989 **FAX:**
(537) 33-9112

WWW: <http://www.cuba.cu/ciencia/citma/ama/oceanologia/default.html>