

Índice de integridad de los ecosistemas fluviales con base a las comunidades de insectos acuáticos en el río Misoa de la cuenca del lago de Maracaibo, Venezuela

Margenny Barrios Gómez, Douglas Rodríguez-Olarte, Eliane García Silva

¹Museo de Ciencias Naturales de la UCLA. Departamento de Ciencias Biológicas. Decanato de Agronomía. Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado, UCLA. Apartado postal 400, Barquisimeto (Lara) Venezuela. E-mail: margennybarrios@gmail.com.

Resumen

BARRIOS GÓMEZ M, RODRÍGUEZ-OLARTE D, GARCÍA SILVA E. 2015. Índice de integridad de los ecosistemas fluviales con base a las comunidades de insectos acuáticos en el río Misoa de la cuenca del lago de Maracaibo, Venezuela. ENTOMOTROPICA 30(8): 69-83.

La cuenca del río Misoa, presenta perturbaciones evidentes producto de las actividades antrópicas, por lo que es necesario evaluar el estado de conservación de sus ríos y comunidades bióticas. Se aplicó un índice de integridad biótica-bentónico (IIB-B) utilizando insectos acuáticos como bioindicadores. Las medidas del índice fueron seleccionadas con base en su variabilidad entre las localidades con condición de referencia (estado de conservación elevado) y localidades perturbadas, así como su relación con el gradiente ambiental. Los valores del IIB-B mostraron diferencias entre las localidades, permitiendo distinguir cuatro clases según la condición biótica lo cual sugiere que con el mismo índice es posible detectar los cambios en las comunidades de insectos y, en consecuencia, la integridad de los ecosistemas fluviales.

Palabras clave adicionales: Cuenca del río Misoa, gradiente ambiental, Índice de Integridad Biótica-Bentónico, insectos acuáticos.

Abstract

BARRIOS GÓMEZ M, RODRÍGUEZ-OLARTE D, GARCÍA SILVA E. 2015. Integrity index of river ecosystem-based on aquatic insects communities in river Misoa Maracaibo lake basin, Venezuela. ENTOMOTROPICA 30(8): 69-83.

The Misoa River basin has evident disturbances due to human activities, so it is necessary to assess the conservation status of its rivers and biotic communities. An index of benthic biotic integrity (IIB-B), based on aquatic insects as indicators was applied. The index metrics were selected based on their variability between sites with the reference condition (best conservation status) and disturbed sites; as well as their relationship to the environmental gradient. The values of the IIB-B showed differences between sites, distinguishing four classes according to the biotic condition. This suggests that it is possible to detect changes in the aquatic insect community and therefore in the integrity of the fluvial ecosystems.

Additional key words: Aquatic insects, Benthic-Integrity Biotic Index, environmental gradient, Misoa river.

Introducción

La creciente influencia de las actividades humanas representa la mayor fuente de alteración en los ecosistemas fluviales, en donde la pérdida de los bosques ribereños, los cambios en el uso de la tierra, la contaminación, las alteraciones hidrogeomorfológicas y la excesiva explotación de los recursos hidrobiológicos, han tenido un impacto negativo en el estado de conservación de los hábitats fluviales y su diversidad biológica asociada (Suriano et al. 2011). Considerando que las perturbaciones en los ecosistemas acuáticos afectan directamente a los seres vivos que los habitan, se han desarrollado diversas metodologías las cuales utilizan una gran variedad de organismos, como indicadores de la condición ecológica de estos ecosistemas (Barbour et al. 1999).

La estructura y funcionamiento de las comunidades fluviales, principalmente la de macroinvertebrados acuáticos, han sido ampliamente utilizados para evaluar el estado ecológico de los sistemas acuáticos, dado que son capaces de integrar información temporal y responder de una manera predictiva a los diferentes tipos de perturbaciones y contaminantes, reflejando el efecto que tienen sobre la biota acuática y las variables físicas y químicas del hábitat (Allan 2004). Entre los organismos acuáticos, los insectos son una opción válida para ser usados como indicadores biológicos en programas de biomonitoreo mediante la aplicación de índices variados (Bonada et al. 2007); tales como, índices ecológicos (diversidad, riqueza, etc.), índices bióticos (BMWP, IBF), métodos multivariantes (RIVPACS) e índices multimétricos.

Actualmente, los índices multimétricos representan una de las herramientas más utilizadas en la evaluación de la condición ecológica de los ríos, ya que reúnen, en una única medida, la variabilidad funcional y estructural de los componentes bióticos de un ecosistema fluvial (Domínguez y Fernández

2009). El principio del uso de estos índices se basa en el concepto de integridad biótica, la cual es definida como “la capacidad que tiene un ecosistema acuático de soportar y mantener una comunidad de organismos adaptable, balanceada e integrada con una composición de especies, diversidad y organización funcional comparable a la comunidad de los ecosistemas naturales dentro de la misma región” (Karr 1981).

El Índice de Integridad Biótica-Bentónico (IIB-B) integra diferentes atributos de las poblaciones y de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, como la riqueza y composición de especies, la estructura trófica y algunas condiciones individuales (familias de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (ETP) o la proporción de Chironomidae, entre otros) para ser empleadas como medidas de la condición ambiental del ecosistema fluvial (Kerans y Karr 1994). El IIB-B permite reconocer un gradiente de condiciones ambientales al comparar el valor de un sitio cualquiera con el valor del índice en un sitio de referencia, el cual presenta la mejor condición de conservación dentro de una cuenca hidrográfica (Segnini 2003). Este índice permite hacer predicciones sobre la dinámica de los ambientes acuáticos, y además posee una fuerte correlación con el hábitat (Voss et al. 2011). Otras ventajas que proporcionan los índices integrados son su bajo costo y fácil aplicación, que reflejan de manera confiable, las respuestas de la biota a la intervención humana, además de ser sensibles a los análisis estadísticos (Gerritsen et al. 2000).

Las técnicas multimétricas representan un recurso fundamental y obligatorio en los planes de manejo y gestión de cuencas en Norteamérica, Australia y los países europeos (Couceiro et al. 2012). En Latinoamérica, este tipo de evaluación se ha incrementado en los últimos años (Moya et al. 2011, Suriano et al. 2011, Villamarín et al. 2013, Ríos-Touma et al. 2014). En el caso de Venezuela, la aplicación de técnicas que utilizan indicadores biológicos para evaluar el estado

de conservación de los ecosistemas fluviales, se basan mayormente en la aplicación de índices unimétricos (Graterol et al. 2006, Segnini 2009, Barrios y Rodríguez-Olarte 2013). Echevarría y Marrero 2012, utilizaron las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en la construcción de un índice multimétrico para el río Guanare.

Los ríos en la vertiente del lago de Maracaibo presentan perturbaciones importantes producto del incremento de las actividades agrícolas, mineras y urbanas (Medina y Barboza 2006, Colonnello y Lasso-Alcalá 2011). Por lo tanto, se estima que estos ríos presentan una degradación variable del hábitat fluvial y ribereño, cuya consecuencia podría ser la simplificación y pérdida de la riqueza y distribución de las comunidades de insectos acuáticos, pero esto aún no ha sido evaluado. En este trabajo se estimó la integridad biótica de los ecosistemas fluviales del río Misoa, mediante la aplicación de un índice multimétrico y se relacionó con las características del hábitat fluvial para evaluar y clasificar la condición ecológica con fines de manejo y conservación de los recursos hidrobiológicos.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La cuenca del lago de Maracaibo se ubica al noroccidente de Venezuela y se conforma por una gran depresión rodeada de montañas (Cordillera de Mérida y Sierra de Perijá) en donde drenan 33 cuencas, entre ellas, el río Misoa (Figura 1). La cuenca del río Misoa drena las serranías de Ziruma y el Paují y su planicie aluvial es limitada por el norte con los aluviones del río Pueblo Viejo y al sur por el área transicional cenagosa que forma parte del sistema de planicies aluviales del río Motatán. El clima es tropical isotérmico, con una temperatura media anual de 28,4 °C y con periodos de lluvia bimodal. El primer periodo de lluvias abarca de abril a junio, con una

precipitación media de 295,2 mm y el segundo periodo entre agosto y noviembre, con 800,4 mm (Villalobos et al. 1997). La zona de vida en la planicie aluvial corresponde a un bosque seco tropical. Al sur del río Misoa, la vegetación se corresponde con un bosque decíduo mesófilo (COPLANARH 1974). El crecimiento de las poblaciones humanas y la acelerada intervención de las cuencas hidrográficas con actividades industriales (lácteas, metal-mecánica, petroleras), las descargas de aguas servidas en los ríos y los sistemas de producción agropecuaria, han originado un proceso rápido de contaminación y eutrofización en las aguas, lo que representa uno de los mayores problemas ambientales del sistema Lago de Maracaibo (Villalobos et al. 1997). Por otro lado, el cambio en el uso de la tierra en casi la totalidad de la cuenca, aunado a la incidencia de incendios forestales, han diezmado las zonas de vegetación que rodean a los reservorios y cuerpos de agua (Colonnello y Lasso-Alcalá 2011). Esto se expresa de forma contundente en la vertiente nororiental del lago de Maracaibo, donde se registran los ambientes naturales más degradados del hidrosistema.

Muestras: Se muestrearon diez localidades en los afluentes Sicare (RS1, RS2 y RS3; número de muestreos en cada localidad: n=5); Río Dulce (RD1, n=1; RD2, n=4) y Misoa (RM1-RM5; n=5) (Figura 1), abarcando en el periodo de lluvias los meses de septiembre y octubre de 2012 y en el periodo seco el de noviembre 2012 y febrero y marzo 2013, según los registros climáticos (INAMEH 2011). En cada localidad se seleccionó un transecto en el cauce (~50 metros) que presentara los mesohábitats representativos (rápidos y remansos) (Echevarría y Marrero 2012) y se midieron las variables fisicoquímicas del agua: pH, sólidos disueltos (ppm), conductividad eléctrica ($\mu\text{s}/\text{m}^3$) y temperatura (°C) empleando sensores portátiles. Se registró la velocidad de la corriente (m/s), la profundidad máxima (cm) y la cobertura porcentual de los componentes

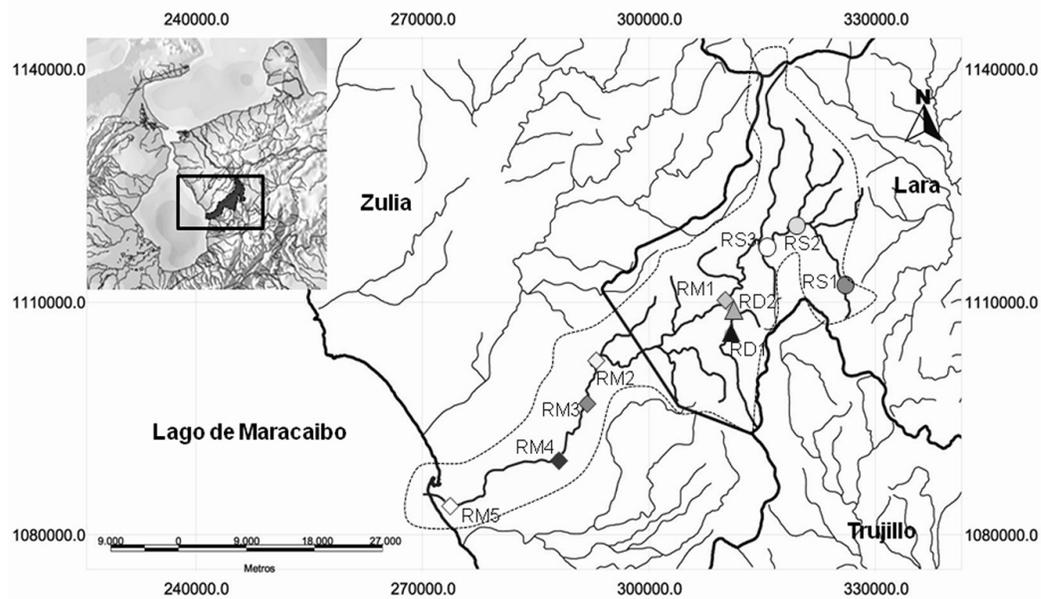


Figura 1. Cuenca del río Misoa, costa oriental del Lago de Maracaibo. Las localidades en la cuenca alta se ubican en los ríos Sicare (SR1, SR2, SR3) y Río Dulce (RD1, RD2) y en el río Misoa, las de la cuenca media (RM1, RM2, RM3) y baja (RM4 y RM5).

del sustrato en el cauce (arena, gravas, piedras, rocas, ramas y troncos) y de sombra aportada por la vegetación ribereña (Barbour et al. 1999). Se aplicó el Índice de Conservación Fluvial (ICF) (Rodríguez-Olarte et al. 2007), el cual consiste en la asignación de valores a variables relacionadas con el estado de conservación del hábitat fluvial y ribereño (cauce, taludes y bosques) y las actividades antrópicas (uso del agua y de la tierra, población y turismo). El valor final del ICF es la suma de los puntajes de cada variable.

Se realizaron muestreos estandarizados de los insectos acuáticos utilizando una red “tipo D” (250µm de abertura de malla) en el lecho del río y en sentido contrario a la corriente mientras se realizaba una remoción manual del sustrato, lo que provocó el arrastre de los organismos hacia la red (Alba-Tercedor et al. 2005). El material colectado fue filtrado en tamices de aberturas de malla de 500 µm y 2 mm con la finalidad de retirar la mayor parte de los residuos. Los

insectos capturados fueron preservados en etanol al 70 % y fueron resguardados en la Colección Regional de Peces del Museo de Ciencias Naturales de la Universidad Centrooccidental Lisandro Alvarado. Se consideró la resolución taxonómica a nivel de familias por medio de las claves de Domínguez y Fernández (2009), ya que aporta suficiente información en aquellos casos de amplio alcance geográfico y además permite detectar cambios espacio-temporales de sus comunidades, proporcionando una buena interpretación de la condición ambiental (Grenouillet et al. 2008, Echevarría y Marrero 2012).

Transformación de los datos

Se probó la distribución normal de las variables realizando una prueba de Shapiro-Wilk y en los casos necesarios, los datos fueron normalizados mediante diferentes transformaciones: se usó el $\ln(x)$ para los valores de los sólidos disueltos, la conductividad, la temperatura y la profundidad

del agua. El porcentaje de cobertura del sustrato y sombra fueron transformados en arcoseno de la raíz cuadrada (McCune y Mefford 2011).

Selección de los sitios de referencia

Se utilizó un análisis de componentes principales (ACP) para detectar gradientes en función de las características del hábitat entre las localidades. Para la escogencia del número de ejes que absorben la mayor cantidad de varianza en la ordenación, se aplicó el criterio de varianza media (McCune y Mefford 2011). Con el fin de detectar si el gradiente ambiental se correspondió con el estado de conservación del hábitat fluvial, se correlacionaron, mediante el índice de Spearman (r_s), el eje de ordenación del ACP que explicó el mayor porcentaje de la varianza, con los valores obtenidos por el índice ambiental (ICF) (Suriano et al. 2011). Las localidades que estuvieron asociadas a condiciones del hábitat más conservados (mayor porcentaje de sombra, sustratos de mayor dimensión, menor cantidad de sólidos disueltos) fueron seleccionados inicialmente como la condición de referencia. Finalmente, las localidades de referencia fueron seleccionadas por medio de un análisis de clasificación por grupos (distancia Euclídea y enlace Ward) utilizando los valores de las variables usadas para construir el índice de conservación fluvial (ICF). La diferencia entre los grupos conformados fue probada con un análisis de varianza (ANOVA) para los valores de ICF. Las localidades RD1 y RM5 fueron excluidas para la construcción del IIB-B puesto que no fueron evaluadas temporalmente.

Selección preliminar de los atributos bioindicadores

Para calcular el índice de integridad biótica (IIB-B), se escogieron inicialmente 18 medidas bioindicadoras relacionadas con la abundancia y riqueza de las familias, la tolerancia a la perturbación antropogénica, la estructura trófica de las comunidades y el índice biótico BMWP (Cuadro 4) (Waite et al. 2010). Las medidas

utilizadas deben ser conceptualmente simples, de implementación sencilla y deben reflejar de manera confiable las respuestas biológicas de la biota a las perturbaciones de origen antrópico, además de ser sensibles a los análisis estadísticos (Suriano et al. 2011).

Validación de las medidas bioindicadoras

El potencial de cada medida se basa en poseer suficiente información y una alta variabilidad para discriminar entre los sitios su condición biológica (Barbour et al. 1999); por lo tanto, la selección definitiva de las medidas se realizó al comparar, por medio de un ANOVA, la distribución de los valores medios de las medidas en las localidades de referencia frente a la distribución de los valores medios de las localidades con perturbaciones conocidas (definidas por las características fisicoquímicas del hábitat) (Rodríguez-Olarte et al. 2006). Otro criterio para la validación de las medidas es por medio de su respuesta lineal (correlación de Spearman) con las variables relacionadas con la intervención humana (gradiente ambiental ACP y el estado de conservación del hábitat fluvial ICF). La alta correlación ($r_s > 0,9$) entre las medidas sugirió su exclusión para minimizar la redundancia y simplificar la información obtenida de los análisis estadísticos realizados (Carvacho 2012).

Normalización de los valores bioindicadores

Debido a que los valores de las medidas se expresan en unidades diferentes, a cada uno se le asignó uno de tres valores posibles (20, 15 y 5), utilizando los percentiles de la distribución de sus valores y los diagramas de caja y extensión en las localidades de referencia. Un valor de 20 correspondió a una condición óptima o de elevada integridad, el cuál es asignado al valor del percentil 75 de la métrica en condición de referencia (ej. El mayor valor de riqueza de familias posible) y un valor de 5 a la condición más deteriorada (Barbour et al. 1999).

Generación del IIB-B

El resultado final del índice integrado fue la sumatoria de los valores asignados a las medidas bioindicadoras el cual es referido a una clase específica de integridad biótica (Kerans y Karr 1994). El poder de discriminación del índice fue probado mediante la distribución de los valores del IIB-B entre la condición de referencia contra los sitios impactados, utilizando la varianza y el diagrama de caja. Con el fin de establecer valores críticos y así crear categorías asociadas a un determinado nivel de la condición biológica (Muy buena a mala), se adaptó la metodología sugerida por Barbour et al. (1999) utilizando los intervalos de los percentiles entre 75, 50, 25 y 15, de los valores de las localidades de referencia para las categorías Muy buena, Buena, Moderada y Mala respectivamente. Posteriormente se calculó los valores del índice para las localidades que fueron muestreadas una sola vez, como es el caso de RD1 y RM5. Para evaluar la estabilidad de la condición ecológica durante el periodo muestreado, se exploró la variación de los valores del IIB-B para cada localidad, mediante los coeficientes de variación ($CV = \text{desviación estándar} / \text{promedio} * 100$) (Grossman et al. 1990).

Con el fin de determinar la capacidad discriminativa del IIB-B a los cambios en el gradiente de condiciones ecológicas de los sitios evaluados, los valores finales del índice fueron correlacionados con los ejes de ordenación del ACP y las variables ambientales que dominan el gradiente (correlación de Pearson). Los análisis multivariados se elaboraron con el programa PC-ORD 6 (McCune y Mefford 2011) y los análisis estadísticos básicos e índices ecológicos con el programa PAST 3.01 (Hammer et al. 2001).

Resultados

Selección de las localidades de referencia

Las variables fisicoquímicas del hábitat (Cuadro 1 y 2) fueron diferentes a lo largo de la cuenca. En las localidades RS1 y RS2 del afluente Sicare y las dos localidades del río Dulce, predominaron sustratos más heterogéneos y con mayor porcentaje de sombra, mientras que los valores elevados de sólidos disueltos, conductividad y las granulometrías finas (fango, arena) estuvieron asociados con la localidad RS3 del afluente Sicare y todas las localidades del río Misoa.

El análisis de componentes principales (Cuadro 3; Figura 2) explicó las variaciones del hábitat fluvial al presentar una varianza acumulada de 83,57 % en los dos primeros ejes. El primer eje de ordenación (ACP 1: 75,94 % de varianza) mostró un gradiente ambiental dominado por la profundidad, el porcentaje de rocas y de sombra en sus valores positivos; mientras que sus valores negativos estuvieron asociados por los sólidos disueltos totales, la conductividad y el porcentaje de gravas gruesas. En el segundo eje de ordenación (ACP 2: 7,62 %) los valores positivos fueron determinados por las coberturas de gravas finas, gravas gruesas y cantos rodados, y para los valores negativos dominaron la profundidad y las coberturas de arena y rocas. El eje ACP 1 demuestra poseer la mayor varianza y por lo tanto, muestra un gradiente de estrés en la cuenca donde las localidades RS1, RS2, RD1 y RD2 se ubican hacia los valores positivos del eje, lo cual indica que son localidades con características más conservadas de sus hábitats (mayor porcentaje de sombra, rocas, menor cantidad de sólidos disueltos) y por lo tanto poseen potencial para ser seleccionadas como localidades de referencia.

El estado de conservación del hábitat fluvial (ICF) (Cuadros 1 y 2), fue mayor en las localidades de la cuenca alta del río Sicare (650 m y 530 m) y Río Dulce, donde se registró la

Cuadro 1. Características fisicoquímicas del hábitat e índice de conservación fluvial (ICF) de las localidades en los afluentes Sicare y Río Dulce. Se presentan los valores promedio y entre paréntesis, los valores mínimos y máximos. RS1, RS2 y RD2 representan las localidades de referencia.

	Río Sicare			Río Dulce	
	RS1 n = 5	RS2 n = 5	RS3 n = 5	RD1 n = 1	RD2 n = 4
Altitud (m)	624	530	470	420	330
ICF	50	37	23	49	46
Cauce					
Velocidad	0,3 (0,3; 0,4)	0,4 (0,2; 0,6)	0,5 (0,2; 0,7)	0,4	0,4 (0,2; 0,5)
Profundidad	22,5 (18,2; 25,8)	21 (9,8; 30,2)	15,3 (5,8; 22,6)	19	22,4 (18,7; 30)
Sustrato					
Fango	0	2,1 (0; 7,9)	0,02 (0; 0,8)	0	0
Arena	0,01 (0; 0,07)	1,8 (0; 4,2)	20,7 (1,4; 57,8)	1,9	2,9 (1,77; 5)
Grava fina	4,4 (0,7; 7,7)	11,1 (2,9; 20,9)	18,7(12,7; 27,5)	9,9	13 (11,5; 13,8)
Grava gruesa	5,3 (1,5; 10)	9,1 (2,2; 12,6)	25 (11,9; 35,8)	10,8	20,5 (9,5; 29,4)
Cantos rodados	25,5 (14,1; 41,2)	6,7 (4,5; 8,6)	18,1 (2,6; 40,3)	27,6	17,1 (5,4; 25,9)
Piedras	25,1 (14,6; 35,6)	21 (11,9; 29,7)	5,9 (0; 15,4)	0,2	20 (13,8; 24,7)
Rocas	32,9 (18,1; 50,4)	42 (23,4; 66,7)	3,4 (0; 8,8)	17	18,7 (0; 53,6)
Hojas y ramas	8,1 (1,6; 17,6)	4,1 (0,8; 6,1)	7,7 (0,9; 15)	5,3	7,8 (4,3; 14)
Sombra	33,6 (12,3; 52,5)	37,9 (6,5; 48,3)	14,7 (0; 55,7)	0,1	22,7 (0; 42,5)
Aguas					
pH	6,9 (6,5; 7,3)	7,1 (6,74; 7,3)	8,276 (7,7; 9,1)	7,2	7,8 (7,43; 8,2)
Sólidos disueltos	52 (39; 69)	96,88 (82; 142)	593 (209; 1 120)	64	131 (74; 176)
Conductividad	101 (76; 137)	190 (169; 292)	1 023(429; 1 500)	134	300 (232; 354)
Temperatura	24,2 (22,7; 24,9)	26 (24,5; 29,8)	30 (25,8; 34,1)	24,8	27 (24,7; 28,3)

mayor cobertura de bosques ribereños, mayor estabilidad de los taludes y los cauces, así como una menor intervención antrópica en general. En el resto de las localidades los valores del ICF fueron menores, sobre todo para la cuenca baja, donde la cobertura de bosques fue casi nula y el aumento de las actividades se asoció con las actividades agropecuarias, urbanas y mineras. La relación entre el eje de ordenación ACP 1 y el estado de conservación del hábitat fluvial fue significativo ($r_s = 0,73$; $P = 0,0001$), lo cual sugiere que el estado de conservación se asocia de manera predictiva con el gradiente ambiental. El análisis de clasificación por grupos según las variables del ICF (Figura 3),

mostró dos grupos de localidades diferentes ($F = 62,71$; $P = 0,00005$). Las localidades del grupo 1 obtuvieron los valores más altos del estado de conservación del hábitat fluvial (RS1, RS2 y RD2) con un 77 % de similitud, siendo estas localidades las seleccionadas como condición de referencia. En el grupo 2, los valores de las variables del ICF fueron los más bajos, por lo tanto, sus localidades fueron clasificadas como localidades perturbadas.

Selección de las medidas bioindicadoras

Varias medidas no tuvieron diferencias significativas entre las localidades de referencia y las localidades perturbadas, por lo que fueron

Cuadro 2. Características fisicoquímicas del hábitat e índice de conservación fluvial (ICF) de las localidades en los afluentes del río Misoa. Se presentan los valores promedio y entre paréntesis, los valores mínimos y máximos.

	Río Misoa				
	RM1 n = 5	RM2 n = 4	RM3 n = 5	RM4 n = 4	RM5 n = 1
Altitud (m)	324	120	92	100	40
ICF	22	22	23	15	13
Cauce					
Velocidad	0,5 (0,4; 0,7)	0,4 (0,4; 0,5)	0,3 (0,3; 0,4)	0,5 (0,4; 0,6)	0,4
Profundidad	16,7 (8,8; 25,5)	18,19 (13,6; 28,3)	32,2 (25,8; 36,4)	17 (12,5; 23,3)	42,3
Sustrato					
Fango	5,1 (0; 20,3)	0	8,1 (0; 18,1)	1,6 (0; 4,6)	0
Arena	10,8 (2,5; 21,3)	9,1 (0; 19,4)	2,6 (0; 9,9)	5,3 (1,2; 9,7)	100
Grava fina	18,5 (4,9; 28,5)	13,2 (5,5; 17,1)	8,8 (4,1; 11,5)	8 (4,1; 11,9)	0
Grava gruesa	21,3 (5,9; 34,6)	32,8 (7,3; 49,6)	10,1 (6,4; 12,4)	14 (8,2; 19)	0
Cantos rodados	18,6 (8,9; 32,8)	23,4 (14,7; 31,1)	9,7 (1,5; 21,9)	23,6 (17; 28)	0
Piedras	8,9 (4,4; 15,4)	10,7 (4,6; 17,1)	15,4 (12,4; 19,1)	29,9 (19; 38)	0
Rocas	14,9 (0; 43,6)	6,7 (0; 18,9)	42,4 (35,5; 53,6)	15,5 (8,6; 21)	0
Hojas y ramas	1,8 (0; 4,1)	4,0 (0; 13,5)	2,9 (0; 6,9)	1,75 (0; 4,5)	0
Sombra	0,2 (0; 0,8)	0,7 (0; 2,7)	0,9 (0; 4,3)	0	0
Aguas					
pH	8,3 (8,2; 8,4)	8,4 (7,6; 8,9)	7,9 (7,4; 8,6)	8,3 (7,5; 8,9)	7,1
Sólidos disueltos	866 (780; 990)	372 (194; 457)	299 (220; 389)	275 (200; 354)	197
Conductividad	1 610 (1 015; 1 934)	899 (844; 952)	766 (466; 993)	622(454;746)	402
Temperatura	32 (23,6; 36,6)	31,8 (28,2; 36,4)	30,7 (27,7; 33,1)	31 (30; 32,5)	28,8

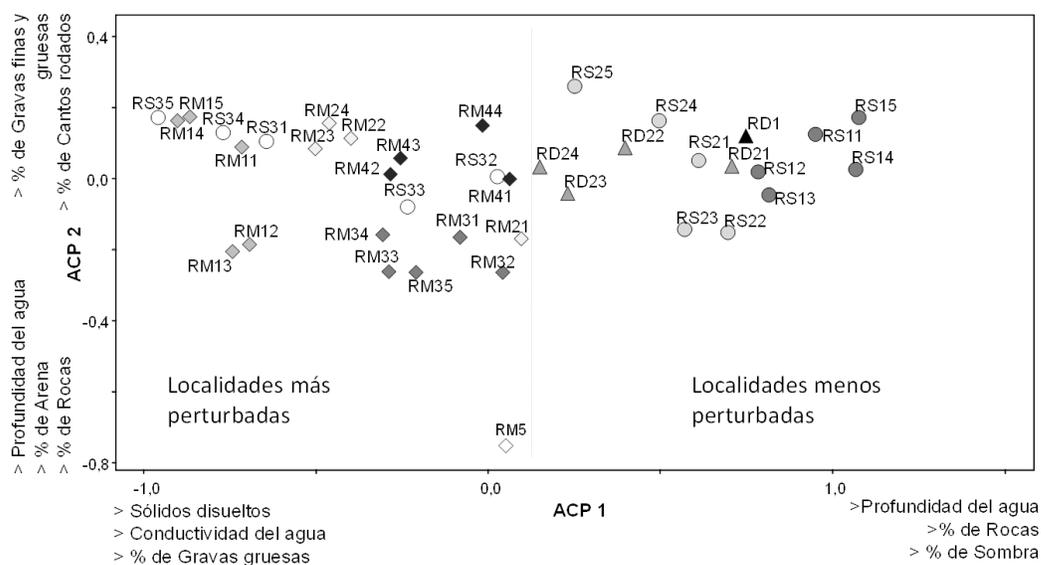


Figura 2. Análisis de componentes principales (ACP) para las variables fisicoquímicas del hábitat fluvial. Las localidades que se encuentran del lado positivo del gradiente ACP 1 poseen menor alteración en las características fisicoquímicas de las variables hábitat, por lo tanto poseen potencial para ser utilizadas como la condición de referencia.

Cuadro 3. Análisis de componentes principales (ACP). Se presentan los autovalores y el porcentaje de varianza explicada y acumulada por los tres primeros ejes de la ordenación asociados con las variables fisicoquímicas del hábitat fluvial para la cuenca del río Misoa.

Variables	Componentes Principales		
	ACP 1	ACP 2	ACP 3
Autovalores	0,351	0,035	0,03
Varianza explicada (%)	75,94	7,628	6,567
Varianza acumulada (%)	75,94	83,57	90,14
Cauce			
Velocidad (m/s)	-0,006	-0,018	0,208
Profundidad (cm)	0,078	-0,491	0,223
Cobertura del sustrato (%)			
Fango	-0,008	-0,013	0,012
Arena	-0,035	-0,310	-0,472
Grava fina	-0,028	0,075	-0,019
Grava gruesa	-0,045	0,111	-0,001
Cantos rodados	0,002	0,087	0,053
Piedras	0,040	0,052	0,053
Rocas	0,065	-0,132	0,245
Hojas y ramas	0,011	0,016	-0,012
Sombra	0,041	0,043	-0,01
Aguas			
pH	-0,034	0,014	0,025
Sólidos disueltos totales (ppm)	-0,434	-0,027	0,039
Conductividad ($\mu\text{m}/\text{cm}^3$)	-0,426	-0,065	0,079
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	-0,043	0,004	-0,002

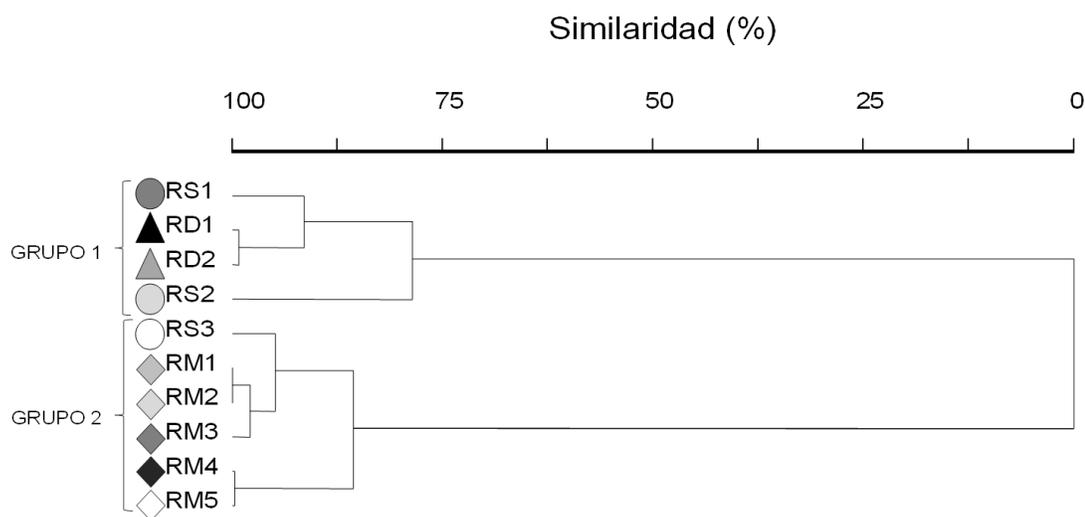


Figura 3. Análisis de clasificación por grupos de las localidades del área de estudio según las variables medidas para el índice de conservación fluvial (ICF).

eliminadas para la construcción del IBI-B; entre las mismas estuvieron la abundancia de familias y el porcentaje de Chironomidae, entre otros (Cuadro 4). Por el contrario, el resto de medidas (riqueza de familias, % de Simuliidae, número de depredadores, número de raspadores y el índice BMWP) mostraron diferencias entre las localidades con diferentes condiciones ambientales; además, expresaron correlaciones significativas con el gradiente ambiental (ACP), el estado de conservación del hábitat fluvial (ICF) y las variables ambientales (sombra, temperatura y sólidos disueltos). Lo anterior sugiere que las medidas consideradas son sensibles a los cambios en las variables fisicoquímicas del hábitat y, por ende, a las perturbaciones producto de las actividades humanas, cumpliendo así con los criterios de selección para la construcción del IIB-B. No obstante, las medidas N° ETP y N° de familias sensibles fueron excluidas por presentar redundancia ($r_s > 0,9$) con la riqueza de familias y el índice BMWP.

Obtención del IIB-B

En los valores del IIB-B se detectó un gradiente en el estado de conservación de hábitat fluvial (Figura 4), donde los menores valores fueron asociados con localidades con mayor intervención; además, el IIB-B tuvo diferencias significativas ($F= 9,697$; $P= 0,0005$) entre las localidades en condición de referencia y las localidades perturbadas. Se distinguieron cuatro clases de categorías según la integridad biótica para cada una de las localidades, donde el valor promedio del IIB-B para RS1 fue catalogado como de muy buena y en RS2 como buena integridad biótica. Los valores promedio de las localidades RD2, RS3, RM2 estuvieron dentro de la clasificación de mala y RM1, RM3, RM4 con muy mala integridad biótica. Los valores para las localidades RD1 y RM5 obtuvieron valores muy bajos por lo que se clasificaron como muy mala integridad biótica.

Los coeficientes de variación CV fueron menores en las localidades con muy buena integridad

biótica (CV= 11,9 %), lo cual sugiere que su condición ecológica es estable en el tiempo. Los valores del CV fueron aumentando con un menor estado de conservación o integridad de las localidades con valores entre 15 % y 51%. Las variaciones de los valores del IIB-B fueron asociadas significativamente con el gradiente ambiental ACP 1 ($r= 0,62$; $P= 0,0000$) lo cual sugiere que el IIB-B fue capaz de discriminar los cambios en las comunidades de insectos acuáticos y por ende, la condición ecológica en los diferentes sectores de la cuenca del río Misoa.

Discusión

Las variables ambientales que se expresaron con mayor magnitud en la cuenca media y baja, como los sólidos disueltos, la temperatura del agua y el porcentaje de granulometrías finas, se relacionan de manera natural (Allan 2004); sin embargo, también estuvieron relacionadas con el incremento de las actividades humanas y, por derivación, con un aumento del uso y degradación de los recursos hidrobiológicos, afectando de esta manera el estado de conservación del hábitat fluvial. El índice ambiental ICF demostró ser útil en la selección de las localidades de referencia ya que las variables relacionadas con el estado de conservación del hábitat fluvial mostraron diferencias significativas entre las localidades. Suriano et al. (2011), señalan que la implementación de los índices ambientales es una metodología válida que contribuye en la selección de la condición de referencia y que los altos valores asociados a las variables como bosques, taludes y cauces, solo pueden estar relacionados con los sitios menos alterados por las perturbaciones humanas.

En la selección de las medidas para la construcción del IIB-B, la familia Chironomidae no mostró diferencias significativas entre localidades de referencia y perturbadas a pesar de que este grupo presenta cierto nivel de tolerancia a las perturbaciones. Esto pudiera explicarse por

Cuadro 4. Características de las medidas para la construcción del IIB-B y su respuesta predictiva a las perturbaciones. Las medidas fueron seleccionadas en base a su variabilidad entre las condiciones de referencia y perturbación, su correlación con el gradiente ambiental (ACP) y el índice de conservación del hábitat fluvial (ICF). (*) $P \leq 0,05$ y (**) $P \leq 0,01$. R: Respuesta predictiva a las perturbaciones. A: aumenta; D: disminuye; V: variable. T: temperatura, SDT: sólidos disueltos totales.

Medidas	R	Correlaciones (Spearman, r_s)					
		F (P)	ACP 1	ICF	Sombra	T	SDT
Riqueza y composición							
Nº familias	D	8,08 (0,0075)	0,45**	0,51**	0,51**	-0,49**	-0,51**
Nº familias ETP	D	5,62 (0,0234)	0,41**	0,44**	0,40	-0,33**	-0,47**
% ETP	D	2,13 (0,1531)					
Nº familiassensibles	D	11,17 (0,002)	0,48**	0,48**	0,38**	-0,43**	-0,54**
Abundancia Total	V	0,002 (0,9554)					
Familias tolerantes							
% Chironomidae	A	0,63 (0,8020)					
% Simuliidae	V	5,51 (0,024)	0,41**	0,24**	0,18**	-0,29**	-0,49**
% Baetidae	A	0,38 (0,0592)					
% Hydropsychidae	A	0,29 (0,0988)					
Gremiostróficos							
Nº Predadores	D	15,62 (0,0004)	0,49**	0,56**	0,53*	-0,58**	-0,47**
% Predadores	D	0,75 (0,3911)					
Nº Recolectores	V	0,05 (0,8218)					
%Recolectores	V	0,39 (0,5357)					
Nº Raspadores	D	8,07 (0,0074)	0,34**	0,44**	0,43**	-0,35**	-0,46**
% Raspadores	D	0,32 (0,5782)					
Nº Filtradores	D	0,65 (0,4269)					
%Filtradores	D	0,01 (0,9368)					
Índices bióticos							
Índice BMWP	D	14,81 (0,0005)	0,53**	0,53**	0,49**	-0,48**	-0,56**

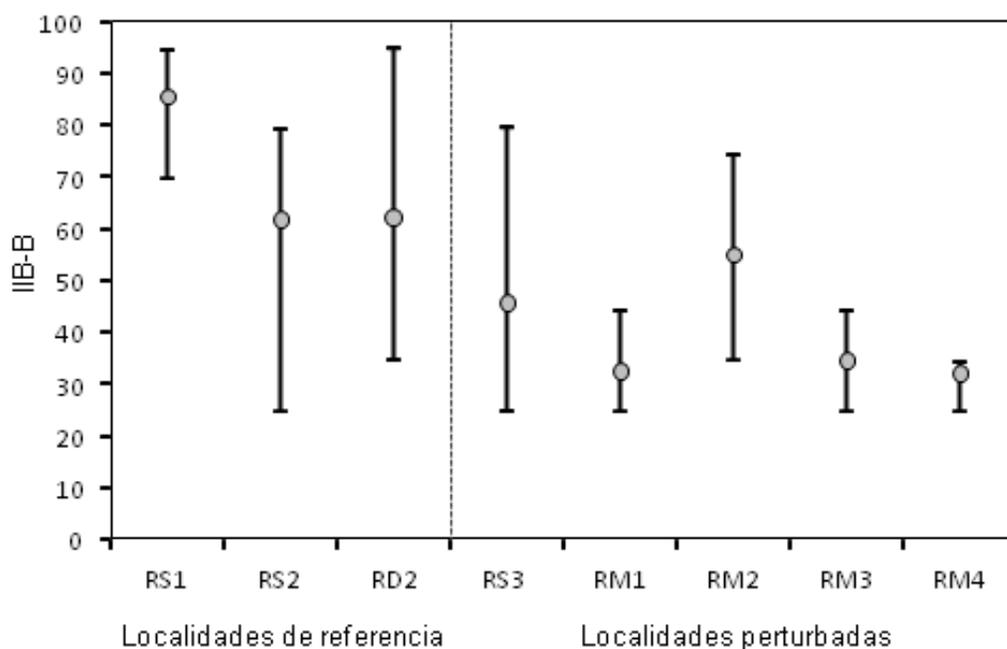


Figura 4. Valores promedio y desviación estándar del índice de integridad biótica-bentónico para cada una de las localidades de la cuenca del río Misoa.

la distribución irregular que presentan los Chironomidae en ambientes perturbados, sobre todo en condiciones de enriquecimiento orgánico de las aguas; además, esta familia demuestra tener diferentes grados de tolerancia entre sus taxones ya que presenta un comportamiento variable a las perturbaciones, lo cual sugiere que deba ser identificada a niveles taxonómicos de género o especie (Simão-Ferreira et al. 2009, Sensolo et al. 2012). Por otra parte, las medidas como la riqueza de familias, N° ETP y N° de familias sensibles, los Simuliidae, los gremios tróficos depredadores y raspadores y el índice BMWP obtuvieron los mayores valores en las localidades más conservadas, debido a que la mayoría de estos organismos presentan alta selectividad a las condiciones de hábitat, ya que no presentan adaptaciones como otros organismos más tolerantes para soportar las altas perturbaciones (Davies y Jackson 2006, Tomanová et al. 2006); por lo tanto, estas medidas son sensibles a las

alteraciones ambientales. El gradiente ambiental dado por el ACP y el ICF, predijeron de manera significativa los atributos de las comunidades de insectos acuáticos (Voss et al. 2011), pues la presencia de bosques ribereños en las localidades a mayor altitud tiene un efecto sustancial en la ecología de las zonas de ribera, contribuyendo a aumentar la heterogeneidad del hábitat fluvial y beneficiando a los organismos asociados. Esto ha sido reseñado para otros ríos de montaña donde la presencia de bosques se asocia con mayor aporte de sombra, refugio y alimento lo cual se expresa en una mayor riqueza y composición de insectos acuáticos (Barrios y Rodríguez 2013).

Los valores del IIB-B indicaron fuertes perturbaciones a lo largo de la cuenca del río Misoa, lo que sugiere que existe una presión continuada e inadecuada por el uso de los recursos hidrobiológicos. Los sistemas de producción agropecuaria son frecuentes en toda la cuenca, de modo que el aporte de materia

orgánica, la acumulación de sedimentos y la deforestación de los bosques ribereños y en las planicies, han ejercido una considerable degradación de las características naturales del hábitat fluvial, y por ende, de la estructura y composición de las comunidades biológicas (Sawyer et al. 2004). Así mismo, en la cuenca baja, además de las actividades agropecuarias, las áreas urbanas y la extracción de petróleo, están asociadas con el vertido de efluentes, la contaminación por metales y la canalización de cauces, los cuales tienen un efecto negativo y prácticamente irreversible en la integridad de los ecosistemas y de sus comunidades acuáticas; no obstante, en la cuenca alta del río Sicare, la cobertura de vegetación ribereña y sustratos más heterogéneos, sugieren una mayor integridad y estabilidad de los ecosistemas acuáticos y por ende de sus comunidades de insectos (Allan 2004). El gradiente en la estabilidad de la condición ecológica aumenta desde las planicies de la cuenca hasta las zonas más altas donde la variabilidad ambiental disminuye, dando lugar a una menor complejidad del hábitat fluvial y a una menor productividad en las aguas con respecto a las corrientes a menor altura de la cuenca (Rodríguez-Olarte y Barrios 2014). Según la hipótesis de Perturbaciones Intermedias (The Intermediate Disturbance Hypothesis, Connell 1978), las comunidades alcanzan la mayor diversidad en presencia de niveles bajos o intermedios de perturbación, mientras que los niveles de diversidad más bajos se observan cuando los niveles de perturbación son elevados o escasos y la inestabilidad del hábitat es muy alta (Álvarez 2009).

Conclusiones

El IIB-B mostró ser susceptible al gradiente ambiental y al estado de conservación del hábitat acuático en la cuenca del río Misoa, ya que permitió diferenciar entre localidades con buen estado de conservación, una alta riqueza de especies y una composición de organismos

sensibles a las perturbaciones; es decir, con una elevada integridad; pero las otras localidades estuvieron fuertemente perturbadas.

Los índices multimétricos son de gran utilidad para detectar las variaciones en las comunidades biológicas a costa de las perturbaciones (naturales y humanas), por lo que son de interés en dependencias gubernamentales y competentes con la administración de los recursos hidrobiológicos. Es necesario incorporar tales métodos de evaluación en las políticas de conservación y programas para el monitoreo de las cuencas hidrográficas.

La cuenca del río Misoa presenta altas perturbaciones que se reflejan en la integridad de sus ecosistemas y sus comunidades biológicas, por lo tanto requieren especial atención para su restauración y conservación.

Agradecimientos

Este trabajo es el resultado parcial de los proyectos 041-AG-2009 y 574-FAG-2012 (CDCHT-UCLA) y 201100582 (PEI-FONACIT) auspiciados por el Museo de Ciencias Naturales UCLA (Colección Regional de Peces). Agradecemos a Jorge Peña, Mariana Nogales y Mayerlis Sequera por su colaboración en los muestreos y procesamiento de muestras en el laboratorio y a los árbitros anónimos por la revisión del manuscrito.

Referencias

- ALBA-TECEDOR J, PARDO I, PRAT N Y PUJANTA A. 2005. Protocolos de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos. En: de la Fuente M., Editor. Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva del Marco del Agua en la Confederación Hidráulica del Ebro. Ministerio del ambiente. España. pp. 131-175.
- ALLAN J. 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic* 35: 254-84.

- ALVAREZ M. 2009. Estudio de la variabilidad espacio-temporal de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en los ecosistemas fluviales de Cantabria. Repercusiones para la aplicación de la Directiva Marco del Agua. (Tesis doctoral). Universidad de Cantabria. Santander. 185 p.
- BARBOUR M, GERRITSEN J, SNYDER B, Y STRIBLING J. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. (United State of America). 339 p.
- BARRIOS M, RODRÍGUEZ D. 2013. Hábitat fluvial e insectos indicadores del estado de conservación de la cuenca alta del río Turbio, en el Estado Lara, Venezuela. *Bioagro* 25(3): 151-160.
- BONADA N, RIERADEVALL M, PRAT N. 2007. Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia* 589: 91-106.
- CARVACHO C. 2012. Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del Limari en Chile. [Tesis de grado]. Madrid: Universidad de Barcelona. Facultad de Biología. 70 p.
- COLONNELLO G, LASSO-ALCALÁ CA. 2011. Diagnostico ambiental de la cuenca del Lago de Maracaibo, Venezuela. En Experiencias en la aplicación del enfoque GEO en la evaluación de los ecosistemas degradados de Iberoamérica. "Desarrollo de metodologías, indicadores ambientales y programas para la evaluación ambiental integral y la restauración de ecosistemas degradados. RED CYTED 411RT0430. pp. 63-79.
- COPLANRH. 1974. Inventario Nacional de Tierras. Región del Lago de Maracaibo. Región 1. Sub Regiones 1A, 1B, 1C. Republica de Venezuela. Comisión del Plan Nacional de Aprovechamiento de los Recursos Hidráulicos. Ministerio de Agricultura y Cría. Centro Nacional de Investigaciones Agropecuarias. Publicación 34. 404 p.
- COUCEIRO SR M, HAMADA N, FORSBERG BR, PIMENTEL TP, LUZ SLB. 2012. A macroinvertebratemultimetric index to evaluate the biological condition to stream in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators* 18: 118-125.
- DAVIES S, JACKSON S. 2006. The biological condition gradient a descriptive model for interpreting change in aquatic ecosystems. *Ecological Applications* 16(4): 1251-1266.
- DOMÍNGUEZ E, FERNÁNDEZ H. 2009. Macroinvertebrados acuáticos de Sudamérica. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo. Tucumán. 654 p.
- ECHEVARRÍA G, MARRERO C. 2012. Determinación del estado ecológico del río Guanare, Estado Portuguesa, Venezuela, utilizando macroinvertebrados bentónicos como indicadores. *Acta Biológica de Venezuela* 32(1): 29-55.
- GERRITSEN J, BURTON J, BARBOUR MT. 2000. A stream condition index for West Virginia wadeable streams. U.S. EPA Region 3 Environmental Services Division, and U.S. EPA Office of Science and Technology, Office of Water.
- GRATEROL H, GONCALVES L, MEDINA B Y PEREZ B. 2006. Insectos acuáticos como indicadores de calidad del agua del río Guacara, Carabobo-Venezuela. *Revista Faraute de Ciencias y Tecnología* 1(1): 57-67.
- GRENOUILLET G, BROSE S, TUDESQUE L, LEK S, BARAILLÉ Y, LOOT G. 2008. Concordance among stream assemblages and spatial autocorrelation along a fragmented gradient. *Diversity and Distribution* 14: 592-603.
- GROSSMAN GD, DOWD JF, CRAWFORD M. 1990. Assemblages stability in stream fishes: A review. *Environmental Management* 14: 661-671.
- HAMMER Ø, HARPER DAT, RYAN PD. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaentological Electronica* 4. 9 p.
- INAMEH. 2011. Datos climatológicos. Lluvias máximas (http://www.inameh.gob.ve/mensual/info_lluvia.php/)
- KARR JR. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.
- KERANS BL, KARR J. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of Tennessee valley. *Ecological Applications* 4(4): 768-785.
- MCCUNE B, MEFFORD MJ. 2011. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 6. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon. 28 p.
- MEDINA E, BARBOZA F. 2006. Lagunas costeras del lago de Maracaibo: distribución, estatus y perspectivas de conservación. *Ecotropicos* 19(2): 128-139.

- MOYA N, DOMÍNGUEZ E, GOITIA E, OBERDORFF T. 2011. Desarrollo de un índice multimétrico basado en macroinvertebrados acuáticos para evaluar la integridad biológica en ríos de los valles interandinos de Bolivia. *Ecología Austral* 21: 135-147.
- RÍOS-TOUMA B, ACOSTA R, PRAT N. 2014. The Andean Biotic Index (ABI): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Revista de Biología Tropical* 62(2): 249-273.
- RODRÍGUEZ-OLARTE D, AMARO A, CORONEL J, TAPHORN D. 2006. Integrity of fluvial fish communities is subject to environmental gradients in mountain streams, Sierra de Aroa, north Caribbean coast, Venezuela. *Neotropical Ichthyology* 4(3): 319-328.
- RODRÍGUEZ-OLARTE D, ROMERO L, CORONEL J, AMARO A. 2007. Caracterización preliminar de los ambientes fluviales en la cuenca del río Tocuyo, vertiente del Caribe, Venezuela. *Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales* 166: 59-79.
- RODRÍGUEZ-OLARTE D, BARRIOS M. 2014. Gradientes, estabilidad y estado de conservación de peces en la cuenca alta del río Turbio, vertiente andina del Orinoco, Venezuela. *Revista de Biología Tropical* 62 (3): 987-996.
- SAWYER J, STEWART P, MULLEN M, SIMON T, BENNETT H. 2004. The influence of habitat, water quality and land use on macroinvertebrate and fish assemblages of a southeastern coastal plain watershed, USA. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 7(1): 85-99.
- SEGNINI S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotrópicos* 16(2): 45-63.
- SEGNINI S, CORREA I, CHACÓN M. 2009. Evaluación de la calidad del agua en ríos de los Andes Venezolanos usando el índice biótico BMWP. En: Enfoques y temáticas en entomología. Arrivillaga A, El Souki M, Herrera B. (eds.). XXI Congreso Venezolano de Entomología. Maracaibo, Sociedad Venezolana de Entomología, 40 p.
- SENSOLO D, HEPP U, DECIAN V, RESTELLO R. 2012. Influence of landscape on assemblages of Chironomidae in Neotropical streams. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 48: 391-400.
- SIMIÃO-FERREIRA J, DEMARCO P, MAZÃO G, CARVALHO A. 2009. Chironomidae assemblage structure in relation to organic enrichment of an aquatic environment. *Neotropical Entomology* 34(4): 464-471.
- SURIANO MT, FONSECA-GESSNER A, ROQUE FO, FROELICH CG. 2011. Choice of macroinvertebrate metrics to evaluate stream conditions in Atlantic Forest, Brazil. *Environmental Monitoring Assessment* 175: 87-191.
- TOMANOVÁ S, GOITIA E, HELESIC J. 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in Neotropical streams. *Hydrobiologia* 566: 251-264.
- VILLALOBOS M, GUZMÁN D, URRIBARRI P, LÓPEZ C, RINCÓN J. 2007. Descomposición de hojarasca en una corriente intermitente tropical (Estado Zulia, Venezuela). *Boletín Centro de Investigaciones Biológicas* 31(2): 121-134.
- VILLAMARÍN C, RIERADEVALL M, PAUL M, BARBOUR M. 2013. A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Perú. The IMEERA index. *Ecological Indicators* 29: 79-92.
- VOSS K, POHLMAN A, VISWANATHAN S, GIBSON D, PUROHIT. 2011. A study of the effect of physical and chemical stressors on biological integrity within the San Diego hydrologic region. *Environmental Monitoring Assessment* 184(3): 1603-1616.
- WAITE I, BROWN L, KENNEN J, MAY J, CUFFNEY T, ORLANDO J, JONES K. 2010. Comparison of watershed disturbance predictive models for stream benthic macroinvertebrates for three distinct ecoregions in western US. *Ecological Indicators* 10(6): 1125-1136.