

# Congruencia y respuesta a factores ambientales de diferentes métricas de biodiversidad en el golfo de Batabanó, Cuba

Congruence and response to environmental factors of different biodiversity metrics in the Gulf of Batabanó, Cuba

Norberto Capetillo-Piñar<sup>1\*</sup>, Alexander Lopeztegui-Castillo<sup>2,3</sup>, Abel Betanzos-Vega<sup>2</sup>, Arturo Tripp-Quezada<sup>3</sup>, Manuel Jesús Zetina-Rejón<sup>3</sup> y Juan Carlos Hernández-Padilla<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Federación de Cooperativas Pesqueras Zona Centro, FEDECOOP Zona Centro, La Paz, Baja California Sur, México

<sup>2</sup>Centro de Investigaciones Pesqueras, calle 246 # 503 e/ 5ta y Mar, Santa Fé, Playa, La Habana, Cuba

<sup>3</sup>Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional, Avenida Instituto Politécnico Nacional S/N, Playa Palo de Santa Rita, 23096 La Paz, Baja California Sur, México

<sup>4</sup>Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional. CINVESTAV-Unidad Mérida. Carretera a Progreso, Mérida, México

\*Autor corresponsal: [norbertcap@yahoo.com](mailto:norbertcap@yahoo.com)

**Abstract.** Different biodiversity metrics should be explored to more efficiently assess observed changes in communities. However, the performance of different biodiversity metrics has not been explored in the Gulf of Batabanó, making difficult to select suitable indices for environmental monitoring. To solve this problem, six biodiversity metrics (species richness, Pielou equity, Shannon diversity, taxonomic diversity, average taxonomic distinctiveness, and variation in taxonomic distinctiveness) were compared to determine their congruence and responses to abiotic variables (salinity, temperature, turbidity, depth) and factors (zones and years). The results based on the correlations between the metrics and their responses to the abiotic variables and factors analyzed showed complementarity between species richness, Pielou evenness, Shannon diversity, average taxonomic distinctiveness, and variation in taxonomic distinctiveness, not being the case for taxonomic diversity. According to the results of this work, the use of species richness and taxonomic distinctiveness metrics  $\Delta^*$  and  $\Lambda^*$  is suggested to evaluate the environmental quality of the Gulf of Batabanó. In addition, their performances in other groups of organisms should be evaluated.

**Key words:** Ecological similarity, species richness, Shannon diversity, taxonomic diversity, taxonomic distinctiveness

**Resumen.** Diferentes métricas de biodiversidad se deben explorar para evaluar de manera más eficiente los cambios observados en las comunidades. Sin embargo, el desempeño de distintas métricas de biodiversidad no ha sido explorado en el golfo de Batabanó, lo que puede dificultar la selección de índices adecuados para el monitoreo ambiental. Para solventar esta problemática seis métricas de biodiversidad (riqueza de especies, equidad de Pielou, diversidad de Shannon, diversidad taxonómica, distintividad taxonómica promedio y variación en la distintividad taxonómica) fueron comparadas para determinar su congruencia y respuestas ante variables abióticas (salinidad, temperatura, turbidez, profundidad) y factores (zonas y años). Los resultados obtenidos por correlaciones entre las métricas y sus respuestas a las variables abióticas y factores analizados mostraron complementariedad entre la riqueza de especies, equidad de Pielou, diversidad de Shannon, distintividad taxonómica promedio y variación en la distintividad taxonómica, no siendo así para la diversidad taxonómica. Según los resultados de este trabajo, se sugiere el uso de la riqueza de especies y las métricas de distintividad taxonómica  $\Delta^*$  y  $\Lambda^*$  para evaluar la calidad ambiental del golfo de Batabanó. Además, se deben evaluar sus desempeños en otros grupos de organismos.

**Palabras clave:** Similitud ecológica, riqueza de especies, diversidad de Shannon, diversidad taxonómica, distintividad taxonómica

## INTRODUCCIÓN

El sistema actual de evaluación ambiental acuática se enfatiza en los elementos bióticos (complementándose con los abióticos) de los ecosistemas, los que a menudo se resumen como estado ecológico e índices (métricas) de biodiversidad (Tolonen *et al.* 2017).

Las métricas de biodiversidad que más han sido usadas para evaluar y medir el nivel de variación o cambios en las comunidades, se enmarcan en la diversidad de especies,

siendo la riqueza de especies (S), índice de equidad de Pielou ( $J'$ ) y de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ) las que tienen un mayor registro histórico en la literatura ecológica (Clarke & Warwick 2001, Magurran 2004, Hong *et al.* 2010). Estos índices, también llamados índices tradicionales, son fáciles de medir, pero su dependencia al tamaño y esfuerzo de muestreo, así como al tipo de hábitat puede restringir su uso cuando los objetivos son la comparación de bases de datos obtenidas de diferentes localidades y tiempos (Warwick & Clarke 1995, 2001; Clarke & Warwick 1998, Fleishman *et al.* 2006, Leonard *et al.* 2006).



Clarke & Warwick (1998, 2001) y Warwick & Clarke (1995), propusieron métricas que se definieron en términos de distancias promedios que separan a todos los pares de individuos (o especies) en una muestra, trazando estas distancias a través de un árbol taxonómico de clasificación Linneana, que representa un *proxy* de los cladogramas no resueltos (Warwick & Clarke 2001). Estas métricas, llamadas índices de diversidad taxonómica, incorporan los conceptos de riqueza y equidad de los taxones superiores y poseen cierta independencia del esfuerzo de muestreo y tipo de hábitat, supliendo las restricciones de los índices de diversidad tradicionales.

Los índices de diversidad pueden proveer información diferente, ya que reflejan distintos enfoques para el análisis de la biodiversidad (Heino *et al.* 2005) y sus respuestas ante un gradiente ambiental pueden cambiar (Gascón *et al.* 2009). Los ecosistemas con frecuencia están afectados por varios factores estresantes, a veces desconocidos, que a menudo pueden actuar sinérgicamente (Matthaei *et al.* 2006). Por lo tanto, un enfoque multidimensional que combina varios índices de biodiversidad puede ser el más apropiado para el monitoreo ambiental (Friberg *et al.* 2011). En este sentido, el uso de índices con una congruencia (interrelación) débil y con respuestas diferentes a gradientes ambientales, aportarían información complementaria y relevante para los estudios de bio-monitoreo. Todo lo contrario, sería si se tiene una alta congruencia entre los índices y similares respuestas a los gradientes ambientales (Heino *et al.* 2005).

En el golfo de Batabanó, ubicado en la plataforma suroeste de Cuba, estudios recientes han demostrado efectos en algunas variables determinantes de cambios en la hidrodinámica y calidad de las aguas (*e.g.*, salinidad, temperatura, turbidez) (Betanzos *et al.* 2013), efectos que surgen a partir de eventos meteorológicos extremos como los huracanes (Betanzos-Vega *et al.* 2019). Inclusive se ha demostrado que las actividades antrópicas (*e.g.*, el represado de los ríos), afectan la salinidad y descarga de nutrientes hacia el golfo (Piñeiro *et al.* 2006, Puga *et al.* 2013), observando en diferentes zonas señales de deterioro ambiental en su medio físico (*e.g.*, cambios en la textura de los sedimentos, contaminación orgánica, pérdida de calidad del agua) y biológico (*e.g.*, regresión y pérdida de áreas de pastos marinos, cambios en la biomasa, densidad, riqueza de especies y estructura comunitaria del bentos) (Guerra *et al.* 2005, Perigó *et al.* 2005, Arias-Schreiber *et al.* 2008, Cerdeira *et al.* 2008, Lopeztegú & Martínez 2020).

Ante esta problemática, es de interés conocer si la magnitud de esas señales ha sido lo suficientemente intensa para originar cambios significativos en la biodiversidad de las asociaciones de especies.

Considerando que los índices de diversidad tradicionales han sido los más estudiados en esta región, hasta la fecha pocas investigaciones (*e.g.*, Hidalgo *et al.* 2015, Jover *et al.* 2020) han utilizado simultáneamente estas métricas de biodiversidad con las taxonómicas, pero ninguna de estas investigaciones ha estimado su grado de congruencia. Por lo tanto, los objetivos del presente estudio fueron determinar la congruencia entre las métricas de diversidad de especies y taxonómicas, evaluar las respuestas de estas ante factores ambientales, y detectar la existencia de variaciones espacio-temporales.

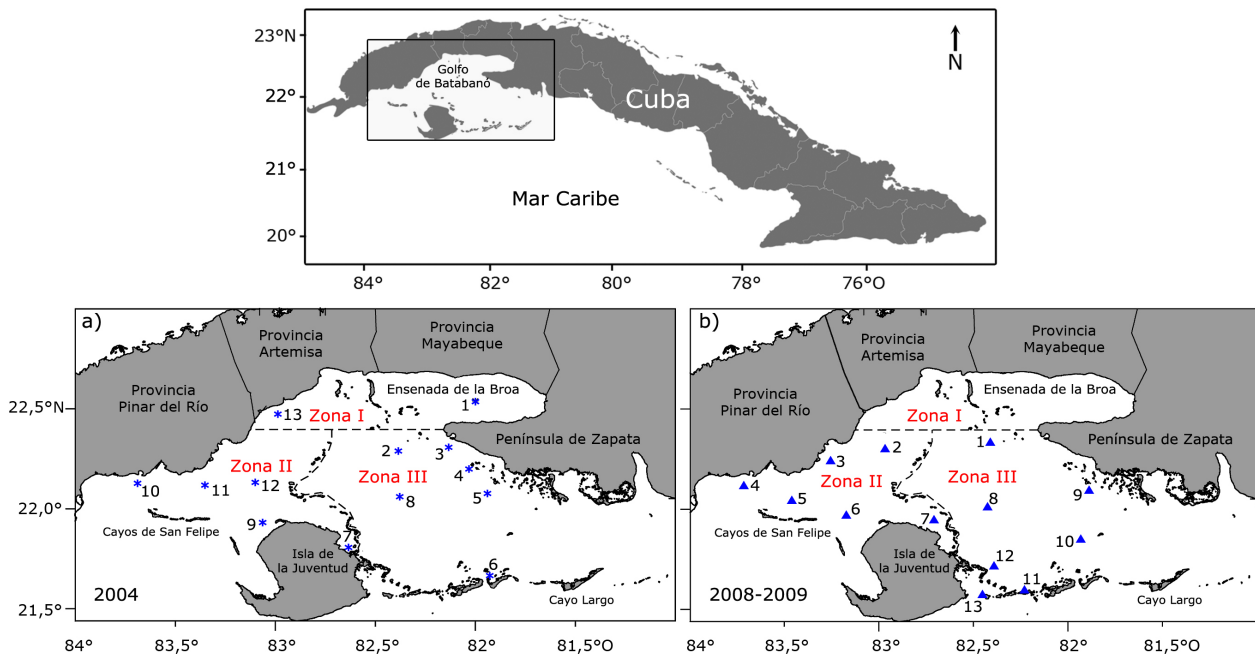
## MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron bases de datos de asociaciones de moluscos bentónicos de fondos blandos del golfo de Batabanó, debido a que los integrantes de este grupo están presentes en casi todos los hábitats marinos y tienen una relativa conexidad con los factores ambientales (Espinosa 1992). Además, han sido propuestos como indicadores de la magnitud relativa de la biodiversidad del megazoobentos total para evaluar las reservas naturales y áreas marinas de interés conservacionista, ya que pueden representar un *proxy* de la biodiversidad total de los organismos del megazoobentos de una región (Alcolado & Espinosa 1996).

### REGIÓN DE ESTUDIO Y PROCEDIMIENTO DE MUESTREO

El golfo de Batabanó (GB) es un cuerpo de agua semi-cerrado ubicado en la región suroccidental de Cuba (21°25' a 22°41' N y 80°52' a 84°00' O). Tiene una superficie aproximada de 21.305 km<sup>2</sup>, con una profundidad media de 6 m (Cerdeira *et al.* 2008) (Fig. 1).

Los fondos blandos del GB, se caracterizan por ser fangosos, arenosos, areno-fangosos y fangos-arenosos, cubiertos o no de pastos marinos, con predominio de la fanerógama *Thalassia testudinum* (K.D.Köenig 1805). Dentro de los factores que afectan el GB serían aquellos relacionados con acciones antrópicas tales como el vertimiento de residuos industriales, agropecuarios y domésticos, cuyas fuentes emisoras se localizan en la costa sur de las provincias Artemisa y Mayabeque (Perigó *et al.* 2005). Otro factor que afecta el GB sería el de los huracanes o ciclones tropicales, los cuales han sido más frecuentes e intensos en esta región generando impactos negativos de origen natural en las pesquerías, la calidad de los hábitats y la hidrología (Puga *et al.* 2013, Betanzos-Vega *et al.* 2019).



**Figura 1.** Localización de los sitios de muestreo (1-13) de variables abióticas y moluscos bentónicos de fondos blandos en las prospecciones ecológicas realizadas en tres zonas (I-III) del golfo de Batabanó, Cuba durante el 2004 (a) y entre el 2008-2009 (b). Las líneas discontinuas denotan los límites virtuales de las zonas / Location of sampling sites (1-13) for abiotic variables and benthic soft-bottom mollusks in the ecological surveys carried out in three zones (I-III) of the Gulf of Batabanó, Cuba during 2004 (a) and between 2008-2009 (b). The dashed lines denote virtual limits of the zones

Se registraron cuatro variables fisicoquímicas (salinidad, temperatura, turbidez y profundidad) en la columna de agua y se colectaron moluscos en 13 sitios de muestreos distribuidos por el GB, en 5 cruceros de investigación en un periodo comprendido entre el 2004-2009 (noviembre 2004, agosto y octubre 2008, abril y agosto 2009). La toma de muestras se realizó en 13 sitios de muestreo en las mismas áreas cada año.

Para detectar las variaciones a escala espacial, el GB se dividió en tres zonas de acuerdo al criterio de Arias-Schreiber *et al.* (2008). La Zona I se caracterizó por presentar la mayor concentración de focos contaminantes (destilerías, asentamientos humanos e industriales) en la región (Perigó *et al.* 2005). La Zona II y III fueron propuestas considerando una mayor influencia de tierra firme de la isla principal (Cuba) para la Zona II y mayor influencia marina en la Zona III.

La información de las variables abióticas salinidad, temperatura y turbidez, analizadas por Betanzos-Vega *et al.* (2019) se incluyeron para conocer su influencia en los diferentes índices de biodiversidad. Estas variables se midieron *in situ* con una sonda multiparamétrica HANNA® HI 9828 (precisión de  $\pm 0,01$ ), y la turbidez con un turbidímetro HANNA® HI 93703-11 con precisión de  $\pm 0,01$  FTU (Unidad de Turbidez de la Formazina). Se registraron mediciones de la profundidad en cada sitio de muestreo mediante una ecosonda Garmin® modelo EchoMAP, UHD, 64Cv.6.

La recolección de los moluscos se realizó mediante la metodología descrita en Alcolado (1990). Se recolectaron tres réplicas por sitio de muestreo y se seleccionaron solamente moluscos vivos. La identificación taxonómica de los especímenes fue de acuerdo con la literatura taxonómica de Espinosa & Ortea (2003) y Mikkelsen & Bieler (2008). El ordenamiento taxonómico se basó en Bouchet *et al.* (2005), Espinosa *et al.* (2005, 2007) y el Registro Mundial de Especies (WoRMS 2022).

#### MÉTRICAS DE BIODIVERSIDAD

Se usaron seis métricas de biodiversidad. Tres métricas correspondieron a la diversidad de especies, riqueza de especies (S), equidad de Pielou ( $J'$ ) (Pielou 1966) y diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ) (Shannon 1948).

Las expresiones algebraicas fueron: 1) riqueza de especie (S, número de especies), 2) Equidad de Pielou ( $J' = H' / \log_e S$ ) y 3) Diversidad de Shannon-Wiener ( $H' = -\sum Pi \times \log Pi$ ), donde S es el número de especies colectadas,  $Pi$  es la abundancia proporcional de la especie  $i$ ,  $\log_e$  es logaritmo neperiano, y  $H'$  es la diversidad de Shannon-Wiener o Shannon.

Para describir la biodiversidad taxonómica se utilizaron tres métricas creadas por Warwick & Clarke (1995) y Clarke & Warwick (1998, 2001). Estas expresiones algebraicas fueron:

Diversidad taxonómica (Delta):

$$\Delta = \frac{\sum \sum_{i < j} W_{ij} X_i X_j}{N(N-1)/2}$$

Distintividad taxonómica promedio (Delta\*):

$$\Delta^+ = \frac{\sum \sum_{i < j} W_{ij}}{S(S-1)/2}$$

Variación de la distintividad taxonómica (Lambda\*):

$$\Lambda^+ = \frac{\sum \sum_{i < j} (W_{ij} - \Delta^+)^2}{S(S-1)/2}$$

donde:  $X_i$  y  $X_j$  son el número de individuos de la especie  $i$  y  $j$  en la muestra,  $W_{ij}$  es la distancia taxonómica a través del árbol de clasificación Linneana de cualquier par de individuos, siendo el primero para la especie  $i$  y el segundo para la especie  $j$ ,  $N$  es el número total de individuos y  $S$  el número total de especies en la muestra. El cálculo estadístico de estos tres índices se realizó sobre la base de una matriz de agregación de cinco niveles taxonómicos (especie, género, familia, orden y clase).

#### ANÁLISIS ESTADÍSTICO

La congruencia entre las métricas de biodiversidad se realizó mediante correlaciones por rangos de Spearman ( $r_s$ ), las cuales fueron representadas en una matriz de diagrama de dispersión. Para conocer las respuestas de las métricas a las variables abióticas analizadas se realizó un análisis BEST (BIO-ENV) con 1.000 permutaciones al azar (Clarke & Gorley 2015) usando los valores de los índices calculados en cada sitio de muestreo.

La incidencia de los años y las zonas sobre las métricas fue determinada mediante un análisis de varianza permutacional (PERMANOVA) (Anderson *et al.* 2008), a partir de la matriz de similitud Bray Curtis con los valores de cada índice de biodiversidad y la riqueza de especies, previa transformación de los datos con raíz cuadrada. Los factores años (con cinco niveles) y zonas (con tres niveles) fueron fijos e independientes. Las magnitudes de los efectos asociados a cada factor se estimaron mediante el componente de variación (ECV) (Anderson *et al.* 2008). Las técnicas univariadas y multivariadas aplicadas a los datos fueron realizadas mediante el programa PRIMER v7 con PERMANOVA + add on (Clarke & Gorley 2015).

## RESULTADOS

#### CONGRUENCIA ENTRE LAS MÉTRICAS DE BIODIVERSIDAD

Los valores promedios y rangos de las métricas de biodiversidad y variables abióticas en el periodo 2004-2009 se resumen en la Tabla 1.

Las correlaciones más fuertes se hallaron entre la riqueza de especies ( $S$ ) vs diversidad de Shannon ( $H'$ ) ( $r_s = 0,76$ ;  $P = 0,001$ ) y la equitatividad de Pielou ( $J'$ ) vs diversidad taxonómica ( $\Delta$ ) ( $r_s = 0,77$ ;  $P < 0,001$ ) (Fig. 2).

Correlaciones significativas también se observaron entre la diversidad de Shannon ( $H'$ ) vs diversidad taxonómica ( $\Delta$ ) ( $r_s = 0,64$ ;  $P < 0,001$ ) y la equitatividad de Pielou ( $J'$ ) vs diversidad de Shannon ( $H'$ ) ( $r_s = 0,40$ ;  $P = 0,001$ ).

**Tabla 1. Valores promedios ( $\pm$ DE) y rangos de las métricas de biodiversidad y variables abióticas analizadas en el periodo 2004-2009 en el golfo de Batabanó / Average values ( $\pm$  SD) and ranges of the biodiversity metrics and abiotic variables analyzed in the period 2004-2009 in the Gulf of Batabanó**

	Variables	Promedio	Rango
Métricas de biodiversidad	Riqueza de especie ( $S$ )	15,5 $\pm$ 4,15	2,0-44,0
	Equidad de Pielou ( $J'$ )	0,78 $\pm$ 0,03	0,23-1,00
	Diversidad Shannon ( $H'$ )	1,99 $\pm$ 0,41	0,41-3,25
	Diversidad taxonómica ( $\Delta$ )	66,56 $\pm$ 6,36	15,64-100
	Distintividad taxonómica promedio ( $\Delta^+$ )	83,96 $\pm$ 2,05	65,33-100
	Variación distintividad taxonómica ( $\Lambda^+$ )	295,87 $\pm$ 79,13	0,0-774,6
Variables abióticas	Salinidad ( $Sa$ )	37,93 $\pm$ 0,23	34,5-41,0
	Temperatura ( $Te$ , °C)	29,00 $\pm$ 2,47	26,0-32,9
	Turbidez ( $Tu$ , FTU)	3,34 $\pm$ 1,11	0,53-17,6
	Profundidad ( $Pr$ , m)	5,32 $\pm$ 0,10	2,3-10,0

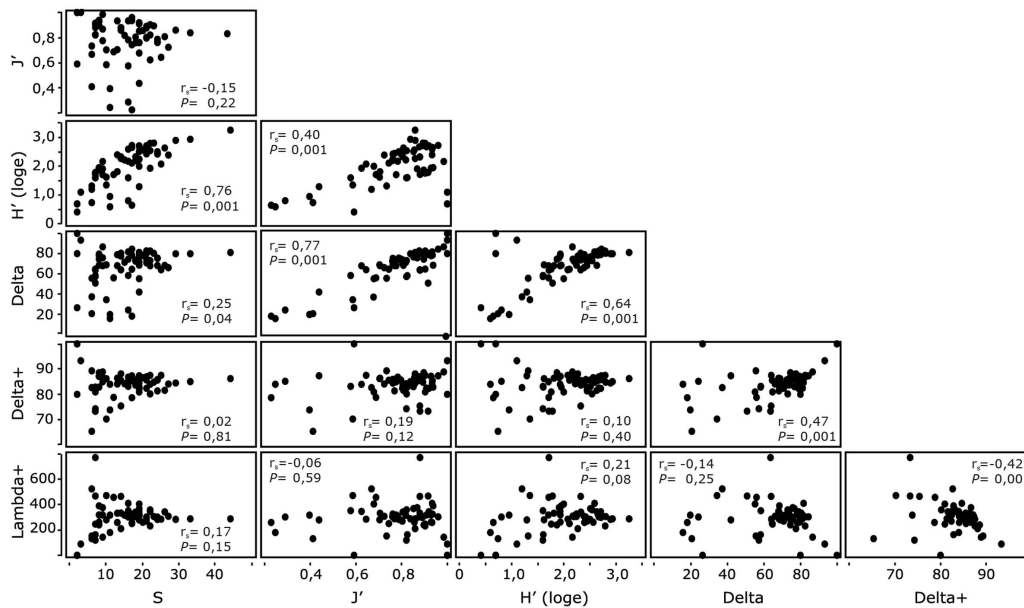


Figura 2. Matriz de diagrama de dispersión de las métricas de biodiversidad incluyendo las correlaciones de Spearman (rs). (N= 65) / Scatter plot matrix of biodiversity metrics including Spearman correlations (rs). (N= 65)

La distintividad taxonómica promedio ( $\Delta^+$ ) y la variación en la distintividad taxonómica ( $\Lambda^+$ ) no mostraron correlaciones fuertes y significativas con la riqueza de especie, equidad de Pielou ni índice de Shannon. Sin embargo, se observaron coeficientes de correlación significativos entre la diversidad de Shannon ( $H'$ ) vs la diversidad taxonómica ( $\Delta$ ) y la distintividad taxonómica promedio  $\Delta^+$  vs la variación en la distintividad taxonómica ( $\Lambda^+$ ), siendo esta asociación negativa (Fig. 2).

### RESPUESTA DE LAS MÉTRICAS DE BIODIVERSIDAD A LAS VARIABLES ABIÓTICAS, LOS AÑOS Y LAS ZONAS

Las respuestas de las métricas a las variables abióticas se muestran en la Tabla 2.

La temperatura, salinidad y profundidad fueron las variables que incidieron sobre la riqueza de especies (S). La  $J'$ ,  $H'$  y  $\Delta$  no fueron afectados significativamente por ninguna de las cuatro variables abióticas analizadas en el presente estudio. Sin embargo, estas variables afectaron significativamente a  $\Delta^+$ , mientras que la turbidez, salinidad y profundidad, afectaron a  $\Lambda^+$  (Tabla 2).

Los resultados del PERMANOVA para cada métrica de biodiversidad se muestran en la Tabla 3. La interacción entre los años y las zonas fue significativa para S,  $\Delta^+$  y  $\Lambda^+$  indicando que los efectos independientes de ambos factores no fueron consistentes.

Tabla 2. Análisis BEST (BIO-ENV) acorde a las variables abióticas analizadas en el presente estudio. Los valores de P en negrita indican la existencia de diferencias estadísticas significativas. Ver Tabla 1 para las abreviaturas y símbolos / BEST (BIO-ENV) analysis according to abiotic variables analyzed in the present study. P values in bold indicate the existence of significant statistical differences. See Table 1 for abbreviations and symbols

Métricas / biodiversidad	Variables mejores representadas	BEST $\rho$	$P \leq 0,05$
S	Te, Sa, Pr	0,29	<b>0,007</b>
$J'$	Tu, Pr	0,12	0,135
$H'$	Te, Sa, Pr	0,15	0,051
$\Delta$	Te, Sa, Pr	0,17	0,053
$\Delta^+$	Tu, Te, Sa, Pr	0,41	<b>0,015</b>
$\Lambda^+$	Tu, Sa, Pr	0,52	<b>0,018</b>

Tabla 3. Valores de pseudo-F valores para las métricas de biodiversidad con los dos factores y sus interacciones. Los valores en cursiva indican diferencias estadísticas significativas para  $P \leq 0,05$ . Los valores con asterisco (\*) muestran el factor con mayor coeficiente de variación. Ver Tabla 1 para los símbolos y abreviaciones / Pseudo-F values for biodiversity metrics with two factors and their interactions. Values in italics indicate statistically significant differences for  $P \leq 0.05$ . Values with an asterisk (\*) show the factor with the highest coefficient of variation. See Table 1 for symbols and abbreviations

Fuentes / variación	g.l	S	$J'$	$H'$	$\Delta$	$\Delta^+$	$\Lambda^+$
Años	4	<b>9,41*</b>	0,77	<b>4,28</b>	1,53	<b>4,03*</b>	<b>2,58</b>
Zonas	2	<b>6,08</b>	<b>4,24*</b>	<b>5,70*</b>	<b>8,60*</b>	<b>3,12</b>	<b>5,18*</b>
Años x Zonas	4	<b>3,54</b>	0,68	2,37	0,42	<b>3,41</b>	<b>2,21</b>
Error	54						
Total	64						

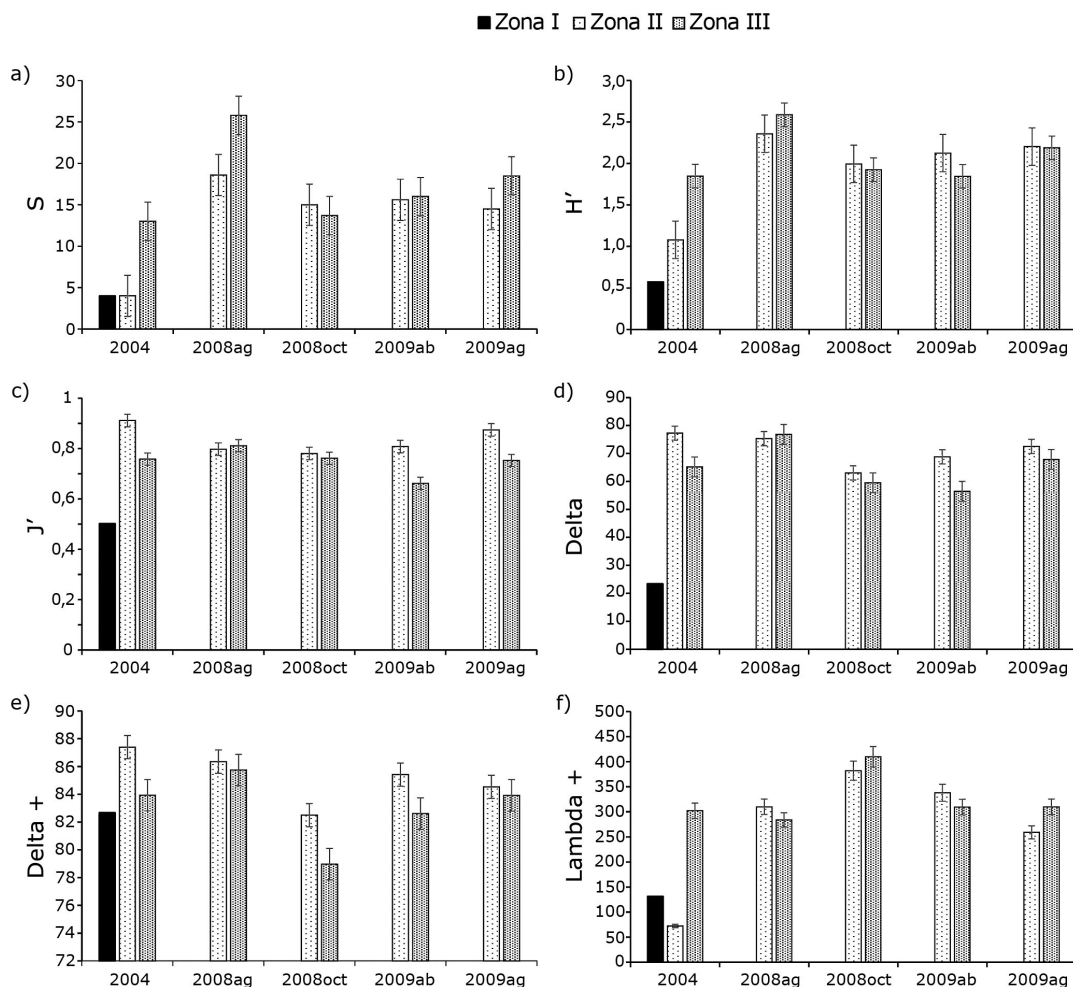
g.l: grados de libertad

Para S, las diferencias significativas encontradas en la interacción fueron debidas al valor alto ( $22,5 \pm 2,3$ ) en agosto 2008, así como al registrado ( $17,8 \pm 2,0$ ) en la Zona III de este mismo mes y año, respecto al resto de los años estudiados. También se debió al valor alto ( $13 \pm 2,5$ ) en la Zona III con respecto a los bajos valores de la Zona I y Zona II para el 2004 (Fig. 3a).

Para  $\Delta^+$ , las diferencias estadísticas de la interacción se debieron al valor bajo ( $\Delta^+ = 80,5 \pm 1,71$ ) de octubre 2008 y al calculado ( $\Delta^+ = 78,9 \pm 1,6$ ) en la Zona III de este mismo mes y año con respecto al resto de los años estudiados. Otras diferencias fueron al valor alto ( $\Delta^+ = 87 \pm 2,8$ ) de la Zona II con respecto a las Zonas I y Zona III del 2004 y al valor bajo ( $\Delta^+ = 82,6 \pm 0,3$ ) de la Zona III con respecto a la Zona II ( $\Delta^+ = 85,5 \pm 0,6$ ) en abril 2009 (Fig. 3e).

$\Lambda^+$  tuvo diferencias significativas en su interacción debido al valor alto ( $\Lambda^+ = 396,9 \pm 35,4$ ) obtenido en octubre 2008 y a los valores altos de la Zona II ( $\Lambda^+ = 381,9 \pm 23,3$ ) y Zona III ( $\Lambda^+ = 409,6 \pm 40,3$ ) al compararlo con el resto de los años estudiados (ver Fig. 3f). Otras diferencias fueron por el valor alto ( $\Lambda^+ = 302 \pm 21$ ) de la Zona III en el 2004 y en esta misma zona ( $\Lambda^+ = 309,8 \pm 10$ ) en agosto 2009 (Fig. 3f).

$H'$  fue afectada por los años y las zonas de manera independiente, siendo el factor zonal el que más explicó las variaciones observadas en este índice de biodiversidad. Las diferencias se observaron por el valor alto ( $H' = 2,48 \pm 0,11$ ) de agosto 2008 con respecto al resto de los años analizados. Las diferencias en cuanto a las zonas se debieron al valor bajo ( $H' = 0,57 \pm 0,41$ ) hallado en la Zona I con respecto a los valores de la Zona II ( $H' = 1,07 \pm 0,78$ ) y Zona III ( $H' = 1,84 \pm 0,89$ ) del 2004 y al valor alto ( $H' = 2,5 \pm 0,14$ ) registrado en la Zona III de agosto 2008 con respecto a los valores bajos de esta misma zona en el resto de los años estudiados (Fig. 3b).



**Figura 3.** Valores medio ( $\pm$ DE) de las seis métricas de biodiversidad estimadas en las tres zonas (Zona I, Zona II, Zona III) para cada año (ag= agosto, oct= octubre, ab= abril). S: riqueza de especies,  $H'$ : diversidad de Shannon,  $J'$ : equidad de Pielou, Delta: diversidad taxonómica,  $\Delta^+$ : distintividad taxonómica promedio,  $\Lambda^+$ : variación en la distintividad taxonómica / Average values ( $\pm$  SD) of the six estimated biodiversity metrics in three zones (Zone I, Zone II, Zone III) for each year (ag= August, oct= October, ab= April 2009). S: species richness,  $H'$ : Shannon diversity,  $J'$ : Pielou equity, Delta: taxonomic diversity,  $\Delta^+$ : average taxonomic distinctiveness,  $\Lambda^+$ : variation in taxonomic distinctiveness

El efecto causado por el factor zonas sobre  $J'$  y  $\Delta$  fue consistente explicando las variaciones observadas en estos índices (Tabla 3). Para ambos índices las diferencias fueron por los valores bajos obtenidos en la Zona I con respecto a las Zonas II y III del 2004 (Fig. 3c y d).  $J'$  presentó valores bajos en la Zona III en abril y agosto 2009 respecto a los años 2004 y 2008 (Fig. 3c), mientras que  $\Delta$  tuvo valores bajos en la Zona III en octubre 2008 y abril 2009 (Fig. 3d).

## DISCUSIÓN

### CONGRUENCIA ENTRE LAS MÉTRICAS DE BIODIVERSIDAD

Gascón *et al.* (2009) argumentaron que diferentes índices de biodiversidad no pueden considerarse redundantes, sino complementarios, cuando son sensibles a diferentes factores ambientales. Por lo tanto, la respuesta métrica a los impulsos ambientales no debe ser ignorada. Los resultados del presente trabajo avalan entonces la argumentación señalada por este autor, ya que varios índices de biodiversidad exhibieron coeficientes de correlación altos y significativos, pero se observaron ciertas diferencias en la sensibilidad de estos ante las variables abióticas y los factores analizados.

La congruencia hallada entre las métricas de diversidad de especies (riqueza de especies, diversidad de Shannon y equidad de Pielou) evidenció cierto nivel de redundancia, pero como la sensibilidad a las variables abióticas, a los años y las zonas fue diferente para cada índice, no se puede considerar esta aseveración. En este sentido, se puede afirmar que estas métricas se complementan aportando nueva información para el análisis de la biodiversidad. Similares resultados fueron obtenidos por Gascón *et al.* (2009), Tolonen *et al.* (2017) y García-Girón *et al.* (2019), quienes detectaron altas correlaciones entre estos índices de biodiversidad, pero las diferencias en las respuestas ante la variabilidad ambiental revelaron el aporte de información complementaria para conocer los efectos del ambiente sobre la estructura de las asociaciones de especies.

Las correlaciones altas y significativas de la diversidad taxonómica ( $\Delta$ ) con la diversidad de Shannon ( $H'$ ) y la equitatividad ( $J'$ ), demostraron la dependencia de  $\Delta$  con la riqueza de especies y por tanto con el esfuerzo de muestreo. Este resultado indicó que  $\Delta$  puede ser afectada por la variación natural (*e.g.*, diferentes tipos de hábitats), aspecto no deseado para el monitoreo ambiental, lo que dificultaría su uso para hacer comparaciones entre estudios realizados en diferentes localidades y tiempos (Leonard *et al.* 2006). Además, este índice no fue afectado por ninguna de las variables abióticas, demostrando el poco aporte de nueva información para los estudios de monitoreo ambiental y por tanto no se considera como un buen indicador ecológico. Un resultado similar fue obtenido por Gascón *et al.* (2009), Zhou *et al.* (2012) y Tolonen *et al.* (2017).

La correlación negativa y significativa entre los índices de distintividad taxonómica ( $\Delta^+$  y  $\Lambda^+$ ) fue similar a lo reportado por Gascón *et al.* (2009) y Tolonen *et al.* (2017). Diferentes a los registrados por Heino *et al.* (2007), Leira *et al.* (2009) y Gallardo *et al.* (2011), quienes obtuvieron valores positivos y significativos y a los de Mérigot *et al.* (2007) con valores no significativos. En este contexto, Clarke & Warwick (2001) afirmaron que las correlaciones entre estos índices pueden ser negativos o positivos, pero no invalida el uso de los mimos en los estudios de biodiversidad.

La no correlación de los índices  $\Delta^+$  y  $\Lambda^+$  con los tradicionales ( $S$ ,  $H'$  y  $J'$ ) fue un resultado esperado, que corroboró lo planteado por varios autores de la independencia de estos índices con respecto al tamaño de muestra y esfuerzo de muestreo (Heino *et al.* 2007, Gallardo *et al.* 2011), característica deseada en un índice para el monitoreo ambiental. Lo anterior sugiere que ambos índices pueden ser utilizados para el análisis de datos históricos y/o con diferencias en el muestreo. Además, proveen información adicional para el análisis de la biodiversidad, y por tanto sobre la calidad ambiental, reflejando las adaptaciones evolutivas de los ecosistemas a largo plazo. Mientras que los índices de diversidad tradicionales responden a cambios ambientales a corto plazo (Gallardo *et al.* 2011).

### RESPUESTA DE LAS MÉTRICAS DE BIODIVERSIDAD A LAS VARIABLES ABIÓTICAS, AÑOS Y ZONAS

Los índices de biodiversidad fueron sensibles a la variación de las condiciones ambientales que prevalecieron en el GB durante el periodo de estudio. La variabilidad interanual fue debida al paso de tres huracanes (uno en el 2004 y dos en el 2008) que impactaron directamente al golfo (Puga *et al.* 2013, Alzugaray 2015). Los efectos causados a escala espacial (zonas) por actividades antrópicas, como la contaminación orgánica (Perigó *et al.* 2005, Loza *et al.* 2007) y represado de los ríos (Piñero *et al.* 2006), han quedado registrados en los índices de biodiversidad analizadas en este estudio.

El hecho que  $S$ ,  $\Delta^+$  y  $\Lambda^+$  hayan sido capaces de detectar los efectos causados por las variables abióticas y la no consistencia de los factores años y zonas, demuestra su potencial uso para evaluar cambios en la biodiversidad de las asociaciones de especies bentónicas del GB. Betanzos-Vega *et al.* (2019) demostraron la existencia de variación significativa espacio-temporal en la hidrología del golfo en diferentes periodos (alta y baja actividad ciclónica) y situaciones ambientales (antes y después del represado de los ríos). Estos autores señalaron incrementos de 2,3 en la salinidad media del golfo, con amplificación en la distribución espacial de valores de hipersalinidad (37-41) e incremento en el tenor halino al oeste (Zona II en el presente estudio) del golfo. Todas estas variaciones fueron detectadas por estas métricas de biodiversidad, pero además demostraron que el efecto

combinado de estas a escala espacial (con mayor incidencia por las actividades antrópicas) y temporal (actividad ciclónica, para este estudio) fueron determinantes en las variaciones observadas en estos índices. Estos resultados fueron similares a los reportados por Ramos-Miranda *et al.* (2005), cuando al analizar los cambios de cuatro facetas de biodiversidad en comunidades de peces de una laguna costera tropical en un periodo de 18 años, observaron que los valores bajos y significativos de  $S$  y  $\Delta^+$  fueron debido a la interacción de los años con las zonas, mostrando así el efecto no constante de ambos factores.

Un análisis comparativo de las métricas  $S$ ,  $\Delta^+$  y  $\Lambda^+$  entre el periodo que abarcó este estudio (2004-2009) y el de 1981-1985 (Martínez-Estalella & Alcolado 1990), evidenció a los bivalvos con buena distribución y abundancia a diferencia del periodo 1981-1985 que fueron los gasterópodos. La ausencia de gasterópodos y escafópodos en los sitios localizados en la Zona I con prevalencia absoluta de bivalvos, dentro de los cuales *Chione cancellata* (Linnaeus, 1767) y *Eurytellina nitens* (C.B. Adams, 1845) presentaron las mayores abundancias y distribución, fue una evidencia de pérdida de especies. Estas especies pueden tolerar altas salinidades (*e.g.*, *C. cancellata*) y valores altos de materia orgánica (*e.g.*, *E. nitens*), según Espinosa (1992). Para las Zona II y Zona III fue evidente el aumento en abundancia y/o distribución de los bivalvos *Lucinida* sp., *C. cancellata*, *Laevicradium serratum* (Linnaeus, 1758), *Tucetona pectinata* (Gmelin, 1791) y *Arca zebra* Swainson, 1833, especies con bajas abundancias y/o distribución en el periodo 1981-1985. Además, la estructura taxonómica de los moluscos en el periodo 2004-2009 se caracterizó por una reducción significativa en el número de categorías taxonómicas y una distribución poco equitativa de las especies en esas categorías. Lo anterior indicó que las especies que conformaron dicha estructura estuvieron taxonómicamente más emparentadas entre sí, demostrando cierto deterioro ambiental. Resultado similar fueron obtenidos por Capetillo-Piñar *et al.* (2015, 2016).

Un resultado no esperado fue el efecto significativo de la profundidad sobre  $S$ ,  $\Delta^+$  y  $\Lambda^+$ , dado a que la profundidad en el GB no presenta grandes variaciones (alrededor de 6 m). Sin embargo, en algunos sitios de muestreo ubicados al sur de la provincia de Pinar del Río y ensenada de La Broa, que presentaron mayores profundidades (10 y 9 m respectivamente) y se localizaron cerca de las costas con ríos o escurrimientos terrígenos, fueron observados materiales alóctonos al ambiente marino, los cuales habían sido trasladados desde tierra firme. Se comprobó así, que el efecto fue debido a que estos sitios son áreas donde quedan atrapados sedimentos y otros materiales los cuales no favorecen el desarrollo de los moluscos.

Diferentes métricas de biodiversidad pueden estar influenciadas de formas diferentes y a disímiles escalas espacio-temporales (Ramos-Miranda *et al.* 2005). En concordancia con esta afirmación y tomando como referencia la turbidez, variable que fue la más afectada después del paso de los huracanes (Betanzos-Vega *et al.* 2019), se tiene que los índices de distintividad taxonómica fueron los más sensibles en detectar el efecto de esta variable (Tabla 2). Sin embargo, solamente  $\Delta^+$  fue capaz de detectar el efecto de las cuatro variables abióticas analizadas, tomando como ejemplo que la salinidad (cuyos cambios fueron debido principalmente a la incidencia antrópica), presentó variaciones significativas a escala espacial y temporal (Betanzos-Vega *et al.* 2019). Lo anterior ratifica las afirmaciones de Warwick & Clarke (1995, 1998) acerca de la sensibilidad de  $\Delta^+$  y  $\Lambda^+$  a los impactos antropogénicos (*e.g.*, contaminación); pero además se puede adicionar la sensibilidad de estos para detectar los efectos causados por eventos meteorológicos extremos como los huracanes (Capetillo-Piñar *et al.* 2016).

La diversidad de una comunidad puede ser afectada en cortos periodos de tiempo por las características específicas del ambiente local, la abundancia de recursos, de disturbios y la concentración de sustancias nocivas en el ambiente (Valiela 1995). En este contexto, la similitud en las respuestas de las métricas de biodiversidad ante el factor zona (Tabla 3), avala la existencia de efectos negativos en las asociaciones de moluscos del GB. Varios autores (Perigó *et al.* 2005 y Loza *et al.* 2007) hallaron pérdida en la calidad de las aguas y sedimentos en la Zona I y pérdida de coberturas de pastos marinos (Arias-Schreiber *et al.* 2008, Cerdeira *et al.* 2008), así como de diversidad y abundancia en comunidades zoobentónicas (Lopeztegui & Capetillo 2008, Lopeztegui & Martínez 2020) en la Zona II, en áreas colindantes con tierra firme, siendo estas zonas las que presentaron valores bajos en algunos índices de biodiversidad (Fig. 3).

El hecho de que  $J'$ ,  $H'$  y  $\Delta$  no hayan sido sensibles a las variables abióticas pero si a los factores analizados, mientras que otras ( $S$ ,  $\Delta^+$ ,  $\Lambda^+$ ) fueron sensibles a esas variables abióticas y factores, tiene implicaciones prácticas en la evaluación y monitoreo de la biodiversidad en esta región. Este resultado evidenció que con estas métricas sería suficiente para monitorear la calidad ambiental del GB. Sin embargo, respecto a  $S$ , estos resultados deben verse con cautela debido a su dependencia al esfuerzo de muestreo, el cual en este estudio estuvo controlado.



Por otra parte, si se determina evaluar toda la complejidad de la biodiversidad, es recomendable utilizar todas estas métricas en su conjunto. En este sentido, varios autores concluyeron que dirigir los estudios sobre un simple componente (diversidad de especies o taxonómica) de biodiversidad es insuficiente para evaluar el resto de sus componentes (Cabeza & Moilanen 2001, Bonn & Gaston 2005), lo que reafirma la necesidad de tener un enfoque multidimensional mediante la combinación de varias métricas de biodiversidad para el monitoreo ambiental (Friberg *et al.* 2011).

El presente trabajo demostró como la congruencia existente entre la mayoría de las métricas de biodiversidad no resultó en dar información redundante, sino adicional para el análisis de la biodiversidad y monitoreo ambiental. En este contexto, la complementariedad de cada métrica se observó con las diferentes respuestas ante las variables abióticas y factores analizados en este estudio. Las métricas de riqueza de especies (S) y de distintividad taxonómica  $\Delta^+$  y  $\Lambda^+$  demostraron tener el mejor desempeño para monitorear la calidad ambiental en el golfo, por lo que se recomienda su uso para lograr este objetivo. Este hallazgo ratificó que el uso multidimensional de varias métricas (diversidad de especies y taxonómicas, en este estudio) constituye una herramienta eficiente para el monitoreo ambiental y que se debe promover estudios de esta naturaleza, en diferentes grupos de organismos.

## AGRADECIMIENTOS

Al Centro de Investigaciones Pesqueras (CIP) y al Instituto de Ciencias del Mar (ICIMAR) de Cuba, así como a Annia Martínez Milanés, Rafael Palma, y Rene Hernández Almaguer, por todo el apoyo logístico y personal. Un especial agradecimiento a José Espinosa Sáez por su valiosa colaboración en el trabajo de campo e identificación de las especies. Nuestro agradecimiento también a los evaluadores anónimos por sus aportes en la mejora del trabajo.

## LITERATURA CITADA

**Alcolado PM. 1990.** El bentos de la macrolaguna del Golfo de Batabanó, 161 pp. Editorial Academia, La Habana.

**Alcolado PM & 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* 14(2): 79-84.

**Alzugaray RM. 2015.** Efecto de los ciclones tropicales sobre el reclutamiento de la langosta *Panulirus argus* (Latreille, 1804) en el Golfo de Batabanó, Cuba. Tesis de Master en Biología Marina y Acuicultura con Mención en Biología Marina, Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana, La Habana, 64 pp. <<http://hdl.handle.net/1834/8386>>

**Anderson MJ, RN Gorley & KR Clarke. 2008.** PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E, Plymouth.

**Arias-Schreiber M, M Wolf, M Cano, B Martínez-Daranas, Z Marcos, G Hidalgo, S Castellanos, R del Valle, M Abreu, JC Martínez, J Díaz & A Areces. 2008.** Changes in benthic assemblages of the Gulf of Batabanó (Cuba)- results from cruises undertaken during 1981-85 and 2003-04. *Pan American Journal of Aquatic Sciences* 3(1): 49-60.

**Betanzos A, N Capetillo, A Lopeztegui & B Martínez-Daranas. 2013.** Variación espacio-temporal de la turbidez y calidad en cuerpos de agua marina de uso pesquero, región norcentral de Cuba, 2008-2010. *Serie Oceanológica* 12: 24-35.

**Betanzos-Vega A, N Capetillo-Piñar, A Lopeztegui-Castillo, Y Garcés-Rodríguez & A Tripp-Quezada. 2019.** Parámetros meteorológicos, represamiento fluvial y huracanes. Variaciones en la hidrología del golfo de Batabanó, Cuba. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 54(3): 308-318.

**Bonn A & KJ Gaston. 2005.** Capturing biodiversity: selecting priority areas for conservation using different criteria. *Biodiversity and Conservation* 14: 1083-1100.

**Bouchet P, J Freda, B Hausdorf, W Ponder, A Valdes & A Warén. 2005.** Working classification of the Gastropoda. In: Bouchet P & JP Rocroi (eds). *Classification and nomenclature of Gastropoda families*. *Malacología* 47(1-2): 241-266.

**Cabeza M & A Moilanen. 2001.** Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 242-248.

**Capetillo-Piñar N, MT Villalejo-Fuerte & A Tripp-Quezada. 2015.** Distinción taxonómica de los moluscos de fondos blandos del Golfo de Batabanó, Cuba. *Latin American Journal of Aquatic Research* 43(5): 856-872.

**Capetillo-Piñar N, J Espinosa, A Tripp-Valdez & A Tripp-Quezada. 2016.** The impact of cyclonic activity during 1981-1985 and 2004-2009 on taxonomic diversity of mollusks in the Gulf of Batabanó, Cuba. *Hidrobiológica* 26(1): 121-131.

**Cerdeira S, S Lorenzo-Sánchez, A Areces-Molleda & C Martínez-Bayón. 2008.** Mapping of the spatial distribution of benthic habitats in the Gulf of Batabanó using Landsat-7 images. *Ciencias Marinas* 34(2): 213-222.

**Clarke KR & RM Warwick. 1998.** A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology* 35: 523-531.

**Clarke KR & RM Warwick. 2001.** A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series* 216: 265-278.

**Clarke KR & RN Gorley. 2015.** PRIMER v7: User Manual/ Tutorial, 296 pp. PRIMER-E, Plymouth.

**Espinosa J. 1992.** Sistemática y ecología de los moluscos bivalvos marinos de Cuba. Tesis de Doctor en Ciencias, Instituto de Oceanología, La Habana, 125 pp.

**Espinosa J & J Ortea. 2003.** Nuevas especies de moluscos marinos gasterópodos marinos (Mollusca: Gastropoda) de las Bahamas, Cuba y el Mar Caribe de Costa Rica. *Revista de la Academia Canaria de Ciencias* 15(3-4): 207-216.

- Espinosa J, J Ortea, M Caballer & L Moro. 2005.** Moluscos marinos de la península de Guanahacabibes, Pinar del Río, Cuba, con la descripción de nuevos taxones. *Avicennia* 18: 1-84.
- Espinosa J, J Ortea & R Fernández-Garcés. 2007.** Nuevos prosobranquios (Mollusca: Gastropoda) marinos del golfo de Batabanó, plataforma suroccidental de Cuba. *Avicennia* 19: 53-66.
- Fleishman E, RF Noss & BR Noon. 2006.** Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. *Ecological Indicators* 6: 543-553.
- Friberg N, N Bonada, DC Bradley, MJ Dunbar, FK Edwards, J Grey, RB Hayes, AG Hildrew, N Lamouroux, M Trimmer & G Woodward. 2011.** Biomonitoring of human impacts in freshwater ecosystems: the Good, the Bad and the Ugly. *Advances in Ecological Research* 44: 1-68.
- Gallardo G, S Gascón, X Quintana & FA Comín. 2011.** How to choose a biodiversity indicator - Redundancy and complementarity of biodiversity metrics in a freshwater ecosystem. *Ecological Indicator* 11(5): 1177-1184.
- García-Girón J, M Fernández-Aláez & C Fernández-Aláez. 2019.** Redundant or complementary? Evaluation of different metrics as surrogates of macrophyte biodiversity patterns in Mediterranean ponds. *Ecological Indicators* 101: 614-622.
- Gascón S, D Boix & J Sala. 2009.** Are different biodiversity metrics related to the same factors? *Biological Conservation* 142: 2602-2612.
- Guerra R, ME Chávez, K Hernández & E Tristá. 2005.** Cambios sedimentarios en la cuenca marina sur de la provincia Habana. *Revista Ciencias de la Tierra y el Espacio* 1(8): 35-44.
- Heino J, J Soininen, J Lappalainen & RR Virtanen. 2005.** The relationship between species richness and taxonomic distinctness in freshwater organisms. *Limnology and Oceanography* 50: 978-986.
- Heino J, H Mykrä, H Hämäläinen, J Aroviita & T Muotka. 2007.** Responses of taxonomic distinctness and species diversity indices to anthropogenic impacts and natural environmental gradients in stream macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 52: 1846-1861.
- Hidalgo G, W Toledo & A Granados-Barba. 2015.** Diversidad y distinción taxonómica de la macrofauna en fondos blandos de la plataforma norte y suroccidental cubana. *Latin American Journal of Aquatic Research* 43(5): 845-855.
- Hong Z, H Chaik & EZ Zhinan. 2010.** Taxonomic distinctness of macrofauna as an ecological indicator in Laizhou Bay and adjacent waters. *Journal of Ocean of University of China* 9: 350-358.
- Jover A, A Ramos, A Cabrera, AM Suárez, J Machell & JL Pérez-Lloréns. 2020.** Epiphytic macroalgae and hosts of the marine shelf of Cuba: Current status, composition and diversity. *Regional Studies in Marine Science* 34: 101-108.
- Leira M, G Chen, C Dalton, K Irvine & D Taylor. 2009.** Patterns in freshwater diatom taxonomic distinctness along an eutrophication gradient. *Freshwater Biology* 54: 1-14.
- Leonard DR, KR Clarke, PJ Somerfield & RM Warwick. 2006.** The application of an indicator based on taxonomic distinctness for UK marine biodiversity assessments. *Journal of Environmental Management* 78: 52-62.
- Lopeztegui A & N Capetillo. 2008.** Macrozoobentos como estimador del potencial alimentario para la langosta espinosa (*Panulirus argus*) en tres zonas al sur de Pinar del Río, Cuba. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas* 42(2): 187-203.
- Lopeztegui A & D Martínez. 2020.** 35 años de cambio en densidad y biomasa del megazoobentos del golfo de Batabanó, Cuba, e implicaciones para la langosta, *Panulirus argus* (Decapoda: Palinuridae). *Revista de Biología Tropical* 68(4): 1346-1356.
- Loza S, M Lugiayo, M Martínez, ME Miravet, J Montalvo & M Sánchez. 2007.** Evaluación de la calidad de las aguas del Golfo de Batabanó a partir de indicadores biológicos y químicos. *Revista Investigaciones Marinas* 28(2): 111-120.
- Magurran AE. 2004.** *Measuring biological diversity*, 253 pp. Wiley-Blackwell, Malden.
- Martínez-Estalella N & PM Alcolado. 1990.** Características generales de las comunidades de moluscos de la macrolaguna del Golfo de Batabanó. En: Alcolado PM (ed). *El bentos de la macrolaguna del Golfo de Batabanó*, pp. 53-74. Editorial Academia, La Habana.
- Matthaei CD, F Weller, DW Kelly & CR Townsend. 2006.** Impacts of fine sediments addition to tussock, pasture, dairy and deer farming streams in New Zealand. *Freshwater Biology* 51: 2154-2172.
- Mérigot B, JA Bertrand, JC Gaertner, JP Durbec, N Mazouni & C Manté. 2007.** The multi-component structuration of the species diversity of groundfish assemblages of the east coast of Corsica (Mediterranean Sea): variation according to the bathymetric strata. *Fisheries Research* 88: 120-132.
- Mikkelsen PM & R Bieler. 2008.** *Seashells of Southern Florida. Living marine mollusks on the Florida Keys and adjacent regions. Bivalves*, 503 pp. Princeton University Press, Princeton.
- Perigó AE, JF Montalvo, M Martínez-Canals, O Ramírez, G Suárez, J Simanca, A Perigó, C Martínez & DM Pérez. 2005.** Presiones antropogénicas y su relación con la Calidad Ambiental de la Ecorregión del golfo de Batabanó, Impactos y Respuestas. *Revista CENIC. Ciencias Biológicas Número Especial* 36: 8 p.
- Pielou EC. 1966.** Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. *Journal of Theoretical Biology* 10: 370-383.
- Piñeiro R, R Puga & G González-Sansón. 2006.** Bases para el manejo integrado del recurso langosta (*Panulirus argus*) en la zona costera sur de Pinar del Río. I. Factores ambientales. *Revista de Investigaciones Marinas* 27(3): 245-251.
- Puga R, R Piñeiro, R Alzugaray, LS Cobas, ME de León & O Morales. 2013.** Integrating anthropogenic and climatic factors in the assessment of the Caribbean spiny lobster (*Panulirus argus*) in Cuba: Implications for fishery management. *International Journal of Marine Science* 3(6): 36-45.

- Ramos-Miranda J, D Mouillot, D Flores-Hernández, A Sosa-López, T Do-Chi & L Ayala-Perez. 2005.** Changes in four complementary facets of fish diversity in a tropical coastal lagoon after 18 years: a functional interpretation. *Marine Ecology Progress Series* 34(1): 1-13.
- Shannon CE. 1948.** A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27: 379-423.
- Tolonen KT, A Vilmi, SM Karjalainen, S Hellsten & J Heino. 2017.** Do different facets of littoral macroinvertebrate diversity show congruent patterns in a large lake system? *Community Ecology* 18(1): 109-116.
- Valiela I. 1995.** *Marine ecological process*, 686 pp. Springer, New York.
- Warwick RM & KR Clarke. 1995.** New 'biodiversity' measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Marine Ecology Progress Series* 129: 301-305.
- Warwick RM & KR Clarke. 1998.** Taxonomic distinctness and environmental assessment. *Journal of Applied Ecology* 35: 532-543.
- Warwick RM & KR Clarke. 2001.** Practical measures of marine biodiversity based on relatedness of species. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 39: 207-231.
- WoRMS Editorial Board. 2022.** World Register of Marine Species. VLIZ - Flanders Marine Institute, Oostende. <<https://www.marinespecies.org>>
- Zhou H, Z Zhang, X Liu & E Hua. 2012.** Decadal change in sublittoral macrofaunal biodiversity in the Bohai Sea, China. *Marine Pollution Bulletin* 64: 2364-2373.

---

Recibido el 19 noviembre 2020

Aceptado el 21 enero 2022