

EL USO DE LOS MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS COMO INDICADORES DE LA CONDICIÓN ECOLÓGICA DE LOS CUERPOS DE AGUA CORRIENTE*

BENTHIC MACROINVERTEBRATES AS INDICATORS IN THE ECOLOGICAL ASSESSMENT OF STREAMS

Samuel Segnini

Universidad de Los Andes. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología. Laboratorio de Ecología de Insectos. La Hechicera. Mérida. Venezuela. E-mail: segninis@ula.ve

RESUMEN

En éste artículo se revisan los diferentes enfoques que han contribuido al desarrollo conceptual y metodológico del uso de los macroinvertebrados como indicadores de la condición ecológica de los ríos. La evaluación biológica de los ríos se inicio a principios del siglo XX, con la introducción del concepto de saprobiedad como una medida del grado de contaminación orgánica. Más de medio siglo después, la introducción de conceptos ecológicos modernos impulsó el uso de los índices de diversidad para medir cambios en la calidad del agua. Estos fueron rápidamente desplazados por los índices bióticos, que retomaron el concepto de saprobiedad. Durante los años 80, en concordancia con la idea de estudiar los ríos desde una perspectiva holística, la bioindicación se orientó hacia la comparación de la condición biológica de sitios poco intervenidos con la de sitios impactados. Actualmente son dos los métodos que tienen este enfoque: en uno se desarrollan índices que miden la condición biológica reuniendo varios atributos de la comunidad en una única medida que se usa para comparar sitios degradados con sitios poco intervenidos. El otro método es el de los modelos de predicción que usan la estadística multivariada para comparar la composición de la comunidad entre los sitios impactados y los de referencia.

Palabras clave: bioindicación, integridad biótica, índices bióticos, modelos de predicción, macroinvertebrados bentónicos

ABSTRACT

This paper reviews the different approaches that have contributed to the conceptual and methodological development of the use of macroinvertebrates as bioindicators of the ecological condition of streams. Biological assessment of streams begun early in the twentieth century with the introduction of the saprobity concept as a measure of the degree of organic pollution. Half a century latter, new modern ecological concepts encouraged the use of diversity indices to assess changes in the quality of water. These were rapidly displaced by biotic indices which restored the saprobity concept. During the 1980's, in accord with the idea of a holistic approach to stream studies, bioindication was directed towards comparison of the ecological conditions of sites with low perturbation with highly perturbed sites. Currently, two methods follow this approach: one is the development of indices which assess the biological condition by assembling information on different community attributes in a single estimator, used to compare degraded sites with sites of low perturbation. The second method is the use of predictive models which use multivariate statistics to compare community composition between the perturbed sites and those used as a reference.

Keywords: bioindicaction, biotic integrity, biotic index, predictive models, benthonic macroinvertebrates.

*trabajo originalmente presentado en el I Simposio Venezolano de Ecología de Aguas Continentales, Maracaibo, Venezuela, diciembre de 2001.

INTRODUCCIÓN

La preocupación general que despertó la conferencia de Río de Janeiro sobre la disminución de la Biodiversidad en los ecosistemas tropicales sensibilizó la opinión mundial y marco el inicio en la toma de acciones tendientes a remediar la situación, especialmente en aquellos ecosistemas naturales poco o nada intervenidos o con posibilidades de recuperación. Desde entonces una gran cantidad de esfuerzo en el ámbito internacional se ha dirigido hacia la preservación de los océanos y los bosques húmedos tropicales (Allan y Flecker 1993). Sin embargo, otros ecosistemas igualmente frágiles e importantes como los cuerpos de agua corriente han recibido mucho menos atención. Ellos están siendo afectados por la acción de factores antropogénicos como son las grandes obras de ingeniería, la transformación del paisaje, los cambios en el uso de la tierra, la introducción de especies exóticas, la sobreexplotación de sus recursos, la contaminación, la ocupación de las planicies de inundación, los cambios de cursos, la derivación de canales para usos agropecuarios, etc. (Karr 1991; Allan y Flecker 1993; Winemiller *et al.* 1996).

Hacia finales de la década de los 70 del siglo XX, los análisis químicos eran los métodos más utilizados para evaluar la calidad de las aguas, aunque eran ineficaces para detectar cambios en las condiciones naturales de los ríos cuando ellos son el resultado de perturbaciones no puntuales de origen difuso. Ante ésta situación se revalorizan los métodos biológicos cuyo uso en el monitoreo de las condiciones de los cuerpos de agua ha tenido un gran auge en las dos últimas décadas y se han convertido en una herramienta valiosa y complementaria de los métodos químicos y bacteriológicos.

La bioevaluación de las aguas se fundamenta en la capacidad natural que tiene la biota de responder a los efectos de perturbaciones eventuales o permanentes. En términos generales se puede decir que la biota acuática cambia su estructura y funcionamiento al modificarse las condiciones ambientales de sus habitats naturales. De modo que es posible usar algunas características o propiedades estructurales y funcionales de los diferentes niveles de organización biológica para evaluar en forma comparativa el estado de la biota acuática, cuya condición es reflejo del estado ecológico del cuerpo de agua. Estas características de evaluación se conocen con el

nombre genérico de bioindicadores.

Por lo general no se evalúa la condición de toda la comunidad biótica sino la de algunas agrupaciones de organismos. El plancton, los peces y los invertebrados han sido los grupos más usados en los estudios de bioindicación. Dentro de ellos destacan, los macroinvertebrados bentónicos. Estos son todos los invertebrados que habitan el fondo de los ecosistemas acuáticos, al menos en algunas etapas de su ciclo de vida y que son retenidos en redes con una abertura de poro igual o menor a las 500 μm (Hauer y Resh 1996). En la fauna bentónica están incluidos diversos grupos de invertebrados como moluscos, lombrices, sanguijuelas, platelmintos, crustáceos, ácaros y fundamentalmente los estados juveniles de varios ordenes de insectos. La preferencia por éste grupo se debe a varias razones, que son señaladas por Reece y Richardson (1999): i) son relativamente sedentarios y por lo tanto representativos del área donde son colectados; ii) tienen ciclos de vida relativamente cortos comparado con los peces y reflejan con mayor rapidez las alteraciones del medio ambiente mediante cambios en la estructura de sus poblaciones y comunidades; iii) viven y se alimentan en o sobre los sedimentos donde tienden a acumularse las toxinas, las cuales se incorporan a la cadena trófica a través de ellos; iv) su sensibilidad a los factores de perturbación y responden a las sustancias contaminantes presentes tanto en el agua como en los sedimentos, y v) son fuente primaria como alimento de muchos peces y participan de manera importante en la degradación de la materia orgánica y el ciclo de nutrientes.

En éste trabajo se presenta una revisión de los diferentes enfoques que han contribuido al desarrollo conceptual y metodológico de los métodos de bioindicación. Son varias las razones que nos llevaron a abordar este tema: a) por una parte consideramos que actualmente el uso de los macroinvertebrados bentónicos es la mejor alternativa metodológica para detectar modificaciones tempranas y/o de origen difuso que se producen en los ecosistemas acuáticos (Cairns y Pratt 1993; Resh y Jackson 1993 y Rosemberg y Resh 1993; Barbour *et al.* 1999; Karr y Chu 1999; Roldán 2003); b) por otra parte se encuentra la situación de riesgo en la cual se encuentra la condición ecológica de los ríos en Venezuela debido a la acción prolongada y constante de diversos factores de perturbación (Péfaur y Durant 1983, Winemiller *et al.* 1996, Karwan *et al.* 2001, Allan

et al. 2002 y Wrigt y Flecker 2004), y c) finalmente, el poco esfuerzo de investigación que se ha hecho en Latinoamérica para desarrollar y/o aplicar métodos biológicos en la evaluación de los sistemas lóticos; entre los pocos trabajos realizados se pueden mencionar los efectuados en Venezuela por Lugo y Fernández (1994) quienes evaluaron los efectos de la contaminación orgánica sobre la composición y diversidad de la entomofauna en un río de la región central del país; Rodríguez-Olarte y Taphorn (1995) y Rivera y Marrero (1995) probaron la adaptabilidad del IBI de Karr para peces a las condiciones tropicales en ríos de los llanos; Rincón (1995) estudió los cambios en la composición y diversidad de la comunidad a lo largo de un gradiente de contaminación orgánica y utilizó los métodos multivariados como herramienta de análisis y Correa (2000) generó un índice biótico para evaluar la condición ecológica de los ríos de una cuenca altiandina; en Colombia Zamora (1999), Riss *et al.* (2002), Roldán (1999, 2003) y Roldán *et al.* (2003) adaptan el sistema BMWP a varias cuencas y Gutierrez *et al.* (2004) implementan un método basado en redes neuronales para estimar la calidad del agua en la cuenca media y alta del río Bogotá; en Brasil Marques y Barbosa (2001) usan un índice integrado para evaluar la cuenca media del río Doce; en México Weigel *et al.* (2002) desarrollaron un índice integrado para evaluar ríos en la zona centro occidental del país; en Chile Figueroa *et al.* (2003) y Leiva (2004) aplican el Índice Biótico de Familia de Hilsenoff en varios ríos meridionales.

ESPECIES INDICADORAS

Los primeros intentos para usar los organismos vivos para medir el grado de deterioro de los cuerpos de agua corriente estuvieron dirigidos a detectar la contaminación orgánica de las aguas, que fue durante mucho tiempo el principal factor de perturbación. Así comenzaron a desarrollarse listas de especies presentes en sitios con diferente grado de alteración. Debido a lo engorroso y difícil que resultaba hacer comparaciones con estas listas generales de especies, las mismas se sustituyeron por listas de especies indicadoras, es decir por especies que pueden vivir bajo condiciones ambientales relativamente particulares. Con estas lista se construyeron diversos esquemas que agruparon las especies por categorías y estas se asociaron a

condiciones con distintos grados de contaminación orgánica.

El primero de estos esquemas fue el desarrollado por Kolwitz y Marson (1908), quienes introdujeron la idea de la saprobidad como una medida del grado de contaminación orgánica de un cuerpo de agua. Donde hay poca contaminación orgánica el nivel de saprobidad es bajo, y será alto donde existe una gran contaminación. La asociación del concepto de saprobidad y el de especies indicadoras permitió evaluar el grado de contaminación orgánica y la recuperación progresiva de diferentes sitios determinando la presencia de ciertos tipos de organismos. El esquema sapróbico divide el curso de un río en varias zonas: a) catarófica de aguas muy limpias; b) oligosapróbica de aguas poco contaminadas; c) β -mesosapróbica de aguas medianamente contaminadas; d) α -mesosapróbica de aguas muy contaminadas y e) polisapróbica de aguas fuertemente contaminadas (Roldán 2003)

El uso del Sistema Sapróbico, ha logrado mantenerse vigente desde su formulación, aunque ha sido objeto de constantes revisiones y modificaciones. Actualmente es muy utilizado en algunos países de la Europa central y oriental, hasta el punto que en países como Dinamarca la clasificación de las aguas basado en el sistema sapróbico está especificado en la Ley de Protección Ambiental promulgada en 1973 (Cairns y Pratt 1993).

Un método alternativo fue el de utilizar la densidad de las poblaciones de especies indicadoras como medida del grado de contaminación. Debido a la gran variabilidad natural tanto espacial como temporal de éste parámetro, se desarrollaron diferentes diseños de muestreo. En los protocolos más sencillos de muestreo se recurrió a determinar la abundancia de las especies indicadoras en sitios perturbados y compararla con la abundancia de sitios poco impactados. Una variante de esta metodología fue la de medir la abundancia de las especies antes y después de las fuentes de perturbación. No obstante la fortaleza metodológica de estos diseños, su utilidad se vio limitada por la gran variabilidad de la densidad poblacional que dificulta la distinción entre los cambios de densidad determinados por un factor particular de los producidos por la variación natural (Karr y Chu 1997).

El concepto de especies indicadoras siempre ha sido controversial por varias razones: i)

muchas especies con el *status* de indicadoras tienen áreas de distribución geográfica muy limitada, lo cual restringe su utilidad fuera de esas áreas, ii) el punto de vista del investigador y el tipo de perturbación influyen sobre la calificación de una especie como indicadora, iii) las especies indicadoras pierden su validez cuando los problemas de contaminación se deben a otras causas diferentes al enriquecimiento orgánico. Esta desconfianza en los sistemas de evaluación de aguas basados en especies indicadoras determinó que su uso quedara restringido a algunos países europeos (Cairns y Pratt 1993).

INDICES DE DIVERSIDAD

Con el advenimiento de nuevos puntos de vista en la teoría ecológica, como fueron las hipótesis que intentaron relacionar dos atributos de la comunidad como *la diversidad* y *la estabilidad* (Washington 1984), los estudios enfocan su atención en los cambios de los patrones de riqueza y abundancia de especies como una manera de evaluar el impacto de los diferentes tipos de perturbaciones ambientales sobre las comunidades lóxicas. La premisa ecológica que soporta el uso de la diversidad para cuantificar el grado de deterioro de los ríos establece que la estabilidad de una comunidad incrementa con su complejidad (Lampert y Sommer 1997). Así con la entrada de los años 60 se inicia una nueva etapa en la historia de los macroinvertebrados como bioindicadores. Durante ésta década se solidifica el uso de los índices de diversidad, como medida de las perturbaciones ambientales (Washington 1984). La popularidad de los índices de diversidad se debió

en parte a que se hizo innecesaria la identificación de los taxa, sólo se requería su separación (Norris y Georges 1993) y podían ser aplicados por personal no entrenado o sin conocimientos biológicos (Cairns y Pratt 1963). En la Tabla 1 se presentan algunos esquemas que relacionaban los valores de la diversidad con diferentes condiciones ambientales (Wilhm y Dorris 1968, Staub *et al.* 1970).

El uso de los índices de diversidad como método de bioindicación comenzó a perder importancia, debido en parte al progresivo debilitamiento de las hipótesis que pretendían establecer una relación directa de causa-efecto entre la diversidad y la estabilidad de los ecosistemas (Washington 1984). Igualmente, las propiedades de las medidas de diversidad, especialmente las del popular índice de Shannon (H'), comenzaron a ser cuestionadas (Hughes 1978). Pero posiblemente, el factor más importante que contribuyó a restringir el uso de los índices de diversidad fue su incapacidad para diferenciar las interacciones biológicas y taxonómicas que existen entre las especies de la comunidad (Brinkhurst 1993). La mayoría de las medidas de diversidad están calculadas en función de la riqueza de especies y/o la distribución de abundancia de las mismas, sin tomar en cuenta el tipo de organismos presentes y la capacidad de los mismos de adaptarse a los cambios del medio ambiente.

INDICES BIÓTICOS

Los índices bióticos sustituyen progresivamente a las medidas de diversidad y con ellos se renueva el uso de las técnicas cualitativas en la bioindicación. En estos índices se integran los

Tabla 1. Esquemas de clasificación de las aguas contaminadas de acuerdo a los valores del índice de Shannon-Wiener (H') según Wilhm y Dorris (1968) y Staub *et al.* (1970)

Esquema de Wilhm y Dorris (1968)		Esquema de Staub <i>et al.</i> (1970)	
<u>H'</u>	<u>Condición</u>	<u>H'</u>	<u>Condición</u>
> 3	Agua limpia	3,0 – 4,5	Contaminación débil
1-3	Contaminación moderada	2,0 – 3,0	Contaminación ligera
< 1	Contaminación severa	1,0 – 2,0	Contaminación moderada
		0,0 – 1,0	Contaminación severa

Tabla 2. Índices Bióticos usados en Europa

Índice	País	Año
Trent Biological Index (BI)	Inglaterra	1964
Índice Biotique (IB)	Francia	1968
Chandler Biotic Score (BS)	Escocia	1970
Índice Biologique de Qualite Biol. Generale (IQBG)	Francia	1976
Extended Biotic Index (EBI)	Reino Unido	1978
Biological Monitoring Working Party Score (BMWP)	Reino Unido	1978
Belgian Biotic Index (BBI)	Bélgica	1983
Besos y Llobregat (BILL y FBILL)	España	1983
Danish Stream Fauna Index (DFI)	Dinamarca	1984
Indice Biological Global (IBG)	Francia	1985
Biological Monitoring Working Party Score (BMWP')	España	1986

conceptos de saprobidad y el de diversidad, pero con la ventaja añadida de tomar en cuenta la composición y adaptabilidad de los taxa. Estos dos últimos aspectos son considerados al determinar la tolerancia de los diferentes grupos de organismos a los factores de perturbación. La presencia o ausencia de un taxón y/o su abundancia se pondera de acuerdo a la sensibilidad que presenta al factor de perturbación que se quiera valorar.

Estos índices han tenido una gran acogida en Europa, en la Tabla 2 se muestran las numerosas alternativas desarrolladas en esta región (Adriaenssens *et al.* 2002).

Entre los de mayor popularidad en Europa está el BMWP junto con sus derivados el ASPT o el BMWP' (Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega 1988). El uso de éste último, también conocido como índice de Alba en honor a su propulsor, ha sido recomendado por la Asociación Española de Limnología debido a su sencillez, precisión y eficacia (Libro Blanco del Agua en España 2000). Estos métodos pueden ser aplicados al nivel de taxonómico de familia, género o especie, no es necesario cuantificar la abundancia de los grupos y sólo se registra su ausencia o presencia. A cada

taxón se le asigna un puntaje que varía entre 1 y 10 de acuerdo con su tolerancia a la contaminación orgánica. La suma de los puntajes de todos los taxa produce el valor del índice BMWP. Según la misma fuente, para el caso de España, se han establecido cinco clases de calidad biológica de acuerdo al valor total que el índice alcance en un determinado cuerpo agua (Tabla 3).

Un índice equivalente a los anteriores, desarrollado y aplicado en los Estados Unidos, es el de Hilsenoff (1977, 1987, 1988). Su valor no es otra cosa que un promedio ponderado de la abundancia de los diferentes taxa, que en éste caso se identifican hasta el nivel de familia.

$$IBF = (\sum n_i T_i) / N$$

Donde:

n_i es el número de individuos para cada taxa

T_i es el valor de ponderación asignado a cada taxa

N es el total de individuos en la muestra

El valor de ponderación representa la tolerancia de cada grupo de organismos a la contaminación orgánica y varía entre 0 y 10. El valor de 0 es asignado a las familias más intolerantes

Tabla 3. Valor del índice BMWP' para las diferentes clase de calidad biológica del agua

Clase	Valor del índice	Condición
I	> 120	Agua muy limpias
	101- 120	Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible
II	61 – 100	Son evidentes algunos efectos de contaminación
III	36 – 60	Aguas contaminadas
IV	16 – 35	Aguas muy contaminadas
V	< 16	Aguas fuertemente contaminadas

a la contaminación orgánica y un valor de 10 a las familias más tolerantes. Los valores entre 0 y 10 definen tolerancias intermedias. En la Tabla 4 se presentan la clasificación de la calidad del agua en función de los valores de IBF obtenidos por Hilsenoff (1988). Los valores del índice muestran una relación inversamente proporcional a la buena calidad del agua y directamente proporcional al grado de contaminación orgánica.

El uso de los índices de diversidad como el de los índices bióticos, constituyó una evolución conceptual importante en la bioindicación. El concepto organismo indicador fue sustituido por el de comunidad indicadora. Tal como señala Alba-Tercedor (1996), “*al tener en cuenta a toda una comunidad se minimizan los errores y se multiplica la capacidad de detección de alteraciones*”. Las ventajas de usar la comunidad biológica en la bioevaluación de los cuerpos de agua resultan, entre otros factores, de su capacidad: i) de reflejar la condición ecológica de un sitio; ii) de integrar los efectos de los impactos de diferentes factores de perturbación; iii) de acumular en el tiempo el efecto de las tensiones que le han afectado; y iv) de ser sensibles al impacto de factores difusos, no puntuales que no pueden ser detectados por otros métodos (Barbour *et al.* 1999). Sin embargo, la mayoría de los índices bióticos han sido diseñados para valorar la respuesta de la comunidad de macroinvertebrados a tipos específicos de perturbación, como la contaminación orgánica (Norris y Georges 1993). Esta última limitación ha restringido su uso, especialmente en

aquellas situaciones donde actúan factores de perturbación distintos al enriquecimiento orgánico, de origen múltiple y con efectos menos evidentes.

INDICES BIÓTICOS INTEGRADOS

Con el reconocimiento, relativamente reciente, de que la estructura y funcionamiento de los sistemas lóticos está íntimamente asociada a la geología, al tipo de vegetación y a otros factores que operan a nivel del paisaje (Vannote *et al.* 1980); que la cuenca hidrográfica es la unidad geográfica e hidrológica de integración de los diferentes procesos que afectan la condición ecológica de estos ecosistemas (Naiman 1992); y que los efectos de las modificaciones en el ámbito regional pueden ser más perjudiciales para los ríos que los efectos de la contaminación orgánica o química (Hughes *et al.* 1990, Roth *et al.* 1996, Lammert y Allan 1999, Karwan *et al.* 2001, Allan *et al.* 2002 y Wrigt y Flecker 2004) pierden fuerza los métodos de evaluación basados en unas pocas propiedades o en algunos procesos particulares de las comunidades biológicas.

Dentro de éste nuevo marco conceptual que orienta los estudios de los cuerpos de agua corriente hacia la comprensión global del ecosistema teniendo como unidad de integración la cuenca hidrográfica se produjo un cambio en la filosofía que guiaba los métodos de bioindicación. La nueva estrategia de acción es la valoración de la *integridad biótica* de los ríos. En su forma más usual se entiende por integridad biótica “*la capacidad de un ecosistema acuático de soportar y mantener*

Tabla 4. Clasificación y grado de contaminación de la calidad del agua mediante el Índice Biótico de Familia (IBF) de Hilsenoff.

Índice Biótico	Calidad del Agua	Grado de contaminación
0,00 – 3,75	Excelente	Sin contaminación orgánica aparente.
3,76 – 4,25	Muy buena	Contaminación orgánica ligera
4,26 – 5,00	Buena	Algo de contaminación orgánica
5,01 – 5,75	Regular	Contaminación orgánica regular
5,76 – 6,50	Regular - Pobre	Contaminación orgánica significativa
6,51 – 7,25	Pobre	Contaminación orgánica muy significativa
7,26 – 10,00	Muy Pobre	Contaminación orgánica severa

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 y Dudley 1981). Una concepción más operativa de la integridad biótica es considerarla como el extremo de un gradiente de condiciones biológicas que se extiende entre un extremo conformado por sitios donde no existen condiciones aptas para la vida, severamente perturbados y un extremo opuesto de sitios con ninguna o poca intervención que mantienen una biota que es resultado de procesos evolutivos y biogeográficos. Es ésta condición biológica óptima la que se asocia al concepto de integridad biótica (Karr 1999). De acuerdo a este punto de vista, la condición biológica de un cuerpo de agua se mide comparando elementos representativos de la biota de sitios impactados con los mismos elementos presentes en la biota de sitios referenciales no perturbados. Es importante aclarar que el concepto de biota desde ésta perspectiva tiene una connotación no sólo taxonómica, sino que incluye todo el conjunto de elementos estructurales: genes, especies y agrupaciones de especies; así como elementos funcionales: mutaciones, metabolismo, crecimiento, procesos demográficos, interacciones bióticas y las relaciones energéticas. Un concepto similar al de integridad biótica es el de *Integridad Ecológica* en el cual se incorpora la evaluación del ambiente físico (Covich *et al.* 1995, Gibson *et*

al. 1996, FWI Ecological Integrity Workshop 1999, Radwell 2000). En el uso de estos dos términos no ha habido una clara diferenciación y es común que se le dé una aplicación equivalente.

Como consecuencia inmediata de la reorientación conceptual de la bioindicación surgió la necesidad de desarrollar métodos para evaluar la integridad biológica o ecológica de los cuerpos de agua. Para esto fue necesario definir un marco referencial de organización e integración de aquellos factores naturales susceptibles de ser modificados por la actividad humana y de cuyo estado depende la integridad biótica de los cuerpos de agua. Con éste propósito Karr (1991) identificó cinco grupos de variables cuyas modificaciones afectan directamente a la integridad biótica:

1. *La Calidad del Agua:* temperatura, turbidez, oxígeno disuelto, acidez, alcalinidad, sustancias orgánicas o inorgánicas, metales pesados y sustancias tóxicas.
2. *La Estructura del Hábitat:* tipo de sustrato, profundidad del agua, velocidad de la corriente y complejidad espacio-temporal del hábitat físico.
3. *El Régimen del Flujo:* volumen de agua y variaciones temporales del caudal.
4. *Las Fuentes Energéticas:* tamaño, cantidad y tipo de la materia orgánica entrante y los cambios temporales en el patrón de suministros energéticos.
5. *Las Interacciones Bióticas:* competencia, depredación, enfermedades, parasitismo y

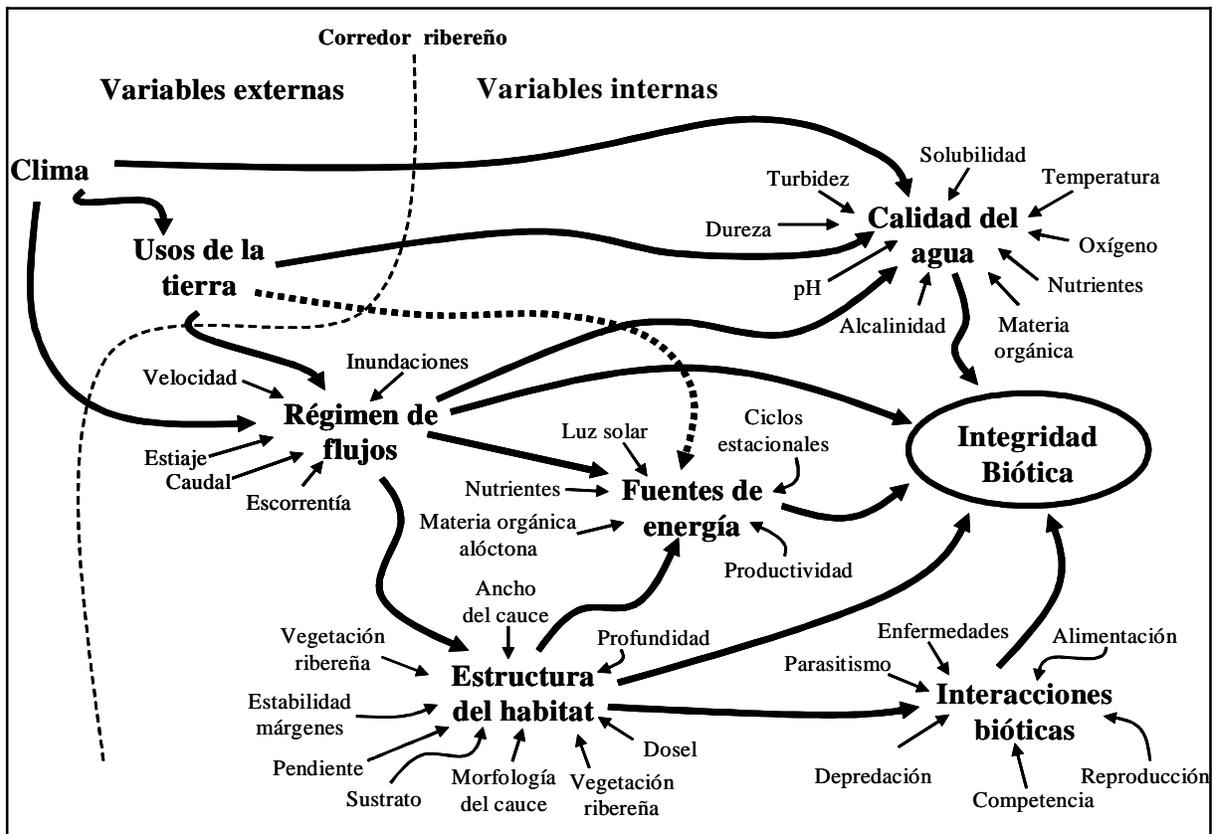


Figura 1. Variables que afectan la integridad biótica. La integridad biótica es afectada indirectamente por las variables externas y directamente por las variables internas (Modificación e integración de esquemas de Gibson *et al.* 1996 y de Yoder 1991)

mutualismo.

La clasificación anterior deja claro que la integridad biótica de un cuerpo de agua resulta de la interacción de procesos físicos, químicos y biológicos (Figura 1). De modo que el diseño de cualquier herramienta para evaluar la condición de un cuerpo de agua debe estar basado en la valoración de los componentes más representativos de la integridad biótica como aquellos relacionados con la estructura de la comunidad, la composición taxonómica, la condición individual y con los procesos biológicos (Gibson *et al.* 1996).

En consecuencia los estudios de bioindicación se orientaron hacia el desarrollo de índices biológicos integrados (= *multimetrics*), en los cuales se reúnen en una única medida los valores de variables estructurales y funcionales de los componentes bióticos del sistema. La condición biológica pasa a ser una medida relativa que se

obtienen comparando el valor del índice de un sitio cualquiera con el valor del índice para una condición de referencia que se asume representa la mejor situación (integridad biótica) que puede tener el cuerpo de agua en una determinada región (Barbour *et al.* 1996). La primera medida de éste tipo desarrollada con éxito, fue el Índice de Integridad Biótica (IBI) para peces (Karr 1981). Para el cálculo de ésta medida se utilizan los valores de variables como la riqueza de especies, la composición trófica, el número de especies sensibles, el número de especies exóticas, el número de individuos enfermos, etc. Posteriormente se desarrollaron medidas de éste tipo utilizando los macroinvertebrados acuáticos (Plafkin *et al.* 1989, Kerans y Karr 1994). A partir de éstos primeros intentos se han desarrollado numerosos protocolos de investigación basados en éste enfoque (DeShon 1995, Yoder y Rankin 1995, Stribling *et al.* 1998,

Barbour *et al.* 1999, Maxted *et al.* 2000, Royer *et al.* 2001, Weigel *et al.* 2002, Klem *et al.* 2003, Wiseman 2003). A continuación resumiremos el protocolo implementado por la Environmental Protection Agency para la generación de un índice biótico integrado (Gibson *et al.* 1996, Barbour *et al.* 1999), el cual ha servido de base para la mayoría de programas de éste tipo.

Generación de un Índice Biótico Integrado

En forma general se puede decir que el proceso para la obtención de un índice integrado consta de dos fases. Una primera fase en la cual se seleccionan los sitios o puntos de referencia dentro de categorías relativamente homogéneas, se escogen y calibran las variables de bioindicación y se genera un índice integrado; la segunda fase

implica la evaluación de los ríos impactados. El esquema del proceso se muestra en la Figura 2.

A) Fase I

I) Clasificación de los sitios de muestreo y selección de los sitios de referencia.

En primer lugar se debe separar la variabilidad natural de aquella de origen humano. Una manera de lograr esto, es agrupando los sitios en clases relativamente homogéneas en cuanto a características físicas, químicas y biológicas. Con éste proceder se intenta minimizar la variación dentro de los grupos y maximizar la varianza entre grupos. Por lo general ésta clasificación se hace *a priori* en función de parámetros preestablecidos que no son afectados por las actividades humanas

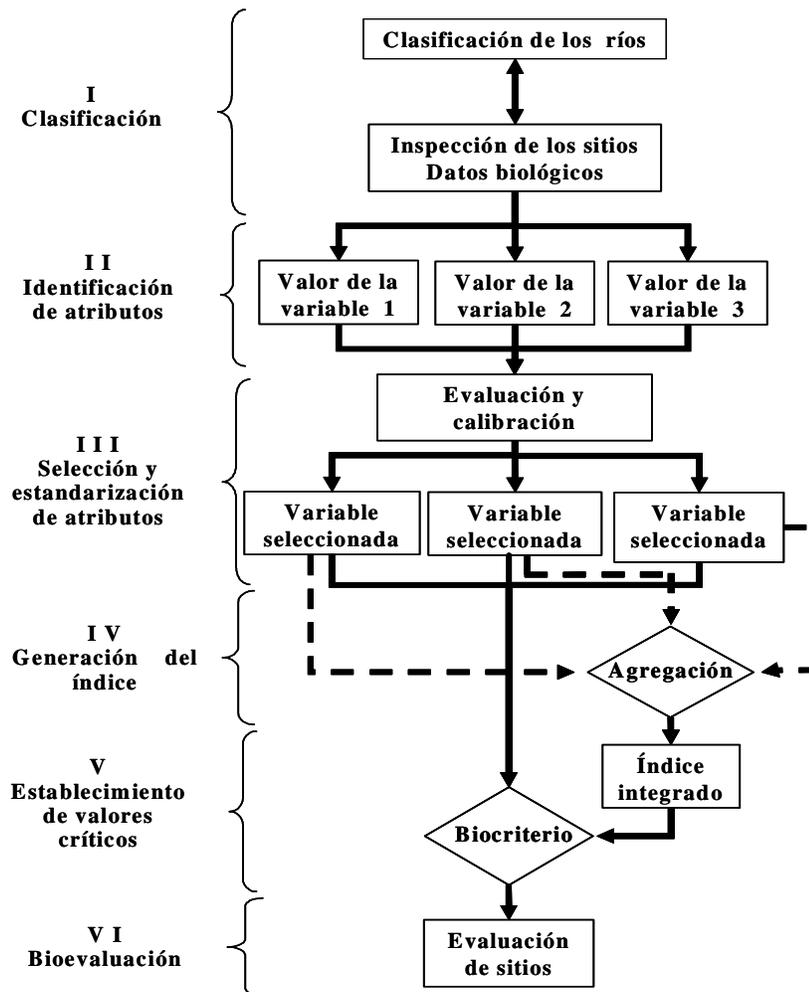


Figura 2. Esquema del proceso de desarrollo y aplicación de un índice biótico integrado (Modificado de Gibson *et al.* 1996)

(Barbour *et al.* 1996), como son los de origen biogeográfico (Ej. Zonas de Vida), topográfico (Ej. Altitud), climático (Ej. Temperatura), hidrológico (Ej. Flujo), etc. Dentro de cada grupo se seleccionan sitios de referencia, que son aquellos con poca o ninguna intervención. La integración de las características de estos sitios poco perturbados conforma una condición de referencia y los valores de sus atributos biológicos sirven de patrón contra el cual se comparan los valores de los mismos atributos medidos en los sitios de prueba, es decir aquellos a los cuales se les quiere medir su condición (Reynoldson *et al.* 1997).

Debido a la dificultad de encontrar sitios prístinos puede utilizarse el criterio del menor impacto para seleccionar los sitios de referencia. Estos no deben estar afectados, y de estarlo debe ser en forma mínima, por factores tales como fuentes puntuales y no puntuales de descarga de aguas no tratadas, obras de ingeniería, cambios del uso de la tierra, etc. En forma general, los sitios de referencia se caracterizan, según Hughes (1995), por tener una extensa vegetación ribereña natural; una diversidad apropiada de sustratos; un cauce naturalmente estructurado al igual que sus respectivas márgenes; con variaciones naturales del volumen de agua, así como riberas y bancos estables.

II) Atributos biológicos indicadores.

Parte del éxito del método depende de la correcta escogencia de los atributos o bioindicadores que caracterizan la integridad biótica (Karr y Chu 1997) por lo que su escogencia debe hacerse tomando en cuenta tres propiedades: i) ser una característica relevante de la condición biológica, ii) tener una respuesta consistente con los diferentes niveles de acción de los factores de perturbación y iii) producir repuestas que discriminen la variación natural. En la Tabla 5 se presenta un conjunto de variables de la comunidad bentónica con potencial para ser usadas como atributos indicadores de la condición biológica de los ríos..

En ésta etapa se deben eliminar los atributos indicadores con una frecuencia de aparición muy baja, los que no añaden información adicional por estar fuertemente correlacionados con otros atributos y aquellos con una variabilidad natural tan grande que les impide discriminar sitios con distintas condiciones ecológicas. El análisis de percentiles es adecuado para evaluar la variabilidad

de un bioindicador (Figura 3).

III) Selección de los bioindicadores más eficaces.

Un bioindicador será eficaz en la medida que pueda discriminar entre sitios poco o nada perturbados (condición de referencia) y sitios impactados. La selección de los dos tipos de ambientes debe hacerse con base a criterios no biológicos como son los relacionados con el uso de la tierra, la calidad fisicoquímica del agua y la condición del hábitat. La capacidad de discriminación de un bioindicador se puede evaluar comparando la distribución de sus valores en un conjunto de sitios impactados contra su distribución en un conjunto de sitios en buenas condiciones (Figura 3). Si el solapamiento entre las dos distribuciones es mínimo el bioindicador se considera que tiene un gran poder para discriminar entre condiciones que contrastan en cuanto a su condición natural. Igualmente debe comprobarse su capacidad de responder consistentemente en un gradiente de condiciones mediante análisis de asociación entre los valores de los atributos indicadores y los valores de algunos elementos de perturbación o la calidad del hábitat.

IV) Generación del Índice de Integridad Biótica.

La información que contienen los bioindicadores seleccionados se puede integrar en un único valor o índice. Sin embargo, los valores de diferentes bioindicadores se expresan en unidades diferentes, por lo que se hace necesario normalizar o igualar sus unidades para poder construir el índice. La normalización implica asumir que todos los bioindicadores tienen la misma importancia. Una manera de normalizar los indicadores, es utilizando los percentiles de la distribución de valores de cada atributo en la condición de referencia. La distribución de valores esperados es dividida, por ejemplo, en tres secciones: superior, media y baja. Este procedimiento fue aplicado por Barbour *et al.* (1996) en el desarrollo de un índice integrado para evaluar los ríos de Florida (USA). En éste caso el percentil del 25% marca el límite que separa las secciones superior y media de las distribuciones de cada variable. La parte media de la distribución quedó comprendida entre el percentil del 25% y la mitad de la amplitud del percentil del 25%. Por debajo del límite inferior de la sección intermedia

Tabla 5. Atributos potenciales de los macroinvertebrados bénticos para evaluar la condición biológica del agua de ríos (Modificado de Barbour *et al.* 1999).

Comunidad ⁽¹⁾	Composición Taxonómica	Condición Individual	Procesos Biológicos
N° total de familias	% EPT ⁽¹⁻²⁾	Hydropsychidae/Trichoptera	N° depredadores (1)
N° EPT ⁽²⁾	% Odonata		% depredadores
N° Odonata	% Ephemeroptera	Baetidae/ Ephemeroptera	N° Colectores (1)
N° Ephemeroptera	% Plecoptera		% Colectores
N° Plecoptera	% Megaloptera	Índice Bióticos	N° Filtradores (1)
N° Trichoptera	% Trichoptera	(IBF, BMPW)	% Filtradores
N° Coleoptera	% Coleoptera		N° Raspadores (1)
N° Chironomidae	% Diptera	Índice de diversidad	% Raspadores
	% Chironomidae		Raspadores/(Raspadores+
	% Contribución del taxón dominante		Filtradores)
	% Contribución de los cinco taxa dominantes		N° Fragmentadores (1)
			% Fragmentadores

⁽¹⁾ Nivel taxonómico de *Familia*

⁽²⁾ E = Ephemeroptera, P = Plecoptera, T = Trichoptera

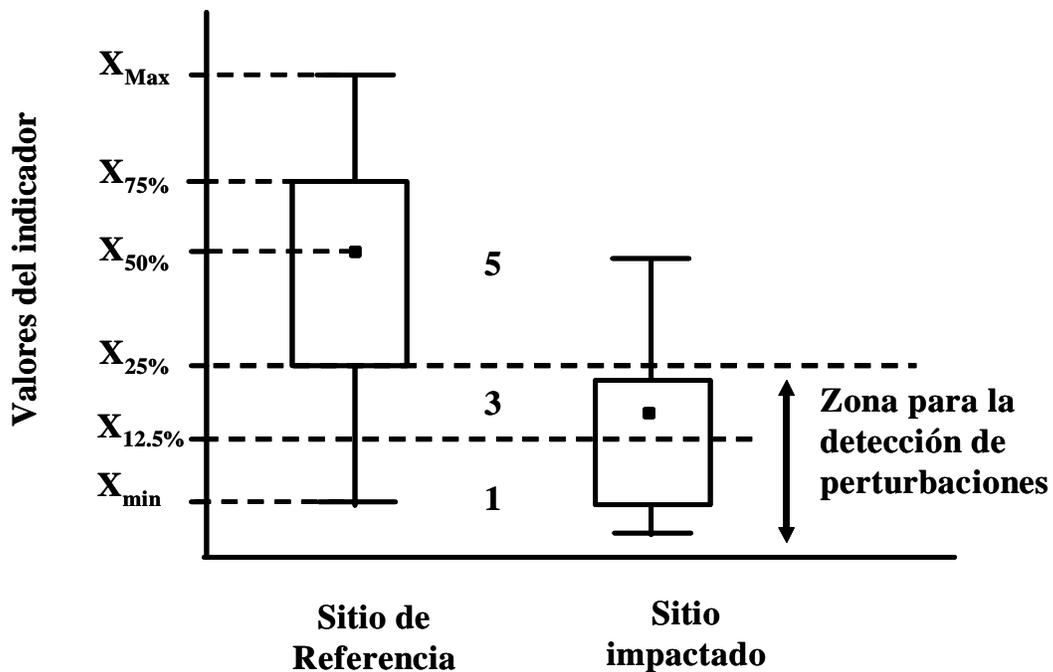


Figura 3. Representación hipotética de la distribución de los cuartiles de un indicador en un sitio de referencia y un sitio impactado, usando gráficos de cajas y extensión. Los números 5, 3 y 1 son los valores que ponderan del grado de perturbación los cuales se le asignan a los sitios cuya mediana quede incluida dentro del rango respectivo que define cada valor de ponderación.

se extiende la sección inferior (Figura 3). A cada sección se le asigna un valor. Por ejemplo, a la sección superior se le asigna un valor de 5, que representa la condición esperada (= óptima) para cada indicador en los sitios de referencia. A la sección media que representa una condición de degradación intermedia se le asigna un valor de 3 y a la sección inferior que representa la condición de mayor degradación se le asigna un valor de 1. Para los atributos cuyo valor incrementa con la degradación, el valor límite de referencia es el percentil del 75%. A los valores por debajo de éste percentil se le asigna el valor de 5. En la Tabla 6 se presentan los valores de los percentiles y los valores de normalización asignados a ocho variables seleccionadas para integrar el índice integrado para los ríos de la región de Florida (Barbour *et al.* 1996). Finalmente se obtiene un valor para el índice integrado sumando los valores de ponderación asignado a cada bioindicador en cada sitio. El poder de discriminación del índice integrado se prueba comparando la distribución de los valores en la condición de referencia contra la distribución de sus valores en los sitios impactados (Figura 3).

V) Determinación de valores críticos

Dependiendo del número de atributos seleccionados y de los valores de normalización asignados, la magnitud del índice integrado variará dentro de un intervalo definido. Para el caso de la Tabla 6, el índice integrado puede alcanzar un valor

máximo de 40 y mínimo de 8. A fin de establecer valores críticos que permitan clasificar los sitios de estudio de acuerdo al estado de su condición biológica, el rango de valores del índice se divide en varias categorías y a cada una se le asocia un determinado nivel de la condición biológica. Para el ejemplo referido en la Tabla 6, las categorías que resultaron se muestran en la Tabla 7.

B) Fase II

Una vez desarrollado el índice integrado y establecido el sistema de clasificación de la condición biológica, se debe iniciar un programa de bioevaluación de sitios potencialmente perturbados. A continuación se muestra como ejemplo el esquema siguiente:

- *Selección de sitios:* a fin de evaluar el impacto del hombre sobre los recursos hídricos, es necesario localizar un conjunto de sitios en ríos con diferentes grados de perturbación. Entre los criterios de selección se pueden mencionar la presencia, dentro del área de estudio, de industrias, centros urbanos, obras de ingeniería o el desarrollo de actividades mineras, agropecuarias, forestales, etc.
- *Clasificación de los sitios:* los sitios deben ser ubicados dentro de las categorías que le correspondan de acuerdo a los criterios utilizados para agrupar los sitios de referencia en clases relativamente homogéneas.
- *Obtención de datos:* los datos biológicos y ambientales se deben tomar utilizando las mismas

Tabla 6. Cuartiles y límites de los valores de ponderación para los bioindicadores seleccionados para integrar el Stream Condition Index (SCI) (Panhandle, Florida, USA) (Modificado de Barbour *et al.* 1996)

Bioindicador	Límites de los cuartiles					Límites de los Valores de ponderación		
	Min	25%	50%	75%	Max	5	3	1
N° taxa	20	31	34	41	78	≥ 31	30-16	< 16
N° taxa EPT	0	7	10	13	25	≥ 7	6-4	< 4
N° taxa Chironomidae	4	9	11	16	29	≥ 9	8-5	< 4
% taxón dominante	7,3	13,7	17,3	22,4	52,4	> 22	23-61	> 61
% Diptera	6,7	25,8	36,5	50,0	86,5		≤ 50	> 50
Índice de Florida	4	16	22	27	38	≥ 16	15-8	< 8
% Colectores	24,1	41,2	53,2	61,9	83,8	≥ 41	40-21	< 21
% Filtradores	1,1	11,6	19,9	25,4	54,5	≥ 12	11-6	< 6

Tabla 7. Categorías de la condición biológica de acuerdo al rango de valores del índice biótico integrado y a la condición biológica (Modificado de Barbour *et al.* 1999).

Condición Biológica	Valores del Índice Biótico Integrado
Muy Pobre	8 a 15
Pobre	16 a 23
Buena	24 a 31
Muy buena	32 a 38

técnicas y equipos usados en los sitios de referencia.

- *Cálculo del índice:* sólo se miden las variables indicadores, se les asigna el valor de ponderación que les corresponde y se suman obteniéndose el valor del índice integrado.

- *Comparación de condiciones:* se comparan los valores del índice de los sitios impactados con el de la condición de referencia.

- *Establecimiento de la condición biológica:* los sitios potencialmente impactados se ubican dentro de una determinada condición biológica de acuerdo a los criterios de bioevaluación previamente establecidos.

MODELOS DE PREDICCIÓN

El uso de índices integrados para evaluar la condición biológica de los ríos ha tenido un gran auge en los Estados Unidos, mientras que en el Reino Unido, Canadá y Australia el problema ha sido enfocado mediante el desarrollo de modelos de predicción basados en análisis multivariados (Wright *et al.* 1993, Norris 1996, Bailey 1996, Reynoldson *et al.* 1997, Norris y Hawkins 2000). Igual que para los índices integrados éste enfoque compara sitios impactados con sitios de referencias poco perturbados. La diferencia fundamental entre ambos enfoques esta en la manera de medir la integridad biótica. Hemos visto que desde la perspectiva de los índices integrados esta propiedad se evalúa midiendo diversos atributos que al reunirlos producen una medida de la condición biológica la cual se compara con el mismo tipo de medida para la condición biológica óptima (= integridad biótica). En el caso de los modelos de

predicción, la integridad biótica esta definida en términos de la composición de la biota. Es decir que el estado de salud de un río viene dado por la diferencia que existe en la composición de taxa entre los sitios impactados y los de referencia siempre y cuando ambos grupos de sitios tengan condiciones fisicoquímicas similares (Norris y Hawkins 2000). La premisa que sustenta este punto de vista considera que las perturbaciones producen la perdida o el reemplazo de los taxa que conformaban la biota que originalmente existía en condiciones naturales no degradadas. De manera que la composición de la biota en un sitio impactado debe diferir de la composición de la biota en un sitio en buenas condiciones. Según Norris y Hawkins (2000) la tasa de pérdida es una medida fundamental de la degradación biológica puesto que los taxa representan las unidades básicas a partir de las cuales se construyen los niveles superiores de organización biológica. Los mismo autores señalan que por consiguiente los cambios en la similitud de la composición es un indicador de cambios que conllevan riesgo en el ámbito de la comunidad (todas las formas de riqueza) o a nivel del ecosistema (flujo de energía, y ciclo de nutrientes). Los modelos de predicción de mayor aplicación son el BEAST (**B**enthic **A**ssessment of **S**ediment**T**) en Canada (Reynoldson *et al.* 1995), el RIVPACS (**R**iver **I**n**V**ertebrate **P**rediction **A**nd **C**lasificación **S**ystem) en el Reino Unido (Wright *et al.* 1993) y el AUSRIVAS (**A**U**S**tralian **R**iver **A**ssessment **S**cheme model) en Australia (Parson y Norris 1996). En términos generales, el proceso de aplicación de ésta metodología se puede dividir

en las etapas siguientes:

I) Selección de los sitios de referencia.

Aunque los criterios para escoger los sitios de referencia son similares a los usados con el método de integración biótica, (Hughes 1995, Reynoldson y Rosenberg 1996), ambos enfoques difieren en la clasificación de los mismos. Los métodos integrados parten del supuesto que sitios con condiciones fisicoquímicas similares soporten una biota similar, por lo tanto los sitios de referencia se ubican dentro de estratos regionales relativamente homogéneos a fin de disminuir en lo posible la variabilidad natural de las condiciones ambientales que existe entre sitios; en los modelos de predicción los sitios de referencia son agrupados en función de la composición de la comunidad de macroinvertebrados. Es decir que un grupo de sitios de referencia lo componen aquellos cuya composición de fauna tiene mayor parecido, aunque se encuentren geográficamente distanciados. Una precaución importante que se debe tener en la selección de los sitios de referencia es que la misma debe reflejar la variabilidad de los hábitat naturales existentes dentro de la zona geográfica delimitada en el estudio (Reynoldson y Rosenberg 1996)

II) La comunidad bioindicadora.

El desarrollo de los modelos de predicción requiere que se trabaje con toda la comunidad de macroinvertebrados, por lo tanto es necesario tratar de colectar todos los taxa a fin de describir la estructura comunitaria. Esta tarea se ha facilitado con el desarrollo tecnológico de la informática y la computación que ha permitido un uso más intenso y rápido de los métodos multivariados en el análisis de datos. Sin embargo, cuando se trabaja con datos taxonómicos se puede dificultar la aplicación de los métodos multivariados, debido a la gran cantidad de ceros que ocurren por la presencia de especies raras. Reynoldson y Rosenberg (1996) sugieren eliminar aquellos taxa que contribuyen con menos del 1% del número total o con una frecuencia de aparición en los sitios menor al 10%, puesto que son especies que no añaden mayor información al análisis y poco contribuyen a la estructura de la comunidad. Sin embargo Cao *et al.* (2001) señalan que la exclusión de las especies raras puede conducir a la subestimación de las perturbaciones disminuyendo la sensibilidad de los análisis multivariados para detectar los impactos sobre la biota.

III) Desarrollo del Modelo.

Después de efectuado el agrupamiento de los sitios de referencia se procede a seleccionar aquellos atributos con mayor poder de predicción de la condición biológica y poco afectados por el impacto humano (Ej. Altitud, orden del río, medidas morfológicas, composición del fondo, algunas variables fisicoquímicas, etc). Esta selección se puede hacer mediante un Análisis de Discriminantes estableciendo correlaciones entre los valores de las variables y los valores de ordenación de los datos biológicos. Una vez escogidas las mejores variables se procede a desarrollar una función que permita predecir con cierta probabilidad los taxa presentes en cada una de las clases de sitios de referencia.

IV) Uso del Modelo.

Para evaluar la condición de los sitios potencialmente impactados, se procede a medir en cada uno de ellos el conjunto de variables ambientales seleccionadas y a colectar una muestra de la fauna de macroinvertebrados. Con los valores de las variables y la función discriminante, los sitios de prueba se asocian con los correspondientes sitios de referencia. Luego se procede a comparar la composición de taxa encontrada en los sitios de prueba con la composición de taxa esperada. La diferencia encontrada es una medida del grado de perturbación en los sitios estudiados. Las comparaciones están basadas en la presencia y ausencia de los taxa. Por ejemplo en el sistema AusRivAs (Australian River Assessment Scheme) para evaluar las diferencias entre los sitios de referencia y los sitios de prueba se calcula la relación entre el número de taxa observados sobre el número de taxa esperados (O/E). Reynoldson *et al.* (1997), establecen un esquema de valoración del impacto humano en función de la distancia, medida en desviaciones estándar, que separa la relación O/E para los sitios de prueba y el valor promedio de la relación O/E para los sitios de referencia (Tabla 8).

INDICES INTEGRADOS VS. MODELOS DE PREDICCIÓN

En conclusión se puede decir que los índices integrados y los modelos de predicción son los dos métodos biológicos que mayor uso tienen en la actualidad. Desde su introducción ha existido una fuerte controversia entre los defensores de ambos

Tabla 8. Clasificación del grado de impacto en un río de acuerdo al número de desviaciones estándar que separan la relación O/E de un sitio impactado y el valor promedio de ésta misma relación en los sitios de referencia (Modificado de Reynoldson *et al.* 1997)

Nº de Desviaciones estándar	Grado de Impacto
< 2	No tiene
2 – 4	Mediano
4 – 6	Moderado
> 6	Severo

enfoques quienes intentan demostrar la superioridad de la posición que cada bando defiende, esta discusión todavía se mantiene. Los dos puntos de vista tienen algunos aspectos en común como es el estar fundamentados en la comparación de sitios impactados contra sitios de referencia. También comparten la forma de seleccionar los sitios a evaluar y en el tipo de datos biológicos y ambientales a usar. En cuanto a las diferencias se encuentran, entre otras, las siguientes: la forma de medir la integridad biótica, el sistema de clasificación de los sitios de referencia, los criterios para seleccionar los atributos indicadores y los métodos usados para comparar los sitios perturbados con los de referencia. Las bondades y defectos de ambos enfoques han sido expuestas por diferentes proponentes (Fore *et al.* 1996, Cao *et al.* 1996, Boulton 1999, Karr y Chu 1999 2000, Gerritsen *et al.* 2000, Norris y Hawkins 2000). Entre las ventajas de los índices integrados se encuentran las siguientes: una fácil interpretación dado que la información está resumida en un único valor que se compara con el de un valor patrón; concentran la información de varios niveles de organización ecológica en una sola medida; es una metodología poco costosa debido a la baja relación costo / beneficio en su aplicación; reflejan de manera confiable las respuestas biológicas de la biota a la intervención humana y son sensibles a los análisis estadísticos univariados (Fore *et al.* 1996, Karr y Chu 1999, Gerritsen *et al.* 2000). Entre las desventajas que se le atribuyen a los índices integrados destacan las siguientes: se construyen seleccionando empíricamente los atributos indicadores puesto que no existe un conjunto de

variables que conceptualmente definan la integridad biótica; hay un descarte de información cuando se eliminan algunos bioindicadores redundantes; pueden fallar en la detección de nuevos problemas cuyos efectos no son considerados por el índice debido a que los factores que los ocasionan no estaban operando al momento de seleccionarse las variables bioindicadoras usadas en su construcción; y finalmente los índices integrados pueden llegar a sobrestimar el deterioro de ciertos sitios por ser generados usando atributos que sólo responden a la actividad humana (Reynoldson *et al.* 1997, Norris y Hawkins 2000). Los propulsores de los modelos de predicción le atribuyen las ventajas siguientes: no parten de supuestos *a priori* acerca de la composición de la fauna de los sitios de referencia; el grado de deterioro de un sitio se obtiene midiendo la disminución de su biodiversidad, concepto fácilmente entendible que afecta sensiblemente la opinión pública; la asociación entre sitios impactados y los de referencia se hace con datos que no están asociados a la condición biológica (Reynoldson *et al.* 1997, Norris y Hawkins 2000). Entre las desventajas que se le atribuyen a los modelos de predicción se encuentran las siguientes: la aplicación de los métodos de análisis multivariados requieren del cumplimiento de ciertos supuestos estadísticos que son difíciles de obtener cuando se trabaja con datos de biomonitorio; omiten información biológica importante cuando se eliminan especies raras para poder aplicar los análisis multivariados y en ciertas situaciones son incapaces de discriminar entre la variación natural y la variación inducida por la acción de factores de origen humano (Fore *et al.* 1996, Karr y Chu 1999).

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al Consejo de Desarrollo Científico, Humanístico y Tecnológico (CDCHT) de la Universidad de Los Andes, por el soporte económico (Proyecto C-562-99) dado a la investigación de la que forma parte éste artículo.

LITERATURA CITADA

- ADRIAENSSENS, V., J. A. TERCEDOR, A. DEDECKER, T. D'HEYGERE, A. DOHET, C. FJORBACK, N. FRIBERG, W. GABRIELS, P. L. M. GOETHALS, M. A. PUIG, T. MUOTKA y M. L. PEDERSEN. 2002. Data Collection concerning macrobenthos. in Cost Action 626. European Aquatic Modelling Network ed. P.L.M. Goethals. Version of 15 April 2002.
- ALBA-TERCEDOR, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA). Almería, Vol. II. 203-213. ISBN: 84-7840-262-4.
- ALBA-TERCEDOR, J. Y A. SÁNCHEZ-ORTEGA. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas basado en el de Hellawell (1978). *Limnética* 4:51-56.
- ALLAN, J. D. y A. S. FLECKER. 1993. Biodiversity conservation in running waters. *BioScience* 43(1):32-43
- ALLAN, J. D.; J. BRENNER, J. ERAZO, L. FERNANDEZ, A. S. FLECKER, D. L. KARWAN, S. SEGNINI y D.C. TAPHORN. 2002. Land Use in Watersheds of the Venezuelan Andes: a Comparative Analysis. *Conservation Biology* 16(2): 527-538.
- BAILEY, R. 1996. Comparing predicted and actual benthic invertebrate communities in test ecosystems. Pp. 53-68 in R.C. Bailey, R.H. Norris y B. Reynoldson (eds.): *Study Design and Data Analysis in Benthic Macroinvertebrate Assessment of Freshwater Ecosystem Using a Reference site Approach*. Ninth Annual Technical Information Workshop, North American Benthological Society, Kalispell.
- BARBOUR, M.T., J. GERRITSEN, G.E. GRIFFITH, R. FRYDENBORG, E. MCARRON, J.S. WHITE y M.L. BASTIAN. 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 15(2): 185-211.
- BARBOUR, M. T., J. GERRITSEN, B. D. SNYDER y J. B. STRIBLING. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- BOULTON, A. J. 1999. An overview of river health assessment: philosophies, practice, problems and prognosis. *Freshwater Biology* 41: 469-479.
- BRINKHURST, R. O. 1993. Future directions in freshwater biomonitoring using benthic macroinvertebrates. Pp. 442-460 in D. M. Rosemberg y V. H. Resh (eds.): *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman y Hall, New York. N.Y.
- CAIRNS, J., JR. Y J. R. PRATT. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. Pp. 10-27 in D. M. Rosemberg y V. H. Resh (eds.): *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman y Hall, New York.
- CAO, Y., A. W. BARK y W.P. WILLIAMS. 1996. Measuring the responses of macroinvertebrate communities to water pollution: a comparison of multivariate to approaches, biotic and diversity indices. *Hydrobiologia* 341:1-19.
- CAO, Y., D.P. LARSEN y R. ST-J. THORNE. 2001. Rare species in multivariate analysis for bioassessment: some considerations. *Journal of the North American Benthological Society* 20(1):144-153.
- CORREA, I. 2000. Desarrollo de un índice biótico para evaluar la calidad ecológica del agua en los ríos de la cuenca alta del Río Chama utilizando macroinvertebrados béticos. Tesis de Grado de Licenciado en Biología. Departamento de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad de Los Andes. Venezuela.
- COVICH, A.P., W. H. CLEMENTS, K.D. FAUSCH, J. D. STEDNICK, J. WILKINS-WELLS y S.R. ABT. 1995. Ecological Integrity and western management: a Colorado perspective. Reports. <http://cwri.colostate.edu/pubs/balance/balance.html>.
- DESHON, J. 1995. Development and application of the Invertebrate Community Index (ICI). Pp. 217-243 in W.S. Davis and Simon (eds.): *Biological Assessment and Criteria. Tools for Water Resource Planning and Decision Making*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- FIGUEROA, R., C. VALDOVINOS, E. ARAYA y O. PARRA. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad del agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76:275-285.
- FORE, L. S., J. R. KARR y R. W. WISSEMAN. 1996. Assessing invertebrate responses to human activities: evaluating alternative approaches. *Journal of the North American Benthological Society* 15(2): 212-231.
- FWI. ECOLOGICAL INTEGRITY WORKSHOP. 1999. Evaluating ecological integrity at freshwater sites. 1-44. July 7-9. Las Brisas Ranch. Temecula.

- California.
- GIBSON, G. R., M. T. BARBOUR, J. B. STRIBLING, J. GERRITSEN y J. R. KARR. 1996. *Biological Criteria: Technical Guidance for Streams and Small Rivers*. Revised Edition. U.S. E.P.A., Office Water, EPA 822-B-96-001. Washington, D.C.
- GUTIERREZ, J. D., W. RISS y R. OSPINA. 2004. Bioindicación de la calidad del agua con macroinvertebrados acuáticos en la sabana de Bogotá, utilizando redes neuronales artificiales. *Caldasia* 26(1): 151-160.
- HAUER, F. R. y V. H. RESH. 1996. Benthic Macroinvertebrates. Pp. 339-369 in Hauer F.R. y G.A. Lamberti (ed): *Methods in Stream Ecology*. Academy Press, New York.
- HILSENHOFF, W. L. 1977. Use of arthropods to evaluate water quality of streams. Wisconsin Department Natural Resource Technical Bulletin 100.
- HILSENHOFF, W. L. 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomologist*. 20: 31-39.
- HILSENHOFF, W. L. 1988. Rapid field Assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7(1): 65-68.
- HUGHES, B. D. 1978. The influence of factors other than pollution on the value of Shannon's diversity index for benthic macro-invertebrates in streams. *Water Research* 12:359-364.
- HUGHES, R. M. 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. Pp. 31-48 in W.S. Davis y T.P. Simon (eds.): *Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making*. Lewis, Boca Raton, Florida.
- HUGHES, R. M., T. R. WHITTIER, C. M. ROHM y D. P. LARSEN. 1990. A regional framework for establishing recover criteria. *Environmental Management* 14(5):673-683
- KARR, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6:21-27
- KARR, J. R. 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1:66-84.
- KARR, J. R. 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology* 41: 221-234
- KARR, J.R y D.R. DUDLEY. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management* 5:55-68
- KARR, J. R., Y E. W. CHU. 1997. *Biological Monitoring and Assessment: Using Multimetrics Indexes Effectively*. EPA 235-R97-001. University of Washington, Seattle.
- KARR, J. R., Y E. W. CHU. 1999. *Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring*. Island Press Washington, D.C.
- KARWAN, D. L., J. D. ALLAN y K. BERGEN. 2001. Changing near-stream land use and river channel morphology in the Venezuelan Andes. *Journal of the American Water Resources Association*. 37: 1579-1588.
- KERANS, B. L. y J. R. KARR. 1994. A benthic index of biotic integrity (B-BI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological. Applied*. 4:768-785.
- KLEMS, D. J., K. A. BLOCKSOM, F. A. FULK, A. T. HERLIHY, R. M. HUGHES, P. R. KAUFMANN, D. V. PECK, J. L. STODDARD, W. T. THOENY, M. B. GRIFFITH y W. S. DAVIES. 2003. Development and Evaluation of a Macroinvertebrate Biotic Integrity Index (MBII) for regionally assessing Mid-Atlantic Highlands streams. *Environmental Management* 31(5):656-669.
- KOLWITZ, R. Y M. MARSON. 1908. *Okologie der pflanzlichen saprobien*. Ver.Dtsch. Bot. Ges. 26a: 505-519. (Traducido al inglés 1967. *Ecology of plants saprobia*. Pp. 47-52 in L.E. Kemp, W.M. Ingram y K.M. Mackenthum (eds.): *Biology of Water Pollution*. FEDERAL water Pollution Control Administration, Washington, D.C.
- LAMMERT, M. y D. ALLAN. 1999. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management* 23(2): 257-270.
- LAMPERT, W. y U. SOMMER. 1997. *Limnoecology: The ecology of lakes and streams*. Oxford University Press. New York.
- LEIVA, M. J. 2004. *Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad de agua en la cuenca del Estero Peu Peu comuna de Lautaro IX Región de la Araucanía*. Tesis DE Licenciatura en Recursos Naturales. Universidad Católica de Temuco. Chile
- LIBRO BLANCO DEL AGUA EN ESPAÑA. 2000. *Calidad según criterios del índice biótico*. Pp. 216-219, in Centro de publicaciones. Secretaria General Técnica. Ministerio de Medio Ambiente. España.
- LUGO, M Y A. FERNÁNDEZ. 1994. Cambios en composición y diversidad de la entomofauna del río Guey, Parque Nacional Henri Pittier, Edo. Aragua, Venezuela. *Boletín de Entomología Venezolana*, N. S. 9(1): 25 - 32
- MARQUES M. M. y F. BARBOSA. 2001. Biological quality of waters from impacted tropical watershed (middle Rio Doce basin, southeast Brazil), using benthic macroinvertebrate communities as an indicator. *Hydrobiologia* 457: 69-76
- MAXTED, J.R., M.T. BARBOUR, J. GERRITSEN, V. PORETTI, N. PRIMROSE, A. SILVIA, D. PENROSE y R. RENFROW. 2000. Assessment framework for mid-Atlantic coastal plain streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the*

- North American Benthological Society 19(1): 128-144.
- NAIMAN, R. 1992. Watershed management: balancing sustainability and environmental change. Springer-Verlag, New York.
- NORRIS, R. 1996. Predicting water quality using reference conditions and associated communities. Pp. 32-52 in R.C. Bailey, R.H. Norris y B. Reynoldson (eds.): Study Design and Data Analysis in Benthic Macroinvertebrate Assessment of Freshwater Ecosystem Using a Reference site Approach. Ninth Annual Technical Information Workshop, North American Benthological Society, Kalispell, Montana.
- NORRIS, R. H. y A. GEORGES. 1993. Analysis and interpretation of benthic macroinvertebrates surveys. Pp. 234-286 in D. M. Rosemberg y V. H. Resh (eds.): Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. Chapman y Hall, New York.
- NORRIS, R. H. y C.P. HAWKINS. 2000. Monitoring River Health. *Hydrobiologia* 435: 5-17.
- PARSON, M. y R. H. NORRIS. 1996. The effect of habitat-specific sampling on biological assessment of water quality using predictive model. *Freshwater Biology* 36:419-434.
- PÉFAUR, J. Y P. DURANT. 1983. Diagnóstico de los ríos andinos-venezolanos. III Congreso Venezolano de Conservación. Guanare del 12 al 16 de diciembre de 1983. Mimeografiado.
- PLAFKIN, J. L.; M.T. BARBOUR; K. D. PORTER; S. K. GROSS y R. M. HUGHES. 1989. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers. Benthic Macroinvertebrates and Fish. EPA/444/4-89/0001. Office of Water Regulations and Standards. United States Environmental Protection Agency, Washintong, D.C.
- RADWELL, A. 2000. Ecological integrity assessment of Ozark Rivers to determine suitability for protective status. Arkansas Cooperative Fish and Wildlife Research Unit. Coop. Unit Publication N° 36.
- REECE, P. y J. S. RICHARDSON. 2000. Biomonitoring with the reference condition approach for the detection of aquatic ecosystem at risk. Pp. 549-552 in L.M. Dearling (ed): Proceedings of a conference on the biology and management of species and habitats at risk, Kamloops, B.B. Vol. 2.
- RESH, V. H. Y J. K. JACKSON. 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. Pp. 195-223 in D. M. Rosemberg y V. H. Resh (eds.): Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. Chapman y Hall, New York, N.Y.
- REYNOLDSON, T. B., R. H. NORRIS, V. H. RESH, K. E. DAY y D. M. ROSEMBERG. 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 16(4): 833-852.
- REYNOLDSON, T. B. y D. M. ROSEMBERG. 1996. Sampling strategies and practical consideration in building reference bases for the prediction on invertebrate community structure. Pp. 1-31 in R.C. Bailey, R.H. Norris y B. Reynoldson (eds.): Study Design and Data Analysis in Benthic Macroinvertebrate Assessment of Freshwater Ecosystem Using a Reference site Approach. Ninth Annual Technical Information Workshop, North American Benthological Society, Kalispell, Montana.
- RINCÓN, J. E. 1995. Evaluación preliminar de la calidad de las aguas del río Mucujún (Edo. Mérida) utilizando los macroinvertebrados bénticos. *Investigaciones Científicas* 1(1):33-46.
- RISS, W., R. OSPINA y J. D. GUTIERREZ. 2002. Establecimiento de valores de bioindicación para macroinvertebrados acuáticos de la sabana de Bogotá. *Caldasia* 24(1):135-156.
- RIVERA, M. y C. MARRERO. 1995. Determinación de la calidad de las aguas en las cuencas hidrográficas, mediante la utilización del Índice de Integridad Biótica (IIB). *Biollania* 11: 127-147.
- RODRIGUEZ-OLARTE, D. y D. TAPHORN 1995. Los peces como indicadores biológicos: aplicación del índice de integridad biótica en ambientes acuáticos de los llanos occidentales de Venezuela. *Biollania* 11: 27-55.
- ROLDÁN, G. A., J. A. POSADA, y J.C. GUTIERREZ 2001. Estudio limnológico de los recursos hídricos del Parque de Piedras Blancas. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. Colección Jorge Álvarez Lleras, N° 9.
- ROLDÁN, G. A. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. XXIII (88):375-387.
- ROLDÁN, G. A. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: Uso del método BMWP/Col. Universidad de Antioquia. Colombia.
- ROSEMBERG, D. M. y V. H. RESH. 1996. Use of aquatic insects in biomonitoring. Pp. 87-97, in R. W. Merritt y K. W. Cummins (eds.) *An Introduction to the aquatic insects of North America*, 3a. de. Kendall/Hunt, Dubuque, I.A.
- ROTH, N., J. D. ALLAN y D. ERICKSON. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology* 11: 141-456.
- ROYER T. V., C. T. ROBINSON y G. W. MINSHALL. 2001. Development of Macroinvertebrate-Based index for bioassessment of Idaho Rivers.

- Environmental Management 27(4):627-636.
- STAUB, R., J. W. APPLING, A. M. HOFSTETTER y J. HASS. 1970. The effects of industrial wastes of Memphis and Shelby County on primary planktonic producers. *Bioscience* 20: 905-912.
- STRIBLING, J. B., B. K. JESSUP, J. S. WHITE, D. BOWARD y M. HURD. 1998. Development of a benthic index of biotic integrity for Maryland streams. Report N° CBWP-EA-98-3. Maryland Department of Natural Resources.
- VANNOTE, R. L., G. W. MINSHALL, K. W. CUMMINS, J. R. SEDELL y C. E. CUSHING. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:130-137
- WASINGTON, H. G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research* 18: 653-694.
- WEIGEL, B. M., L. J. HENNE y L. M. MARTÍNEZ-RIVERA. 2002. Macroinvertebrate-based index biotic integrity for protection of stream in west-central Mexico. *Journal of the North American Benthological Society* 21(4):686-700.
- WILHM, J. F. y T. C. DORRIS. 1968. Biological parameters of water quality. *Bioscience* 18: 447- 481.
- WINEMILLER, K. C.; MARRERO, C. y D. C. TAPHORN. 1996 Perturbaciones causadas por el hombre a las poblaciones de peces de los llanos y del piedemonte andino de Venezuela. *Biollania* 12:13-48.
- WISEMAN, C. D. 2003. Multi-metric index development for biological monitoring in Washington state streams. Washington State Department of Ecology. Publication No. 03-03-035.
- WRIGHT, J. F., M. T. FURSE y P. D. ARMITAGE. 1993. RIVPACS- a technique for evaluating the biological quality of rivers in the U.K. *European Water Pollution Control* 3(4): 15-25
- WRIGHT, J. P. y A. S. FLECKER. 2004. Deforesting the riverscape: the effects of wood on fish diversity in a Venezuelan piedmont stream. *Biological Conservation* 120:443-451
- YODER, C.O. 1991. Answering some questions concerns about biological criteria based on experiences in Ohio. Pp. 95-104 in *Water Quality Standards for the 21st Century*. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- YODER, C. O. y E.T. RANKIN. 1995. Biological criteria program development and implementation in Ohio. Pp. 109-144 (Chapter 9) in W.S. Davis y T. Simon (eds.): *Biological Assessment and Criteria: Tools for water Resource planning and Decision Making*. Lewis Publishers. Boca Raton, Florida.
- ZAMORA, G. H. 1999. Adaptación del índice BMWP para la evaluación biológica de la calidad de las aguas epicontinentales en Colombia. *Revista Unicauca, Ciencia* 4: 47-60.

Recibido 29 de octubre de 2003; aceptado 01 de julio de 2004