

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA UTILIZANDO LOS MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS COMO BIOINDICADORES

S. Muñoz-Riveaux¹; C. Naranjo-López²; G. Garcés-González³; D. D. González Lazo²;
Y. Musle-Cordero²; L. Rodríguez-Montoya¹

¹Centro de Desarrollo de la Montaña. Limonar de Monte Ruz, C.P. 99500, El Salvador, Guantánamo. Cuba.

²Departamento de Biología. Universidad de Oriente. Patricio Lubumba s/n. Santiago de Cuba. Cuba.

³Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO). Museo de Historia Natural Tomás Romay. Santiago de Cuba. Cuba.

RESUMEN

Se elaboró una nueva metodología para la evaluación de la calidad del agua en ambientes lóticos para Cuba, sobre la base de la tolerancia a la contaminación de los macroinvertebrados dulceacuícolas. Inicialmente se confeccionó la tabla de tolerancia de macroinvertebrados, para lo cual se determinaron las familias indicadoras de la calidad del agua y sus niveles de tolerancia en una escala de 0-10. El segundo paso consistió en la validación de las tablas; inicialmente se determinaron localidades típicas bien conocidas por los investigadores, en las que se aplicó el índice BMWP-Cu (Biological Monitoring Working Prity) Cubano, modificado a partir del BMWP' de España, los valores obtenidos por el índice se agruparon en cinco clases de calidad que se corresponden con las establecidas en la península Ibérica.

PALABRAS CLAVE: contaminación acuática, ríos, macroinvertebrados acuáticos, BMWP, Cuba.

BENTONIC MACROINVERTEBRATES AS BIOINDICATORS OF WATER QUALITY

SUMMARY

A new methodology was designed for the evaluation of water quality in lotic environments in Cuba, using freshwater macroinvertebrate tolerance to pollution. First, a macroinvertebrate tolerance table was constructed by determining families of bioindicators of water quality and their tolerance levels on a scale of 0 – 10. Second, the tables were validated; initially typical sites were identified (well known by the researchers) in those that the index BMWP-Cu (Biological Monitoring Working Prity) Cubano was applied, according to the BMWP' of Spain. The values obtained by the index are grouped in five classes of quality that belong together with those established in the Iberian Peninsula.

KEY WORDS: aquatic pollution, rivers, aquatic macroinvertebrate, BMWP, Cuba.

INTRODUCCIÓN

Las metodologías de estudio y seguimiento de la calidad del agua, están basadas casi exclusivamente en el análisis de parámetros físico-químicos (ej: el índice simplificado de la calidad del agua (ISQA), índice automático de la calidad del agua (IAQA), etc.), pero la enorme variedad de contaminantes producidos y el hecho de que los vertidos son generalmente puntuales en el tiempo exigen de nuevas metodologías. Las técnicas que utilizan a los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad han demostrado su total eficacia en la detección de puntos de alteración y la cartografía de la calidad del agua (Alba-Tercedor, 1996).

El empleo de metodologías de evaluación con macroinvertebrados acuáticos posee varias ventajas evidentes: son de un costo inferior a la de análisis químico-físicos y existen técnicas de muestreo muy estandarizadas que no requieren equipos costosos; se logra una mayor rapidez en su aplicación y constituyen el reflejo de las afectaciones tiempos atrás; mientras que los métodos físico-químicos sólo reflejan lo que ocurre en el momento de la medición (por lo que deben de ser aplicados con una alta periodicidad); cuando se utilizan métodos biológicos que operan con el nivel taxonómico de familias, no se requieren especialistas para la determinación del material; el material vivo presenta un tamaño relativamente grande y de fácil muestreo; se encuentran en todos los sistemas

acuáticos; la gran mayoría de las especies son de naturaleza sedentaria. Por último, es necesario decir que no se trata de sustituir el uso de los métodos químico-físicos, sino de su racionalización y por tanto, de disminuir el costo del monitoreo y seguimiento en una cuenca hidrográfica.

En Cuba no existen antecedentes sobre la aplicación de índices biológicos para la determinación de la calidad de las aguas de los sistemas fluviales, lo que pudiera resultar no sólo novedoso sino también sustentable en comparación con los métodos tradicionales, además, si tenemos en cuenta que la diferencia de la biota entre los países de Centro América y Cuba es mínima, constituyendo una herramienta de fácil aplicación para los otros países del área.

Es por ello que el presente trabajo se trazó como objetivo, determinar las familias bioindicadoras de la calidad del agua en ríos cubanos y sus valores de tolerancia a la contaminación, aplicando el índice BMWP-Cu y validándolo con datos obtenidos en investigaciones realizadas en el Departamento de Biología de la Universidad de Oriente.

METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN

La investigación fue realizada en el Departamento de Biología de la Universidad de Oriente en un período de tres años (1999-2002), y consta de dos partes fundamentales; 1. confección de una tabla con los valores de tolerancia a la contaminación del agua de las familias de macroinvertebrados cubanos, 2. validación de la tabla.

Confección de la tabla de tolerancia a la contaminación de las familias de macroinvertebrados en ríos de Cuba

Determinación de las familias bioindicadoras de Cuba.

La lista de las familias bioindicadoras de Cuba (Cuadro 1) se confeccionó a partir de las propuestas de Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega (1988) para España, se incluyeron 49 familias que aparecen en las tablas españolas y que están presentes en Cuba. La lista se completó con 20 familias presentes en Cuba, que no aparecen en las tablas de España, pero que al ser sometidas a análisis de distribución en 49 localidades pudieron asignárseles valores de tolerancias apropiados, conociendo de antemano la posible pureza o carga de contaminantes de las aguas en estas estaciones, así como la ecología de dichas especies.

Determinación de los valores de tolerancia de las familias de macroinvertebrados de Cuba.

Asignación de los valores de tolerancias a las familias

bioindicadoras presentes en Cuba (Cuadro 1), para lo cual se tuvieron en cuenta los siguientes criterios:

- Puntuación otorgada a la tolerancia de las familias en España (BMWP') como punto de partida. A continuación se analizó la estructura específica, heterogeneidad de Shannon-Weaver y Diversidad de Simpson en 29 localidades típicas (Cuadro 2), así como el grado de aislamiento o exposición a la contaminación de dichas localidades. Estos criterios sirvieron para variar (aumentar, mantener o disminuir) los valores de tolerancias de las familias de España presentes en Cuba.
- En el caso de las 20 familias no presentes en España, se agruparon 49 localidades, donde fueron colectadas, con la ayuda del programa Cluster Analyses Ver. 5.0, el método de agrupación por Promedios Simples y el Índice de Distancia Euclidiana. Las variables utilizadas para la agrupación fueron: temperatura del agua, velocidad de la corriente, tipo de fondo y altura sobre el nivel del mar (msnm). Teniendo en cuenta el análisis anterior se le asignó a cada familia una puntuación en función de su exigencia (en cuanto a la calidad del agua) y presencia en cada grupo ecológico de estación. Las familias más exigentes (dos de Ephemeroptera y tres de Trichoptera) tienen una puntuación de 9 y 10, mientras que los menos exigentes (Gnathobdellidae y Gammaridae) tienen asignada una puntuación de 1.

Validación de la tabla de tolerancia a la contaminación de las familias de macroinvertebrados en ríos de Cuba.

Área de estudio

Una vez asignados los valores de tolerancias a todas las familias, las tablas fueron sometidas a su validación en 29 localidades. El criterio de selección seguido estuvo basado en el conocimiento a fondo de las localidades y su entorno por parte de los investigadores, las que fueron visitadas en más de una oportunidad; se escogieron cuatro cuencas de los ríos Jibacoa (Provincia Granma), Cautillo (Provincia Granma), Yara (Provincia Granma) y Mayarí (Provincia Holguín); en las cuatro cuencas se seleccionaron estaciones de las partes altas, medias y bajas, y se tuvieron en cuenta los focos de contaminación, de manera tal que *a priori* se podía predecir la posible calidad del agua al menos en tres categorías (buena, regular y mala), para corroborar lo anterior se les determinó a cada una de las estaciones la estructura específica, heterogeneidad de Shannon-Weaver y diversidad de Simpson (Cuadro 2).

Metodología de muestreo

En las 29 localidades escogidas se realizaron 49 muestreos; 29 en época de seca y 20 en lluvia (Cuadro 2). Para la toma de muestras se utilizaron tres métodos de

colecta: Levantamiento de piedras, Jameo contracorriente en rabiones y remansos y Jameo en orilla; para estos dos últimos métodos se utilizó un jamo formado por una red interna de 0.2 mm y una externa de 0.02 mm aproximadamente, de manera tal que se colectó la fauna presente en las raíces de las plantas acuáticas y las que se ubican debajo de las rocas, troncos y raíces.

Índices utilizados

BMWP-Cu. El Biological Monitoring Working Party (BMWP). Fue utilizado en Gran Bretaña (Hellawel, 1986; Armitage *et al.*, 1983) donde se ordenaron las familias en 10 niveles y se le hizo corresponder una puntuación entre 1 y 10 siguiendo un gradiente de mayor a menor tolerancia a la contaminación. Más tarde las tablas inglesas fueron adaptadas a la península Ibérica (Alba-Tercedor y Jiménez-Millán, 1987). En el presente trabajo se realizaron correcciones en la puntuación de los valores de tolerancia de las familias y se quitaron y añadieron familias, y se propone que el índice cubano sea denominado BMWP-Cu. Este índice se calcula para cada localidad o para cada muestreo, sumando los valores de tolerancia de todas las familias presentes o muestreadas en una localidad dada, el valor obtenido por comparación con la tabla clases de calidad (Cuadro 3) resulta el BMWP-Cu. Su fórmula es:

$$\text{BMWP-Cu} = T1 + T2 + T3 + TN.$$

TN = Valor de Tolerancia de cada familia.

Heterogeneidad de Shannon-Weaver

$$H = -\sum [P_i (\log_2 P_i)] .$$

$P_i = N_i/N$ dónde: N_i : Número de individuos de la especie i en la muestra.

N : Número total de individuos en la muestra.

Diversidad de Simpson

$$IS = 1 - S [N_i (N_i - 1)] / [N (N - 1)].$$

N_i : Número de individuos de la especie i en la muestra. N : Número total de individuos en la muestra.

Estructura específica (E): Es el número total de las especies presentes en una localidad o en una muestra.

Análisis estadístico

Se utilizó la prueba por rangos de Spearman para determinar la correlación entre los valores obtenidos de los índices.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Confección de la tabla de tolerancia a la contaminación de las familias de macroinvertebrados en ríos de Cuba.

Determinación de las familias bioindicadoras de Cuba.

Del análisis anterior se obtuvieron 69 familias de macroinvertebrados indicadores de contaminación (Cuadro 1). Quedaron incluidas todas las familias de los órdenes Ephemeroptera, Trichoptera y Odonata las cuales son las mejor conocidas sistemáticamente; las restantes categorías taxonómicas no están representadas en su totalidad por todas las familias acuáticas que contienen en nuestro país, debido a que se conoce muy poco su distribución y ecología dentro de la Isla.

CUADRO 1. Valores de tolerancia asignados a las 69 familias de macroinvertebrados acuáticos en Cuba para la obtención del BMWP-Cu, agrupadas según la categoría taxonómica superior.

Ephemeroptera	Trichoptera	Amphipoda			
Baetidae	7	Hydrobiosidae	10	Gammaridae	1
Leptophlebiidae	9	Calamoceratidae	8		
Leptohyphidae	6	Glossosomatidae	9	Decapoda	
Caenidae	4	Helicopsychidae	8	Palaemonidae	6
Euthyplociidae	9	Hydropsychidae	5	Pseudotelphusidae	6
		Hydroptilidae	7	Atyidae	5
		Leptoceridae	8		
Hemiptera		Odontoceridae	10	Mollusca	
Corixidae	2	Philopotamidae	8	Thiaridae	7
Pleidae	2	Polycentropodidae	8	Neritidae	7
Gerridae	3	Xiphocentronidae	9	Ampullaridae	4
Hydrometridae	3	Ecnomidae	10	Ancylidae	6
Mesoveliidae	3				
Belostomatidae	4				
Veliidae	6	Diptera		Turbellaria	
Notonectidae	7	Blephariceridae	10	Dugesidae	7
Nepidae	6	Ceratopogonidae	5		
		Chironomidae	4	Coleoptera	
		Dolichopodidae	7	Dryopidae	5
Odonata		Empididae	5	Gyrinidae	3
Aeshnidae	8	Psychodidae	4	Hydrophilidae	5
Coenagrionidae	5	Simuliidae	5	Elmidae	6
Gomphidae	8	Tabanidae	6	Psephenidae	7
Lestidae	3	Tipulidae	6	Carabidae	8
Libellulidae	3	Dixidae	7	Noteridae	4
Protoneuridae	4	Stratiomyidae	7	Halliplidae	4
Megapodagrionidae	9	Culicidae	2	Dytiscidae	4
				Scirtidae	7
Lepidoptera		Acarina			
Pyralidae		Hydracarinae	3		
		Hydrochidae	3	Hirudinea	
		Hydraenidae	5	Gnathobdellidae	1

Determinación de los valores de tolerancia de las familias de macroinvertebrados de Cuba.

Se lograron ajustar los valores de tolerancias de las familias de España presentes en Cuba, teniendo en cuenta las diferencias relacionadas con la estructura específica de cada una en ambas regiones. Se les otorgó una mayor puntuación a taxones como Neritidae, Baetidae, Dugesidae, cuatro familias de Trichoptera, dos de Hemiptera, tres de Coleoptera y seis de Diptera. Se les asignaron menores puntuaciones a las familias Leptophlebiidae, Leptoceridae, Gammaridae, Atyidae, Hydracarinae, Pleidae y dos de Odonata.

En el caso de las 20 familias que no estaban presentes en las tablas españolas se hizo necesario hacer un muestreo en 49 estaciones, las que se agruparon en tres tipos ecológicos (Figura 1).

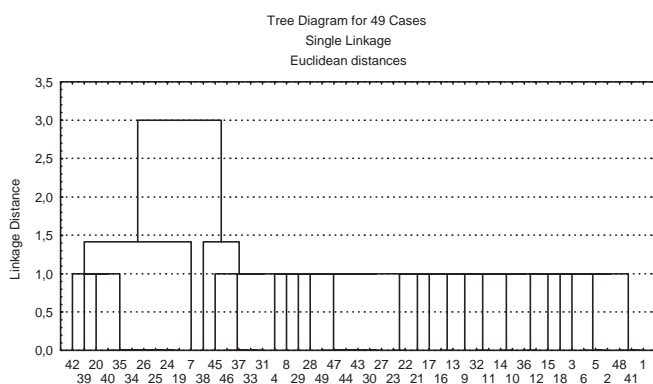


FIGURA 1. Dendrograma de afinidades entre 49 localidades según los parámetros: altura sobre el nivel del mar (msnm); temperatura del agua; velocidad de la corriente y tipo de fondo.

En cada caso se relaciona el grupo de familias comunes al tipo ecológico de estación y las familias afines a determinado grupo. En el Cuadro 2 aparecen tres grupos

ecológicos de estaciones con los parámetros que predominan en cada uno de ellos, es notable que las estaciones se agruparon según su posición en las zonas bajas, medias y altas de las cuencas analizadas, coincidiendo con el grado de aguas contaminadas, algo contaminadas y buenas respectivamente. Por último, es necesario destacar que las asignaciones de los valores de tolerancias también estuvo respaldada por los por cientos (Cuadro 3) en que aparecieron las familias en las estaciones de cada grupo ecológico de localidades.

Símbolos

RE = Río San Juan (La Redonda), JB = Río San Juan (Jardín Botánico), CP= Río San Juan (La Campana), CG= Cayo Guam, CN= Cangalito, IT= Itabo, AP= Río Piloto (Cuenca alta en camino de Moa), PA= Arroyo Paco, ID= La Idalia (Gran Piedra), CC= Cabezas del Río Caburní, AC= Afluente Colorado (arriba), AG= Afluente El Granadillo, APR = Afluente El Piloto (arriba), AS= Afluente El Seboruco, AN= Afluente Los Naranjos, AO= Afluente Ojo de Agua, APg= Afluente Piedra Gorda, APb= Afluente El Piloto (abajo), APm= Afluente El Piloto (el medio), RMa= Río Mayarí (antes del pueblo), RMd= Río Mayarí después del pueblo), AJ= Arroyo La Jeringa, AM= Arroyo El Mogo, ANa= Arroyo El Naranjo, AS= Arroyo La Santana, AP= Arroyo Puentesuelo, RYp= Río Yara (B. Massó), RYc= Río Yara (carretera Yara-Mzillo), RYd= Río Yara (entronque del Río Providencia), NM= Río Yara (entre El Naranjo y El Mogo), JS= Río Yara (entre La Jeringa y La Santana), LM= Río Yara (entre La Santana y El Mogo), PF= Río Yara (Puente Ferrocarril), PP= Río Yara (Presa Paso Malo), YD= Río Yara (Sto. Domingo), SA= Sector A (por encima de la Presa del Río Cautillo), SB= Sector B (la Presa del Río Cautillo), SC= Sector C (por debajo de la Presa del Río Cautillo), SD= Sector D (por encima del Campismo El Salto del Río Jibacoa), SE= Sector E (el Campismo El Salto), SF= Sector F (por debajo del Campismo El Salto del Río Jibacoa), RI= Cabezas del Río Indio (Gran Piedra), JM= Laguna Base J. A. Mella, RF= Represa La Fé, RM= Río Miguel, MI= Monte Iberia (Nibujon), RT= Río Turquino (Malverde del Turquino), LB= Laguna de Baconao, GP= Gran Piedra.

CUADRO 2. Tipos ecológicos de estaciones según los parámetros medidos.

Tipo Ecológico	Estaciones	Altura (msnm)	Temp. (°C)	Velocidad m/s	Tipo fondo
I	RYc, PP, SC, LB, RYp, RF, JM, AP, RE, JB, CP, SB, RMd, PF	20- 150	26-31	0 -0.29	Fangoso
II	SE, SF, APg, APR, AO, AG, GP, RT, RI, AP, RM, MI, IT, CN, CC, PA, ID	350-1,250	16-24	0.4-1.2	Pedregoso Pedregoso-Arenoso
III	SA, Rma, AN, AS, APb, RYd, YD, LM, APm, AN, CG, AS, JS, AJ, AM, AC	200- 600	20-29	0.4-3.0	Pedregoso Arenoso Fangoso

CUADRO 3. Agrupación de las 20 familias sólo presentes en Cuba (no en España) en tres grupos ecológicos de estaciones. El número entre paréntesis representa el porcentaje de cada familia con respecto al número de ellas presente en cada tipo ecológico.

Tipos de estaciones	Núm. de familias	Familias presentes en la muestra
I	16	Calamoceratidae (7.1 %), Megapodagrionidae (7.1 %), Gnathobdellidae (21.4 %), Palaemonidae (21.4 %), Leptohyphidae (35.7 %), Protoneuridae (87.5 %), Pyralidae (18.3 %), Thiaridae (28.6 %), Noteridae (14.3 %), Ampullaridae (14.3%), Hydrochidae (14.3 %), Helicopsychidae (7.1 %), Psephenidae (12.5 %), Scirtidae (7.1 %), Veliidae (22.1 %), Pseudotelphusidae (14.3 %)
II	15	Ampullaridae (5.6 %), Calamoceratidae (38.8 %), Euthyplociidae (11.1 %), Helicopsychidae (44.4 %), Hydrobiosidae (27.7 %), Leptohyphidae (44.4 %), Megapodagrionidae (38.9 %), Noteridae (5.6 %), Palaemonidae (33.3 %), Protoneuridae (22.2 %), Psephenidae (44.4 %), Pseudotelphusidae (11.1 %), Pyralidae (9.9%), Scirtidae (9.6 %), Thiaridae (33.3 %), Veliidae (7.7 %)
III	17	Ampullaridae (9.5 %), Belostomatidae (12.5 %), Calamoceratidae (37.5 %), Carabidae (25 %), Euthyplociidae (6.3 %), Gnathobdellidae (6.3 %), Helicopsychidae (43.8 %), Hydrobiosidae (6.3 %), Hydrochidae (6.3 %), Leptohyphidae (81.3 %), Megapodagrionidae (31.3 %), Noteridae (8.3 %), Palaemonidae (6.3 %), Protoneuridae (37.5 %), Psephenidae (75 %), Pseudotelphusidae (14.3 %), Pyralidae (31.3 %), Scirtidae (25 %), Veliidae (62.5 %), Thiaridae (43.8 %)

Validación de la tabla de tolerancia

Determinación de los valores de clases de calidad del agua para Cuba.

En España se correlacionaron los 10 valores del BMWP' con cinco categorías de calidad del agua y colores

diferentes, facilitando así su cartografía a lo largo de una cuenca. Para el caso de Cuba se utilizaron los mismos rangos de valores del BMWP', así como la equivalencia de las categorías de calidad del agua, significado y los colores respectivos, propuestos por Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega (1988) para la península Ibérica (Cuadro 4). Aquellos valores que queden en los límites de +/-5 para el BMWP-Cu, se deben considerar intermedios entre dos clases de calidad, y en el momento de confeccionar la cartografía de la calidad del agua han de representarse por trazos discontinuos (Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988).

Valor de los índices como resultado de su validación

Partiendo de la hipótesis de que los mayores valores del BMWP-Cu se obtendrán en las partes altas de las cuencas y los menores en las partes bajas; mientras que en las zonas medias oscilarán entre aguas poco contaminadas hasta buenas, se realizó un análisis de los muestreos en las localidades ubicadas en estos tres niveles de alturas, obteniéndose que las cuencas altas de 22 muestreos realizados hay 20 cuyos valores están entre excelente y buena para un 90.9 % de eficiencia del índice. En las zonas medias de 16 muestreos sólo uno resultó ser el no esperado (Río Jibacoa Sector E El campismo, Cuadro 5) para un 93.8 % de eficiencia. En las cuencas bajas se analizaron 11 muestreos de los cuales ocho están en el rango de lo esperado para un 81.8 %. El porcentaje de eficiencia general del índice fue de 95.9 % lo que habla de una alta confiabilidad para un índice que por primera vez se aplica en Cuba y que indudablemente deberá seguir validándose.

Por otro lado quedó demostrado que los valores de este índice pueden sufrir variaciones estacionales. Cuba como país tropical, desde el punto de vista climático, presenta dos estaciones estrechamente relacionadas con las precipitaciones. Se analizaron 20 estaciones muestreadas en época de seca (desde noviembre a febrero) y de lluvia (desde mayo a agosto) para un total de 40 muestreos, de ellos hubo una estrecha correspondencia

CUADRO 4. Clases de calidad, significación de los valores del BMWP-Cu y colores a utilizar para la representación cartográfica en ríos de Cuba. Tomado de Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega (1988).

Clases	Calidad	BMWP-Cu (Valor)	Significado	Color
I.	Buena	>150101-120	Aguas muy limpias, aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible	Azúl
II.	Aceptable	61-100	Evidentes algunos efectos de contaminación	Verde
III.	Dudosa	36-60	Aguas contaminadas	Amarillo
IV.	Crítica	16-35	Aguas muy contaminadas	Naranja
V.	Muy Crítica	<15	Aguas fuertemente contaminadas	Rojo

de los valores del BMWP-Cu entre los muestreos realizados en seca y en lluvia para cada localidad (Cuadro 5). Sólo no coinciden con los valores esperados cinco pares de muestreos lo que habla de una correspondencia de un 75 % del índice entre las épocas de seca y lluvia.

En la Figura 2 se observa que los valores del BMWP-Cu oscilan de manera similar a H, IS y E, lo cual se corresponde con el obtenido por Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega (1988) quienes plantearon que el BMWP' varía de manera similar a H, T.V. y E.B.I. Para corroborar lo anterior se aplicó una prueba de correlación por rangos de Spearman (Cuadro 6). Se comprobó que el BMWP-Cu presenta correlación muy altamente significativa con E, tanto en lluvia como en seca; esto parece indicar que en

las comunidades estudiadas, el número de familias varía directamente proporcional al número de especies, lo cual sugiere la relación de ambos indicadores con el nivel de contaminación para una comunidad dada.

CUADRO 6. Valores de correlación entre los índices empleados.

Índices	r_s	
	Lluvia	Seca
E y BMWP-Cu	0.94***	0.96***
IS y H	0.9***	0.59***
E y IS	--	0.57**
IS y BMWP-Cu	--	0.52**

CUADRO 5. Índices ecológicos en 29 localidades típicas de cuatro ríos de Cuba en época de seca y lluvia.

Núm	Localidades	E	IS	H	BMWP-Cu				
		Seca	Lluvia	Seca	Lluvia	Seca	Lluvia	Seca	Lluvia
1	Arroyo La Santana CA	17	15	0.61	0.66	2.25	2.1	90	65
2	Río Yara (entre la Jeringa y La Santana) CA	13	12	0.71	0.72	2.4	2.39	75	75
3	Arroyo El Mogo CA	17	8	0.77	0.64	2.81	1.99	82	36
4	Arroyo El Naranja CA	8	16	0.51	0.87	1.61	3.28	42	65
5	Río Yara (entre La Santana y El Mogo) CM	19	12	0.7	0.7	2.04	1.75	89	56
6	Río Yara (entre El Naranja y El Mogo) CM	13	7	0.52	0.46	1.63	1.28	56	40
7	Río Yara (entronque del R. Providencia) CM	26	11	0.89	0.73	3.63	2.46	113	62
8	Río Yara (Santo Domingo) CM	18	11	0.74	0.73	2.46	2.4	74	64
9	Río Yara (bajo puente B. Massó) CB	11	7	0.88	0.94	3.05	2.3	37	29
10	Río Yara (carr. Yara- Manzanillo) CB	8	12	0.6	0.72	1.57	1.58	36	44
11	Río Yara (puente del ferrocarril) CB	12	5	0.86	0.93	2.79	2.12	50	13
12	Afluente El Piloto (arriba) CA	32	10	0.94	0.65	4	2.47	128	58
13	Afluente Los Naranjos CA	28	21	0.91	0.92	3.92	3.81	129	87
14	Afluente Colorado (arriba) CA	28	14	0.85	0.78	3.43	2.92	99	63
15	Afluente El Granadillo CA	24	23	0.67	0.82	2.67	3.23	89	109
16	Afluente El Piloto (el medio) CA	29	19	0.86	0.91	3.47	3.47	117	87
17	Afluente Ojo de Agua CA	25	37	0.88	0.92	3.63	4.26	83	145
18	Afluente El Piloto (abajo) CM	31	25	0.92	0.86	4	3.35	123	115
19	Afluente El Seboruco CM	22	9	0.82	0.65	3.02	1.95	90	43
20	Afluente Piedra Gorda CM	13	9	0.85	0.81	2.78	2.6	41	38
21	Río Mayarí (antes del pueblo) CB	29	—	0.93	—	3.66	—	118	—
22	Arroyo Puntosuelo CB	8	—	0.51	—	1.69	—	24	—
23	Río Mayarí (después del pueblo) CB	12	—	0.83	—	2.84	—	46	—
24	Río Cautillo sector A encima de la presa CA	34	—	0.75	—	3.05	—	123	—
25	Río Cautillo sector B presa CM	6	—	0.74	—	2.13	—	30	—
26	Río Cautillo sector C debajo de la presa CB	16	—	0.6	—	2.8	—	68	—
27	Río Jibacoa sector D encima campismo CA	27	—	0.81	—	3.06	—	113	—
28	Río Jibacoa sector E en campismo CM	32	—	0.84	—	3.26	—	133	—
29	Río Jibacoa sector F debajo campismo CB	27	—	0.87	—	3.37	—	121	—

De la 1-11 río Yara. Yara. De la 12-23 río Mayarí. De la 24-26 río Cautillo. De la 27-29 río Jibacoa. CA= Cuenca Alta; CM= C. Media; CB= C. Baja. E= Estructura específica; IS=Diversidad de Simpson; H=Diversidad de Shannon-Weaver.

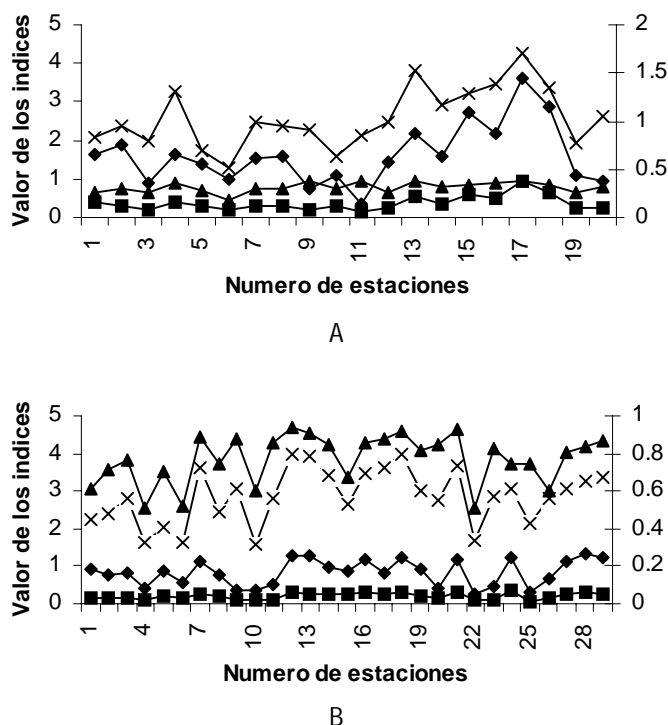


Figura 2. Comparación entre los valores obtenidos para el BMWP-Cu y diferentes índices. A en época de seca y B en lluvia. (○): BMWP-Cu; (□): índice de Simpson; (△): estructura específica; (×): Heterogeneidad de Shannon-Weaver.

Basado en lo anterior, podemos afirmar que la metodología propuesta en esta investigación, para el cálculo del índice BMWP-Cu, por la fiabilidad de los resultados obtenidos, la rapidez de su obtención y la facilidad de su utilización, la convierte en una magnífica herramienta para determinar la calidad de los cuerpos de aguas corrientes en Cuba, con un importante ahorro tanto económico como de tiempo.

CONCLUSIONES

1. Por primera vez en Cuba se determinaron 69 familias de macroinvertebrados dulceacuícolas

bioindicadoras de contaminación, a las que se les asignaron sus respectivos valores de tolerancia, teniendo en cuenta la metodología utilizada en Europa.

2. A partir del índice BMWP' se determinó, el índice y BMWP-Cu para ríos cubanos, cuyos valores en conjunto coinciden las localidades analizadas, lo que habla de una alta eficiencia en la aplicación del mismo.

3. En el 75 % de las localidades analizadas se detectó correspondencia para las categorías de calidad del agua durante los períodos de seca y lluvia.

4. Se propone utilizar la tabla española de clases de calidad (Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988) para el significado del valor del BMWP-Cu, así como la calidad y el color a utilizar para la cartografía.

LITERATURA CITADA

- ALBA-TERCEDOR, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almería, 1996, Vol. II: 203-213.
- ALBA-TERCEDOR, J.; JIMÉNEZ-MILLÁN, F. 1987. Evaluación de las variaciones estacionales de la calidad de las aguas del río Guadalfeo, basado en el estudio de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos. Lucdeme III. ICONA, Monogr. 48. 91 pp.
- ALBA-TERCEDOR, J.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, 4: 51-55.
- ARMITAGE, P. D.; MOSS, D.; WRIGHT, J. F.; FURSE, M. T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrate over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Res.*, 17: 333-347.
- HELLAWELL, J. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier Applied Science Publ.: 546 pp. London & New York.
- PLAFKIN, J. L.; BARBOUR, M. T.; PORTER, K. D.; GROSS, S. K.; HUGHES, R. M. 1989. Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish. U.S. Environmental Protection Agency. EPA/440/4-89/001. 8 chapters, Appendices A-D.