

Uso de bioindicadores para la evaluación de la calidad del agua en ríos: aplicación en ríos tropicales de alta montaña. Revisión corta

Use of bioindicators for evaluating water quality in rivers: application to tropical high mountain rivers. a short review

Juan Miguel García**, Luisa Fernanda Sarmiento***, Manuel Salvador Rodríguez **** y Lina Sabrina Porras*****

* Convenio especial de cooperación de ciencia y tecnología 1520 de 2014 celebrado entre la Secretaría Distrital de Ambiente - SDA y la Universidad de los Andes

**Estudiante de Ingeniería Ambiental- Universidad de los Andes- jm.garcia2744@uniandes.edu.co

***Ingeniera Ambiental- Universidad de los Andes lf.sarmiento401@uniandes.edu.co

****Ph.D-Universidad de los Andes- Centro de Investigaciones en Ingeniería Ambiental - manuel-r@uniandes.edu.co- cra 1 no 18 a 12 edificio Mario Laserna.

*****MSc- Universidad de los Andes- Centro de Investigaciones en Ingeniería Ambiental- lporras@uniandes.edu.co- cra 1 no 18 a 12 edificio Mario Laserna.

Resumen

Este artículo presenta una revisión acerca del uso de bioindicadores para la evaluación de la calidad del agua en ríos. El objetivo es presentar investigaciones relacionadas con el biomonitoreo y el uso de distintos organismos como indicadores biológicos. Se incluyen casos de estudio de perifiton, macrófitas, macroinvertebrados béticos y peces en distintos países. Adicionalmente se brinda una introducción al uso de distintos índices bióticos, de diversidad, biológicos (BMWP) y enfoques multivariados y funcionales. Para finalmente mostrar la aplicación de estos sistemas de monitoreo y análisis en ríos tropicales de alta montaña.

Palabras clave: Bioindicadores, BMWP, índices bióticos, ríos de alta montaña,

Doi: <http://10.18634/ugcj.23v.0i.659>

Recibido: 09/02/2017

Revisado: 19/04/2017

Aceptado: 10/12/2017

Correspondencia de autor:
manuel-r@uniandes.edu.co

© 2016 Universidad La Gran Colombia. Este es un artículo de acceso abierto, distribuido bajo los términos de la licencia Creative Commons Attribution License, que permite el uso ilimitado, distribución y reproducción en cualquier medio, siempre que el autor original y la fuente se acrediten.

Cómo citar:

García, J.M., Sarmiento, L.F., Salvador, M., Porras, L.S. (2017) Uso de bioindicadores para la evaluación de la calidad del agua en ríos: aplicación en ríos tropicales de alta montaña. Revisión corta. *UGCiencia*, 23, 47-62.



Abstract

This article presents a review about the use of bioindicators for evaluating water quality in rivers. The objective is to present research related to biomonitoring and the use of different organisms as biological indicators. Included are case studies of periphyton, macrophytes, benthic macroinvertebrates and fish in different countries. In addition, there are provided an introduction to the use of different biotic, diversity and biological indexes (BMWP), as well as multivariate and functional approaches. Finally, it is shown the application of these monitoring and analysis systems to tropical high mountain rivers.

Keywords: Bioindicators, BMWP, biotic indices, high mountain rivers.

Introducción

En las últimas décadas el crecimiento de las ciudades y el tratamiento inapropiado de residuos tanto domésticos como industriales, ha causado la contaminación de los cuerpos de agua, en especial en países en desarrollo. Con el fin de establecer herramientas apropiadas de administración y control de este recurso, se han desarrollado programas de evaluación de la calidad del agua. Los métodos de monitoreo de la calidad del agua más frecuentes incluyen los ensayos fisicoquímicos y bacteriológicos, sin embargo, estos presentan algunas limitaciones, en especial en ecosistemas donde las condiciones geomorfológicas y de hidrología varían con rapidez y no permiten la evaluación de la variabilidad en el tiempo o la integración de distintos factores ambientales. Con el fin de dar respuesta a estas restricciones se ha desarrollado una metodología de monitoreo basada en el uso de organismos vivos como indicadores de la calidad de un ecosistema.

El uso de bioindicadores ofrece como ventaja la posibilidad de evaluar el estado ecológico en el que se encuentra un río en un momento determinado y adicionalmente observar su evolución en el tiempo. Con este fin se utilizan organismos sensibles a los cambios que en su mayoría indican la presencia de contaminantes o alteraciones en su ecosistema. La historia de la evaluación de la calidad del agua utilizando indicadores biológicos para evaluar la presencia de contaminantes se remonta a Alemania a partir de donde se han derivado distintos indicadores (Metcalf, 1989). A continuación se presentan las tendencias en biomonitoreo y el uso de indicadores.

Biomonitoreo

El biomonitoreo consiste en realizar una medición o seguimiento usando los organismos que habitan un ecosistema determinado, con el fin de diagnosticar su estado actual (Prat & Munné, 2014). El uso de variables biológicas es esencial en el biomonitoreo, al igual que la búsqueda y selección de un indicador óptimo, cuya presencia, abundancia y comportamiento refleje los efectos de cualquier tipo de estresor sobre la biota. Los indicadores utilizados en este tipo de monitoreo pueden variar en diferentes niveles, desde monitoreo de unidades morfológicas y material genético hasta poblaciones y comunidades de macro organismos y niveles ecosistémicos (Bonada, Prat, Resh & Statzner 2006).

El biomonitoreo ha tenido diferentes aplicaciones desde su invención sin embargo su mayor uso se ha visto en el monitoreo ambiental. Las aplicaciones incluyen el monitoreo de contaminantes en aire, agua, suelo y ecosistemas (Tingey, 1989). Su mayor aplicación se ha dado en la evaluación de impactos en ecosistemas acuáticos, incluyendo corrientes marinas y cuerpos de agua en general. Su amplia aplicación se debe a la facilidad que brinda para evaluar de forma más acertada características químicas y biológicas de los cuerpos hídricos, sobre todo evaluar la salud ecológica de los mismos (Metcalf, 1989). De acuerdo con De Pauw & Vanhooren (1983) el monitoreo biológico en cuerpos de agua superficiales se inició en 1848 donde se notó la presencia de diferentes organismos en aguas contaminadas y en aguas sin alteraciones. A partir de este momento se desarrollaron variados métodos para la evaluación y monitoreo biológico de la calidad del agua. Dentro de estos métodos se originaron dos sistemas de monitoreo principales. El primero basado en

el monitoreo de la presencia de especies microscópicas como plancton y perifiton, denominado sistema saprobio; el segundo, basado en evaluar la presencia o ausencia de macroinvertebrados. Debido a la complejidad para expresar cada sistema, se han desarrollado diferentes bioindicadores que han resultado en el desarrollo de índices bióticos y saprobícos, con la finalidad de analizar la información obtenida a partir de cada indicador.

Bioindicadores

Los bioindicadores son utilizados como instrumentos de medición pues brindan información de la calidad del ambiente y sobre todo de las condiciones actuales de un organismo o ecosistema (Environment Agency, 2008). Pueden ser definidos como organismos o comunidades de organismos que responden a un estímulo cambiando sus funciones vitales o acumulando toxinas (Arndt & Schweizer, 1991). Estos estímulos pueden indicar la presencia de un contaminante en el ambiente y provocar diferentes reacciones en los organismos, lo cual indica su utilidad como indicadores para determinar la presencia de contaminantes en el ambiente.

Los bioindicadores se clasifican como indicadores de respuesta o indicadores de acumulación; los organismos utilizados para tal fin pueden ser organismos indicadores, de prueba o de monitoreo. Los organismos indicadores brindan información acerca de las condiciones del ecosistema, factores como humedad, pH o presencia de compuestos específicos. Los organismos de prueba son utilizados principalmente en el uso de pruebas de laboratorio en el área de toxicología; muchas de estas pruebas se realizan con el fin de evaluar el nivel de riesgo al que se encuentra expuesta una persona.

Finalmente, los organismos de monitoreo, incluyen a todos los organismos empleados en seguimientos cuantitativos y cualitativos de los niveles de contaminantes de un ecosistema y sus posibles repercusiones sobre el mismo (Arndt & Schweizer, 1991). Este tipo de indicadores pueden ser activos, cuando una especie u organismo es introducido en algún medio con el fin de realizar mediciones, o pasivos cuando los organismos ya se encuentran presentes en el ecosistema y son examinados con el fin de analizar su reacción (Environment Agency, 2008). La figura 1 presenta los diferentes tipos de monitoreo existentes de acuerdo a Arndt & Schweizer (1991).

Figura 1. Diferentes tipos de monitoreo (Arndt & Schweizer, 1991)

Bioindicadores		
Indicadores de acumulación - Indicadores de respuesta		
Organismos indicadores	Organismos de prueba	Organismos de monitoreo
Orientada a su uso en ecosistemas		Orientado a uso en laboratorio

La escogencia de un bioindicador específico depende de las condiciones físicas, químicas y biológicas de cada organismo, pues esto marca el nivel de tolerancia ante las presiones que puede soportar un organismo, determinando el nivel de éxito que puede tener como indicador. De acuerdo con Holt & Miller (2011) la selección de un indicador depende de las especies presentes en el ambiente que se quiere evaluar, sin embargo, deben tener algunas características como:

- **Habilidad de buen indicador:** esto implica que el indicador debe brindar una respuesta medible (sensitiva a alteraciones, pero no propensa a morir o acumular contaminantes propios del ambiente), debe reflejar la reacción de una población o comunidad entera y su nivel de respuesta debe ser acorde con el nivel de contaminación o degradación presente en el ecosistema.
- **Abundante y común:** Se recomienda el uso de una especie común, de alta distribución en el área de estudio, con densidad poblacional local alta (especies únicas no son recomendables) y estabilidad a pesar de variaciones ambientales y climáticas.
- **Bien estudiado:** El comportamiento, vida y en general historia ecológica del organismo debe ser de amplio entendimiento y estar referenciado, de modo tal que se encuentre documentado taxonómicamente y sea fácil y económico de monitorear.

Uso de bioindicadores en ecosistemas acuáticos

Los bioindicadores se seleccionan de acuerdo al monitoreo que se pretende realizar y el ecosistema a monitorear como se describió previamente. Sin embargo, en ríos y en cuerpos de agua en general, el uso de macroinvertebrados bentónicos, algas, perifiton y peces es el de mayor uso (Whitton & Kelly, 1995; Bonada et al., 2006). Otros organismos como parásitos también han sido utilizados como indicadores (Sures, 2001). Las aplicaciones exitosas se encuentran registradas en la literatura (Prat & Munné, 2014).

Macrófitas

Las plantas han sido ampliamente utilizadas en el biomonitoreo tomando como punto de partida la acumulación de sustancias en los tejidos y de este modo la posibilidad de utilizarlas como biomarcadores. Las macrófitas hacen referencia a todas las plantas acuáticas, incluyendo plantas vasculares acuáticas y briofitas. Su utilización como indicadores se ha extendido debido a facilidades de recolección y ubicación en los cuerpos de agua, siendo representativas del área de estudio (Feijó & Menéndez, 2009).

Sus usos en diversos estudios han variado desde evaluar las macrófitas como indicadores de contaminación por metales pesados, estudiando la acumulación de Zn y Cu en los tejidos de las plantas, o de nutrientes como nitrógeno (Benson et al., 2008; Peng et al., 2008; Zuccarini & Kampus, 2011; Manolaki & Papastergiadou, 2012; Gonzalo & Camargo, 2013; Harguinteguy, Cofré, Fernández-Cirelli & Pignata 2016) hasta la determinación de distintos niveles de contaminación a través de la presencia de diferentes especies de macrófitas (Ceschin et al., 2010).

Otros estudios combinan medidas taxonómicas y no taxonómicas con el fin de brindar un diagnóstico de la contaminación del agua; se utilizan distintas comunidades e índices biológicos (Fabrisa, Schneider & Melzerc, 2009; Dallakyan, Yepremyan, Asatryan & Boshyan 2012; Lainé, Morin & Tison-Rosebery 2014). En otros estudios se evalúa la distribución espacial de las especies de macrófitas y el uso de índices biológicos con el fin de realizar una evaluación de la calidad del agua (Demars & Edwards, 2009).

Algas y perifiton

Las algas han sido ampliamente utilizadas como bioindicadores de la calidad del agua, pues brindan información acerca del comportamiento temporal de contaminantes y del mismo modo permiten evaluar información o cambios ambientales a corto plazo. Las algas más ampliamente utilizadas en el monitoreo de calidad del agua son las diatomeas, ofreciendo ventajas para el seguimiento de sedimentos y contaminantes en general, como metales pesados (Bellinger & Sigeo, 2010).

El perifiton ha sido utilizado ampliamente como bioindicador. El término se encuentra referido a las comunidades de algas, hongos o microorganismos que se encuentran adheridos a sustratos vegetales, rocas o cualquier superficie sumergida. La importancia de la utilización de perifiton como bioindicador en ríos radica en que en la presencia de corriente, el establecimiento de otro tipo de organismos es más limitado, haciendo de esta especie unos excelentes indicadores de la presencia de contaminantes en el agua (Arcos et al. 2005).

Distintas investigaciones relacionadas con el uso de comunidades de alga y perifiton como bioindicadores han sido realizadas. En algunos estudios se ha investigado su utilidad como indicador de la presencia de mercurio, evaluando la respuesta del perifiton ante variaciones estacionales y espaciales de acuerdo a la presencia, reactividad y movilización de este metal (Zižek, Milačič, Kovač, Jačimović, Toman & Horvat 2011). En otros casos el perifiton se ha utilizado para el desarrollo de indicadores, debido a sus atributos como abundancia, calidad y composición de comunidades. Este indicador ofrece una evaluación cualitativa de las respuestas del ecosistema a cambios potenciales en el manejo de actividades en una escala de tiempo apropiada, convirtiendo el desarrollo de indicadores basados en este organismo en una excelente herramienta de detección de cambios, que permite tomar decisiones antes de alterar ecosistemas irremediablemente (Gaiser, 2009; Kireta, Reavie

Sgro, Angradi, Bolgrien, Jicha & Hill 2012). Adicionalmente, el uso de este indicador se ha adaptado para evaluar impactos sobre ríos, donde se ha aplicado diferentes metodologías que brindan información acerca de la sensibilidad de una comunidad a un contaminante.

Del mismo modo se ha evaluado el efecto de la contaminación por agricultura en ríos, donde mediante el análisis de una comunidad de diatomeas y algas bénticas, se afirma que el perifiton usado como bioindicador brinda una medida integrada de la calidad del agua, en especial referente a las condiciones que esta provee a la biota. Por este motivo este tipo de indicador constituye una herramienta útil y complementaria a los análisis fisicoquímicos existentes para el monitoreo (Biggs, 1989; Lavoie, Vincent Pienitz & Painchaud 2004). Whitton y Kelly (1995) realizan una revisión acerca del uso y grado de aplicabilidad de algas, briofitas y plantas en la evaluación de la calidad del agua, especialmente en el monitoreo de corrientes de aguas, evaluando distintos índices de biodiversidad y métodos como la utilización de índices saprobios que permiten expresar los resultados biológicos como índices numéricos de la calidad del agua. Aquí se muestra el uso de algas en el desarrollo de índices en países como Francia, Alemania, Japón, Bélgica y Reino Unido, basados en sistemas saprobios, contaminantes orgánicos y enriquecimiento por nutrientes inorgánicos, utilizando distintas especies como indicadores.

De igual forma, las diatomeas son ampliamente utilizadas para la evaluación de la calidad del agua, utilizando índices de biodiversidad y distintas especies de las mismas (Gómez & Licursi, 2001; Martín, Toja, Sala, de los Reyes, Reyes & Casco, 2010; Calizaya-Anco, Avendaño-Cáceres & Delgado-Vargas 2013).

Macroinvertebrados y peces

De acuerdo con Chovanec y colaboradores (2003) el uso de peces como indicadores ha sido extendido dada la utilidad de estos de dar información acerca del ambiente natural donde se encuentran y de la facilidad que ofrecen para medir impactos humanos. Las comunidades de peces brindan información acerca de cambios espaciales y reflejan el estado morfológico trófico y térmico en el que se encuentra un curso de agua. Adicionalmente los peces permiten realizar estudios ecotoxicológicos y fisiológicos. Debido a su tamaño brindan la posibilidad de realizar procedimientos analíticos que permiten la obtención de patologías que relacionan los efectos de la contaminación con el ambiente, la administración de recursos y afectaciones a la salud humana.

Los mecanismos de acumulación en los tejidos de los peces permiten el análisis de información obtenida directamente de los organismos. Los macroinvertebrados también son ampliamente usados como bioindicadores debido a su alta sensibilidad ante los cambios ambientales. Uno de los mejores métodos para evaluar cambios ambientales es la proporción de organismos tolerantes a cambios ambientales, puesto que los organismos intolerantes son los primeros en desaparecer como resultado de la contaminación. Esto implica que la gran sensibilidad de los macroinvertebrados ante las condiciones ambientales, los convierte en un gran bioindicador. De acuerdo a Ruaro y colaboradores (2016) el uso de macroinvertebrados muestra que su gran sensibilidad ante los cambios climáticos los hace adecuados para evaluar la calidad del ambiente, especialmente en evaluaciones rápidas, donde su facilidad de recolección y fuertes respuestas antes el cambio los hace indicados para su análisis.

El uso de macroinvertebrados bénticos y peces se ha hecho común acoplado con el uso de distintos índices como WQI y BMWP. En los estudios estos son utilizados determinando cambios en la calidad del agua que alteran la diversidad de especies (Muñoz-Riveaux, Naranjo-López, Garcés-González, González Lazo, Musle-Cordero, & Rodríguez-Montoya 2003; Mahazar, Shuhaimi-Othman & Kutty 2013). El incremento en la presencia de especies de peces y el aumento de las poblaciones de macroinvertebrados bénticos muestran una mejora en la calidad del agua, utilizando diferentes especies como bioindicadores (Masese, Muchiri & Raburu 2009; Young, Yang, Huang, Li, Huang, Chiang & Liu 2014).

Los diferentes estudios han mostrado en general que las especies de macroinvertebrados presentes en las partes altas del río son identificadoras de buena calidad, mientras que en las partes más contaminadas se encuentra una menor diversidad de especies, particularmente resistentes a contaminantes (Testi et al., 2009; Bieger, Carvalho, Strieder, Maltchik & Stenert 2010; Girogio, De Bonis & Guida 2016). En general los macroinvertebrados se han utilizado en distintos estudios como bioindicadores para posteriormente ser empleados en un índice de calidad del agua, mostrando afectaciones de acuerdo a las especies y familias presentes en cada ecosistema. Algunas especies son encontradas comúnmente en sitios contaminados (Córdova et al., 2009; Rizo-Patrón et al., 2013). El uso de peces y

macroinvertebrados se ha incrementado en la evaluación de la presencia de contaminantes patógenos en el agua. Como ejemplo de esto Reboredo y colaboradores (2014) estudiaron la presencia de *Giardia* y *Cryptosporidium* en una comunidad béntica. Los resultados demostraron que los invertebrados bénticos pueden ser utilizados como bioindicadores de la contaminación por estos protozoarios entéricos; adicionalmente la acumulación de estos organismos permite realizar un análisis cronológico de las perturbaciones a corto y mediano plazo, siendo una representación o alternativa útil y complementaria a las técnicas existentes de detección de entero-patógenos en muestras de agua. Bueno y colaboradores (2015) utilizaron una especie de pez como bioindicador. Se realizaron pruebas ecotoxicológicas y seguimiento a biomarcadores genéticos y bioquímicos.

Los tramos de monitoreo incluyeron el punto de colección de agua para consumo humano, un área urbanizada y la descarga de la planta de tratamiento de agua, en diferentes temporadas del año. El resultado obtenido indicó que el uso de este pez como bioindicador es apropiado para realizar el seguimiento a lo largo del tiempo y permitió evaluar el nivel de contaminación de manera temporal, en contacto con agentes oxidantes y anticolinesterásicos, que pueden afectar la salud humana al utilizar esta agua como suministro de agua.

El monitoreo de la calidad del agua utilizando peces se ha extendido proponiendo su uso en tiempo real, sugiriendo que es el método más confiable, puesto que incorpora macroorganismos que realmente habitan el ecosistema, siendo estos los mejores biosensores. Cuando la calidad del agua se ve afectada los peces muestran variaciones en su comportamiento, alternado sus patrones de nado y sus reacciones ante el ambiente. Kuklina y colaboradores (2013) presentan una revisión acerca del tema.

Uso de índices

A partir del empleo de distintos organismos como bioindicadores para la evaluación del agua, se han desarrollado distintos índices bióticos para determinar la calidad en la que se encuentra un ecosistema. Estos índices se han utilizado a nivel mundial e incluso en algunos países han desarrollado índices de acuerdo a las características propias de sus ecosistemas.

De acuerdo con Li y colaboradores (2010) existen diferentes técnicas para el biomonitoreo de ecosistemas

de río. Los distintos índices incluyen índices de diversidad, bióticos, enfoques multimétricos, índices sapróbicos, enfoques multivariados, grupos funcionales alimentarios y la evaluación de múltiples rasgos biológicos. Cabe mencionar la existencia de otros índices utilizados como los de similaridad y de abundancia y diversidad.

Índices de diversidad

Los índices de diversidad son expresiones matemáticas que combinan en su mayoría tres componentes principales: riqueza de especies, uniformidad y abundancia. Entre ellos se caracterizan el índice de Shannon-Wiener, el índice de Simpson y el de Margalef. Sin embargo, existen más índices modificados los cuales pretenden combinar una medida cuantitativa de la diversidad de especies con información cualitativa de la sensibilidad ecológica de cada especie en una expresión numérica que pueda ser analizada estadísticamente. Los índices se desarrollan con el fin de describir la respuesta de una comunidad a la calidad del ambiente en que se encuentra presente. Los índices de diversidad asumen que ambientes en los que no se presentan mayores alteraciones debe existir una mayor diversidad de especies, una distribución uniforme de individuos entre especies y una cantidad moderada a alta de individuos. Mientras que en ambientes expuestos a algún tipo de alteración la diversidad de especies se ve reducida, pues los organismos sensibles a alteraciones desaparecen y se incrementa la cantidad de organismos tolerantes en presencia de un nuevo ecosistema enriquecido por una nueva fuente de alimentación, decreciendo la uniformidad de individuos. En los casos en los que existen sustancias tóxicas no degradables o contaminación ácida la diversidad y abundancia de especies decrece, eliminando la presencia de organismos sensibles y limitando la fuente de alimentación adicional de las especies tolerantes, pues la cantidad de alimento se reduce, afectando la productividad de las especies remanentes (Metcalf, 1989). En los índices de diversidad un valor mayor indica la presencia de un ambiente de mejor calidad. Se muestran las ecuaciones aplicadas en los índices de diversidad más conocidos.

Índices de diversidad más utilizados

Índice de diversidad de Shannon- Weaver

$$H' = - \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{n} \right) \ln \left(\frac{n_i}{n} \right)$$

donde: H'= índice de diversidad
 ni= número de individuos por especie
 n= número total de individuos
 ln= logaritmo natural

Índice de diversidad de Simpson

$$I = - \sum \frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

donde: ni= número de individuos por especie
 N= número de individuos

Índice de diversidad de Margalef

$$I = \frac{S - 1}{\log n N}$$

donde: S= número de especies
 N= número de individuos
 logn= logaritmo natural

Índices bióticos

Los índices bióticos combinan la diversidad tomando como base algunos grupos taxonómicos teniendo en cuenta sus niveles de tolerancia y sensibilidad en un solo índice. El primer índice empleado y de mayor aplicación es el índice biótico de Trent. A partir de este se han desarrollado distintos índices en países como Francia, Inglaterra, Escocia y Bélgica. Sin embargo, su uso se ha extendido a otros países en donde han sido adaptados a los escenarios propios de cada país. El índice de Trent está basado en la sensibilidad de grupos claves a la contaminación y en el número de grupos compuestos en una muestra. Un valor de 10 indica una buena calidad del agua y el valor decrece a medida que se incrementa la contaminación. A partir de este se derivó el índice biótico de Chandler en el que se incluye una mayor cantidad de macroinvertebrados y se relaciona bien con variables asociadas a contaminación como DBO y coliformes fecales

Índice biológico BMWP (Biological Monitoring Working Party)

El monitoreo biológico BMWP es otro índice comúnmente utilizado. En este se incluye una mayor cantidad de familias y se deriva del Índice de Chandler. El resultado obtenido es el puntaje promedio por taxón (ASPT por sus siglas en inglés) donde un valor bajo de ASPT y un valor bajo de BMWP indican condiciones de contaminación. Estos índices bióticos se han desarrollado distintos países de acuerdo a sus propias condiciones, derivados del índice de Trent (Metcalf, 1989).

Índices saprobios

Los índices saprobios fueron desarrollados en un principio por R. Kolkwitz y M. Marsson y se basan en la presencia de especies indicadoras, las cuales tienen asociado un valor saprobio con base en su tolerancia a la contaminación. El valor asignado varía en una escala de 0 a 8, donde el valor más alto corresponde a una mayor tolerancia a la contaminación. De acuerdo a este sistema la calidad del agua se puede clasificar en 10 categorías basados en parámetros de calidad como DBO y concentraciones de oxígeno disuelto (Metcalf, 1989). El índice saprobio es calculado utilizando la ecuación 1, desarrollada por Pantle & Buck en 1955.

$$S = \frac{\sum (s \cdot h)}{\sum h}$$

Ecuación 1

Donde :

S = índice saprobio del lugar (0= xenosaprobio, 4= polisaprobio)

s= valor saprobio para cada especie indicador

h= frecuencia de ocurrencia de cada especie; donde h=1 es rara; h=3 es frecuente y h=5 es abundante

Las zonas definidas de acuerdo a las especies encontradas pueden ser oligosaprobias con un valor de S de 1, β-mesosaprobias cuando S=2; α-mesosaprobias con S=3; polisaprobias con S=4.

Una clasificación polisaprobica indica contaminación extrema. Este tipo de aguas presentan condiciones anaerobias predominantes, con mal olor, alta turbidez y color gris u oscuro. Se caracterizan por la ausencia de organismos autótrofos y la dominancia de bacterias,

en su mayoría adaptadas a la presencia de H₂S. Organismos como algas azul-verdosas, rizópodos, zooflagelados, y protozoarios ciliados generalmente se encuentran presentes en estas aguas. La clasificación α -mesosapróbica indica polución severa, donde es común la presencia de aminoácidos y sus productos de degradación.

El agua es comúnmente de un color oscuro y con mal olor debido a los productos de la fermentación, la zona se caracteriza por la dominancia de una mezcla de organismos formando una capa sobre la superficie. La zona β -mesosapróbica, muestra una polución moderada, con condiciones aerobias normales; productos de la degradación de proteínas como amino ácidos o amonio se encuentran en bajas concentraciones. El agua es generalmente transparente o un poco turbia, libre de olor y sin color, las aguas superficiales se caracterizan por la presencia de abundantes macrozoobentos y peces de agua dulce. La zona oligosapróbica no se encuentra contaminada o muestra contaminación muy leve; la formación de residuos orgánicos o inorgánicos es común. Adicionalmente especies más sensibles a la contaminación como planarias y larvas de insectos y peces se pueden encontrar (Unesco/Who/Unep, 1992).

La metodología de Pantle y Buck ha sido ampliamente aplicada y modificada dando origen a otros índices como el de Liebmann. Además, se han desarrollado métodos alternativos que tienen en cuenta la frecuencia de aparición de las especies en una zona específica contaminada. (Unesco/Who/Unep, 1992).

Enfoques multimétricos, multivariados, funcionales y predictivos

Con el fin de brindar un mejor enfoque y una evaluación más acertada de la calidad del agua y de la salud ecológica de un ecosistema, se han creado distintos enfoques que combinan diferentes variables; entre estos se encuentran las variables multimétricas, multivariadas y los enfoques funcionales. Estos métodos además de incluir más variables, incluyen análisis estadísticos con el fin de predecir patrones en sitios específicos y permitir la comparación de escenarios. Los enfoques funcionales requieren información de estructura y función, como el índice trófico, donde se evalúa los atributos morfológicos y comportamentales asociados a los modos de alimentación y locomoción.

Otras características biológicas relacionadas al hábitat y a las funciones ecológicas de las especies también son evaluadas y combinadas con otros índices (Li, Zheng, & Liu, 2010). Los modelos predictivos son desarrollados con el fin de prever la presencia de comunidades biológicas de ríos no contaminados con relación a las características naturales de cada sitio, generando una evaluación de las condiciones en las que se encuentra. El modelo de mayor uso es el RIVPACS, utilizado en el reino unido con el fin de facilitar el manejo y conservación de los cuerpos hídricos (Unesco/Who/Unep, 1992).

Usos de Bioindicadores en Colombia

En Colombia el uso de bioindicadores para evaluar la calidad del agua en ríos ha sido utilizado en distintos cuerpos de agua. Pedraza y Donato (2011) estudiaron la distribución de diatomeas en un río de alta montaña, a través del análisis de su estructura y de los factores ambientales presentes a lo largo de un gradiente longitudinal. Las diatomeas fueron evaluadas, puesto que son grandes contribuyentes en la producción primaria y adicionalmente tienen patrones de respuesta marcados ante condiciones ambientales, siendo el producto de interacciones espaciales y temporales de los factores abióticos.

El estudio permitió establecer grupos de especies asociadas a parámetros fisicoquímicos específicos en los diferentes tramos del río, concluyendo la presencia de un ecosistema de baja diversidad, que se ve afectado por la variabilidad hidrológica y por la presencia de amonio y fosfatos a lo largo del río. Díaz y Rivera (2004) estudiaron la relación entre algunas variables físicas, químicas e hidrológicas con las comunidades de diatomeas perifíticas. El estudio muestra que los ríos de la cuenca alta y media del río Bogotá se caracterizan por ser ácidos y de baja mineralización, pues se encontraron especies que se ven favorecidas bajo estas condiciones. Especies como *Achnanthes cf. lanceolata* que se caracteriza por su fácil adaptación a cuerpos con alto contenido de fósforo. De este modo el estudio afirma que se pueden cuantificar las relaciones entre diatomeas y variables ambientales, indicando condiciones fisicoquímicas del medio acuático. Pinilla (1998) realiza una compilación bibliográfica acerca del uso de bioindicadores en el país, determinando los estudios en los que fueron utilizados indicadores, fitoplancton, zooplancton, macroinvertebrados bénticos,

macrófitas, microbiológicos y peces. En esta se menciona que los grupos de mayor uso en Colombia, como indicadores biológicos, corresponden a macroinvertebrados acuáticos y fitoplancton. Sin embargo, se menciona la importancia de profundizar en el conocimiento de cada especie, pues el conocimiento superficial limita el uso de los mismos.

En el 2003 se publicó el uso del método BMWP para Colombia, lo que facilita el uso y aplicación de bioindicadores en los ecosistemas locales al tener un marco de referencia. A continuación se presenta la adaptación del BMWP para Colombia.

Las familias presentadas en la tabla 2 corresponden a los valores adaptados en Roldán (2003) para el BMWP/Col. De acuerdo al resultado obtenido se puede realizar una clasificación de las aguas de acuerdo al estado ecológico. La tabla 3 muestra la clasificación asignada por el BMWP/Col.

Tabla 2. Índice BMWP/Col – Puntaje para familias de macroinvertebrados acuáticos (Roldán, 2003)

Familia	Puntaje
<i>Anomalopsychidae, Atriplectididae, Blephariceridae, Calamoceratidae, Ptilodactylidae, Chordodidae, Gomphidae, Hydridae, Lampyridae, Lymnessiidae, Odontoceridae, Oligoneuriidae, Perlidae, Polythoridae, Psephenidae</i>	10
<i>Ampullariidae, Dytiscidae, Ephemeridae, Euthyplociidae, Gyrinidae, Hydrobiosidae, Leptophlebiidae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Xiphocentronidae</i>	9
<i>Gerridae, Hebridae, Helicopsychidae, Hydrobiidae, Leptoceridae, Lestidae, Palaemonidae, Pleidae, Pseudothelphusidae, Saldidae, Simuliidae, Veliidae</i>	8
<i>Baetidae, Caenidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Corixidae, Dixidae, Dryopidae, Glossosomatidae, Hyalellidae, Hydroptilidae, Hydropsychidae, Leptohiphidae, Naucoridae, Notonectidae, Planariidae, Psychodidae, Scirtidae</i>	7
<i>Aeshnidae, Ancylidae, Corydalidae, Elmidae, Libellulidae, Limnichidae, Lutrochidae, Megapodagrionidae, Sialidae, Staphylinidae</i>	6
<i>Belostomatidae, Gelastocoridae, Mesoveliidae, Nepidae, Planorbiidae, Pyralidae, Tabanidae, Thiaridae</i>	5
<i>Chrysomelidae, Stratiomyidae, Haliplidae, Empididae, Sphaeriidae</i>	4
<i>Lymnaeidae, Hydrometridae, Noteridae, Dolichopodidae, Ceratopogonidae, Glossiphoniidae, Cyclobdellidae, Hydrophilidae, Physidae, Tipulidae</i>	3
<i>Culicidae, Chironomidae, Muscidae, Sciomyzidae, Syrphidae</i>	2
<i>Tubificidae</i>	1

Fuente: los autores

Tabla 3. Clasificación de las aguas de acuerdo con el BMWP/COL (Roldán, 2003)

Clase	Calidad	BMWP/Col	Significado	Color
I	Buena	>150	Aguas muy limpias a limpias	Azul
II	Aceptable	61-100	Aguas ligeramente contaminadas	Verde
III	Dudosa	36-60	Aguas moderadamente contaminadas	Amarillo
IV	Crítica	16-35	Aguas muy contaminadas	Naranja
V	Muy crítica	<15	Aguas fuertemente contaminadas	Rojo

Fuente: los autores

Aplicación en ríos tropicales de alta montaña

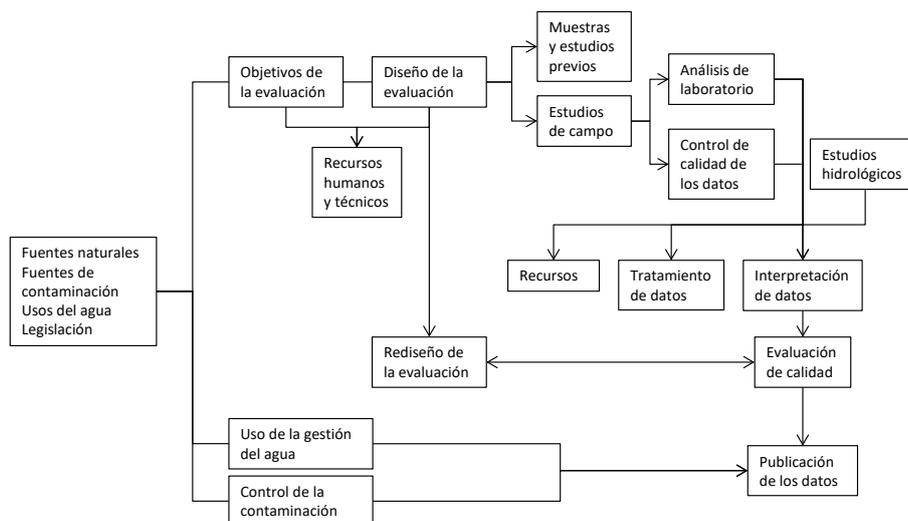
De acuerdo con los estudios mencionados el uso de bioindicadores es adecuado para brindar información acerca de la calidad de un cuerpo de agua. Para diseñar un sistema acorde al ecosistema se debe realizar un muestreo que indique el tipo de organismos presentes en el. La aplicación de los bioindicadores en tramos de alta montaña podría ser apropiada acoplada con la medición de parámetros fisicoquímicos. Algunos estudios (Pedraza & Donato, 2011) ya han definido tramos de estudio y características de ríos de alta montaña lo que sugiere que esto es apropiado para la evaluación de la calidad del agua.

El diseño de un programa de monitoreo debe incluir un marco de evaluación adecuado en el que se evalúe el diseño y la implementación del método. En primer lugar se debe definir el objetivo del monitoreo, para posteriormente seleccionar el área de estudio; es importante conocer las características y limitaciones del medio a estudiar con base en información existente. A partir de esto es posible establecer una línea base que determine las condiciones en las que se encuentra el ecosistema y especialmente en el que se determine la distribución de especies en la zona y posibles estresores o alteraciones. Se deben determinar las características naturales propias del área de estudio con el fin de establecer qué índice se utilizará posteriormente. Después de esto se debe seleccionar un

indicador adecuado, que sea sensible ante alteraciones antropogénicas, común, fácilmente medible, se pueda seguir en el tiempo y tenga una distribución geográfica amplia. Posteriormente se deben identificar zonas de control, puesto que algunas están sujetas a condiciones ambientales o manejos distintos. Se debe establecer un esquema de monitoreo acorde a la escala del estudio; la duración del mismo se debe determinar estableciendo un tiempo suficiente para la recolección de información. El análisis de la información obtenida debe realizarse de modo tal que los resultados sean precisos, exactos y replicables. Se debe asegurar calidad en el estudio, estableciendo medidas para el manejo de situaciones que se salgan de control (Todd & Roux, 2000).

De acuerdo con los índices preexistentes se puede adaptar una metodología específica para ríos de alta montaña teniendo en cuenta los organismos presentes en el área de estudio descritos en otros estudios. Se ha hecho una revisión del uso de bioindicadores en ecosistemas de alta montaña en otros países, sin embargo, la variabilidad es muy alta al comparar las condiciones climáticas presentes en los ríos tropicales de alta montaña; se deben plantear otras alternativas que tengan en cuenta factores como la temperatura y la variabilidad climática (Hodkinson & Jackson, 2005). La figura 2 presenta un esquema del diseño un sistema de monitoreo en cuerpos de agua. La tabla 3 presenta estudios que pueden ser reproducibles y aplicados a ecosistemas de río de montaña.

Figura 2. Esquema para el monitoreo de la calidad del agua (Roldán, Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua, 1999)



Estudio y metodología propuesta para bioindicadores en ríos de montaña

Benthic diatom assemblages in mountain streams: community structure in relation to environmental and human pressures: Se propuso el uso de diatomeas para el monitoreo en un río de montaña. La metodología delimitó el área de estudio; posteriormente se realizó toma de muestras en época seca con el fin de evitar efectos de la velocidad del agua, volumen e inundaciones que pueden afectar el crecimiento de diatomeas. En cada sitio se midieron parámetros fisicoquímicos como oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, temperatura, pH, nitratos, sólidos suspendidos totales y calcio. Posteriormente se tomaron muestras de diatomeas para su análisis de laboratorio. El análisis de datos comparó las medias de las variables ambientales en tres sistemas de río. Se utilizó el índice de riqueza de especies, índice de diversidad de Shannon e índice de equitatividad, además del análisis de correspondencia canónica para explorar la relación entre especies y variables fisicoquímicas (Bere, Phiri, Kadye & Utete 2013).

Determinación de la calidad del agua mediante variables físico químicas, y la comunidad de macroinvertebrados como bioindicadores de calidad del agua en la cuenca del río Garagoa: Se determinó el área de estudio en la cuenca del río Garagoa. Posteriormente se seleccionó la temporalidad y sitios de muestreo. Se realizaron análisis físico-químicos y microbiológicos midiendo oxígeno disuelto, turbidez, pH, nitratos, temperatura, DBO, DQO, sólidos totales y coliformes fecales. Se recolectaron macroinvertebrados acuáticos según el método de *kick sampling* y se analizaron los datos de acuerdo a los índices de riqueza de Margalef, diversidad de Shannon, equidad de Pielou y análisis de agrupamiento. Se establecieron las principales variables que afectan la comunidad de macroinvertebrados. Adicionalmente se evaluó la calidad del agua calculando el índice BMWP. Se encontraron organismos altamente tolerantes a la contaminación, siendo consistente con los resultados obtenidos para oxígeno disuelto. Se registraron tres tipos de calidad del agua, según el BMPW/Col, aguas muy limpias, aguas ligeramente contaminadas y aguas moderadamente contaminadas con la presencia de organismos con amplios rangos de tolerancia a la contaminación (Gil, 2014).

Diatomeas de pequeños ríos andinos y su utilización como indicadores de condiciones ambientales: Se realizó

un estudio en la cuenca alta y media del río Bogotá, escogiendo el área de estudio con 20 puntos de muestreo localizados en 16 ríos, estableciendo como criterio caudales inferiores a 5 m³/s. Se midieron parámetros fisicoquímicos y se tomaron muestras de diatomeas. Se utilizó el análisis de correspondencia (ACO) con el fin de determinar patrones de distribución de diatomeas y un análisis de correspondencia canónica (ACC) para identificar relaciones entre especies-ambiente. Se concluyó una relación entre diatomeas y variables ambientales en los ríos tropicales pequeños de la cuenca media y alta del río Bogotá, soportando la utilidad de las diatomeas como indicadoras de condiciones de pH y fósforo reactivo soluble del cuerpo de agua (Díaz & Rivera, 2004)

Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams: El área de estudio fue al sur de la Montañas Rocosas correspondiente a ecosistemas de alta montaña, se analizó información de parámetros físicos, químicos y biológicos en 95 estaciones distribuidas aleatoriamente en 73 corrientes. Se registraron datos de campo como temperatura, profundidad, ancho, oxígeno disuelto y velocidad del agua, además se analizaron parámetros fisicoquímicos y se recolectaron macroinvertebrados bénticos. Se determinaron índices ecológicos: abundancia y riqueza total y abundancia y riqueza de EPT (*Ephemeroptera*, *Plecoptera*, y *Trichoptera*). Se realizaron análisis de varianza (Anova) para establecer relaciones entre la abundancia y riqueza de taxones y los metales pesados presentes en el agua. Los resultados mostraron que el índice de EPT puede ser un indicador de contaminación por metales pesados a gran escala regional que en corrientes individuales (Clements, Carlisle, Lazorchak & Johnson 2000).

Evolución de la calidad del agua en el río Negro y sus principales tributarios empleando como indicadores los índices ICA, el BMWP/COL y el ASPT: Se realizó en el río Negro localizado en Antioquia, empleando como indicador el BMPW/COL, el ASPT, el índice de diversidad (H') y el ICA, con el fin de conocer el grado de alteración de los ríos usando macroinvertebrados acuáticos. El área de estudio fue la cuenca del río Negro, estableciendo cinco estaciones de muestreo a lo largo del recorrido, donde se determinaron concentraciones de oxígeno disuelto, porcentaje de saturación, temperatura y pH. Otros parámetros como coliformes fecales, conductividad eléctrica, turbiedad, DBO₅, SST, nitratos y fósforo total también se midieron. La evaluación de

los macroinvertebrados tuvo una intensidad de muestreo de 30 minutos por estación. Los datos recolectados se analizaron estadísticamente (tendencia central, dispersión y análisis de correspondencia canónica). Adicionalmente se asociaron los índices BMWP/COL e ICA, con variantes físicas y químicas. De este modo se identificaron alteraciones en distintos tramos del ecosistema (Montoya, Acosta & Zuluaga 2011).

Conclusiones

El uso de bioindicadores se ha convertido en una metodología de evaluación de calidad de cuerpos de agua útil en diferentes países. Su uso acoplado con otros métodos de monitoreo fisicoquímico ha permitido brindar mejores aproximaciones de calidad. En Colombia su uso ha sido de carácter limitado, y se requieren mayores esfuerzos con el fin de caracterizar organismos capaces de servir como indicadores. Sin embargo, los estudios existentes en el tema sirven como línea base para realizar estudios más profundos.

A partir de los estudios realizados en Colombia o ríos de montaña, se reportaron dos indicadores biológicos comunes, diatomeas bénticas y macroinvertebrados. Esto se da principalmente por su facilidad de muestreo e identificación, aunque cabe resaltar que se necesita un grado de experticia para lograr la clasificación taxonómica a nivel de especies, por lo que algunos estudios llegan hasta género. Una vez obtenidos los taxones es posible hacer varios análisis que permitan determinar la estructura de las comunidades y su relación con las variables ambientales.

Los análisis más frecuentes son los relacionados con los índices ecológicos (riqueza, diversidad y equitatividad), pues sus resultados se obtienen a partir de cálculos sencillos. Adicionalmente, se hacen análisis de varianza para mostrar diferencias significativas entre puntos de muestreo o temporalidad. Estas diferencias usualmente están asociadas con cambios en los hábitats, en variables físicas o químicas. La desventaja de sólo usar estos índices, es que no es viable asociar cambios en la estructura de comunidades a alguna variable específica, por lo tanto, no se puede concluir si las alteraciones se atribuyen a contaminación o cambios físicos (altitud, velocidad del agua, temperatura, etc.).

Para poder establecer las relaciones entre el componente biológico y las variables fisicoquímicas la herramienta

más usada es el análisis de correspondencia canónica (ACC), para el cual se requiere un software estadístico, acomplejando el procesamiento y análisis de los datos. Los resultados permiten explorar la relación entre los taxones y las variables, se pueden hacer asociaciones entre especies y puntos de muestreo con cada condición ambiental que es una combinación lineal de las variables ambientales.

Los índices que vinculan de una manera sencilla la calidad del agua con indicadores biológicos, como es el caso del BMWP, se pueden aplicar fácilmente como línea base, sin embargo, los resultados, al igual que los índices ecológicos, no permiten profundizar en las variables que mayor presión ejercen en la biota del ecosistema.

En los ríos de Bogotá, capital de Colombia, se utiliza actualmente el índice de calidad WQI adaptado del CCME WQI – *Canadian Council of Ministers of the Environment* que muestra la calidad del agua en función de los objetivos de calidad de diez variables fisicoquímicas. Dicho índice ha servido como herramienta de comunicación del estado de los ríos, sin embargo, no permite identificar potenciales efectos ecológicos de los cuerpos de agua, especialmente en las cuencas altas, donde los parámetros fisicoquímicos no varían considerablemente en el tiempo, denotando una buena calidad del agua.

Con el fin de profundizar en el verdadero estado ecológico de los tramos altos de los ríos en Bogotá, se recomienda tomar muestras de macroinvertebrados, por lo menos dos veces al año, en periodo seco, en el punto más alto de cada cuenca, donde el impacto por actividades antropogénicas es muy bajo. De esta manera poco a poco se pueden asociar las variables ambientales a cambios en el ecosistema e identificar de manera más acertada el estado de dichos puntos que actualmente es el referente de calidad para la ciudad.

Dado que la ciudad no cuenta con la experiencia de biomonitoreo, es recomendable empezar con la identificación de macroinvertebrados hasta familias y determinar el estado del agua según la adaptación de Roldan (2003) del BMWP en Colombia, y así comparar los resultados con el índice que actualmente usa la autoridad ambiental. Una vez se tenga la experiencia suficiente, la identificación de taxones debería llegar a nivel de especies para hacer análisis estadísticos que permitan relacionar el componente biótico con

el abiótico. Además, se puede adicionar un punto de muestreo aguas abajo donde cambien las variables ambientales, bien sea por asentamientos urbanos o por cambios de altura y de esta manera evidenciar los efectos que pueden tener las condiciones ambientales sobre el ecosistema acuático.

Referencias bibliográficas

- Arcos, M., Ávila, S., Estupiñan, S., & Gómez, A. (2005). Indicadores microbiológicos de contaminación de las fuentes de agua. *Nova- Publicación Científica*, No. 4.
- Arndt, U., & Schweizer, B. (1991). The Use of Bioindicators for Environmental Monitoring in Tropical and Subtropical Countries. En H. Ellenberg, *Biological Monitoring: Signals from the Environment* (pp. 158-206). Vieweg & Sohn, Braunschweig, Germany.
- Bellinger, E., & Sigee, D. (2010). *Freshwater Algae: Identification and use as Bioindicators*. Wiley-Blackwell.
- Benson, E., O'Neil, J., & Dennison, W. (2008). Using the aquatic macrophyte *Vallisneria spiralis* (wild celery) as a nutrient bioindicator. *Hydrobiologia*, 596, 187-196.
- Bere, T., Phiri, C., Kadye, W., & Utete, B. (2013). Benthic diatom assemblages in mountain streams: community structure in relation to environmental and human pressures. *African Journal of Ecology*, 51 (4), 625-634.
- Bieger, L., Carvalho, A., Strieder, M., Maltchik, L., & Stenert, C. (2010). Are the streams of the Sinos River basin of good water quality? Aquatic macroinvertebrates may answer the question. *Brazilian Journal of Biology*, 70 (4), 1207-1215.
- Biggs, B. (1989). Biomonitoring of organic pollution using periphyton, South Branch, Canterbury, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 23 (2), 263-274.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V., & Statzner, B. (2006). Developments in Aquatic Insect Biomonitoring : A comparative Analysis of recent approaches. *Annual Review Entomology*, 51, 495-523.
- Bueno-Krawczyk, A., Guiloski, I., Piancini, L., Azevedo, J., Ramsdorf, W., Ide, A., . . . Silva de Assis, H. (2015). Multibiomarker in fish to evaluate a river used to water public supply. *Chemosphere*, 135, 257-264.
- Calizaya-Anco, J., Avendaño-Cáceres, M., & Delgado-Vargas, I. (2013). Evaluación de la calidad del agua fluvial con diatomeas (Bacillariophyceae), Una experiencia en tacna, Perú. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública*, 30 (1), 58-63.
- Ceschin, S., Zuccarello, V., & Caneva, G. (2010). Role of macrophyte communities as bioindicators of water quality: Application on the Tiber River basin (Italy). *Plant Biosystems*, 144 (3), 528-536.
- Chovanec, A., Hofer, R., & Schiemer, F. (2003). Fish as Bioindicators. En B. Markert, A. Breure, H. Zechmeister, B. Markert, A. Breure, & H. Zechmeister (Edits.), *Bioindicators and Biomonitoring Principles, Concepts and Applications* (Vol. 6, págs. 639-676). Elsevier.
- Clements, W., Carlisle, D., Lazorchak, J., & Johnson, P. (2000). Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams. *Ecological Applications*, 10 (2), 626-638.
- Córdova, S., Gaete, H., Aránguiz, F., & Figueroa, R. (2009). Evaluación de la calidad de las aguas del estero Limache (Chile central), mediante bioindicadores y bioensayos. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 37 (2), 199-209.
- Dallakyan, M., Yepremyan, H., Asatryan, V., & Boshyan, T. (2012). The assesment of ecological state of the river Hrazdan by macrophytes and benthic fauna. *Electronic Journal of Natural Sciences*, 19 (2), 34-37.

- De Pauw, N., & Vanhooren, G. (1983). Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100, 153-168.
- Demars, B., & Edwards, A. (2009). Distribution of aquatic macrophytes in contrasting river systems: A critique of compositional-based assessment of water quality. *Science of The Total Environment*, 402 (2), 975-990.
- Díaz, C., & Rivera, C. (2004). Diatomeas de pequeños ríos andinos y su utilización como bioindicadoras de condiciones ambientales. *Caldasia*, 26 (2), 381-394.
- Environment Agency. (2008). *Science report: Review and implementation study of biomonitoring for assessment of air quality outcomes*. Bristol: Environmental Agency.
- Fabriza, M., Schneider, S., & Melzerc, A. (2009). Macrophyte-based bioindication in rivers – A comparative evaluation of the reference index (RI) and the trophic index of macrophytes (TIM). *Limnologia*, 39 (1), 40-55.
- Feijóo, C., & Menéndez, M. (2009). La biota de los ríos: los macrofitos. En A. Elozegi, & S. Sabater, *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (págs. 243-251). Fundación BBVA.
- Gaiser, E. (2009). Periphyton as an indicator of restoration in the Florida Everglades. *Ecological Indicators*, 9, 37-45.
- Gil, J. (2014). Determinación de la calidad del agua mediante variaciones físico químicas, y la comunidad de macroinvertebrados como bioindicadores de calidad del agua en la cuenca del Río Garagoa. *Trabajo de investigación, Universidad de Manizales*. Manizales, Colombia.
- Girogio, A., De Bonis, S., & Guida, M. (2016). Macroinvertebrate and diatom communities as indicators for the biological assessment of river Picentino (Campania, Italy). *Ecological Indicators*, 64, 85-91.
- Gómez, N., & Licursi, M. (2001). The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35, 173-181.
- Gonzalo, C., & Camargo, J. (2013). The impact of an industrial effluent on the water quality, submersed macrophytes and benthic macroinvertebrates in a dammed river of Central Spain. *Chemosphere*, 93 (6), 1117-1124.
- Harguinteguy, C., Cofré, N., Fernández-Cirelli, A., & Pignata, L. (2016). The macrophytes *Potamogeton pusillus* L. and *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. as potential bioindicators of a river contaminated by heavy metals. *Microchemical Journal*, 124, 228-234.
- Hodkinson, I., & Jackson, J. (2005). Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. *Environmental Management*, 35 (5), 649-666.
- Holt, E., & Miller, S. (2011). Bioindicators: Using Organisms to Measure Environment Impacts. *Nature Education Knowledge*, 2, 3 (10), 2-8.
- Kireta, A., Reavie, E., Sgro, G., Angradi, T., Bolgrien, D., Jicha, T., & Hill, B. (2012). Assessing the condition of the Missouri, Ohio, and Upper Mississippi rivers (USA) using diatom-based indicators. *Hydrobiologia*, 691, 171-188.
- Lainé, M., Morin, S., & Tison-Rosebery, J. (2014). A Multicompartment Approach - Diatoms, Macrophytes, Benthic Macroinvertebrates and Fish - To Assess the Impact of Toxic Industrial Releases on a Small French River. *Plos One*, 9 (7), e102358.
- Lavoie, I., Vincent, W., Pienitz, R., & Painchaud, J. (2004). Benthic algae as bioindicators of agricultural pollution in the streams and rivers of southern Québec (Canada). *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 7, 43-58.
- Li, L., Zheng, B., & Liu, L. (2010). Biomonitoring and Bioindicators Used for River Ecosystems: Definitions, Approaches and Trends. *Procedia Environmental Sciences*, 2, 1510-1524.

- Mahazar, A., Shuhaimi-Othman, M., & Kutty, A. (2013). Benthic Macroinvertebrate as Biological Indicator for Water Quality in Sungai Penchala. *AIP Conference Proceedings*, 1571, 602-607.
- Manolaki, P., & Papastergiadou, E. (2012). Responses of aquatic macrophyte assemblages to nutrient enrichment in a lowland river basin of western Greece. *Plant Biosystems*, 146 (4), 1064-1077.
- Martín, G., Toja, J., Sala, S., de los Reyes, M., Reyes, I., & Casco, M. (2010). Application of diatom biotic indices in the Guadalquivir River Basin, a Mediterranean basin. Which one is the most appropriated? *Environmental Monitoring Assessment*, 170, 519-534.
- Masese, F., Muchiri, M., & Raburu, P. (2009). Macroinvertebrate assemblages as biological indicators of water quality in the Moiben River, Kenya. *African Journal of Aquatic Science*, 34 (1), 15-26.
- Metcalf, J. (1989). Biological Water Quality Assessment of Running Waters Based on Macroinvertebrate Communities: History and Present Status in Europe. *Environmental Pollution*, 60, 60, 101-139.
- Montoya, Y., Acosta, Y., & Zuluaga, E. (2011). Evolución de la calidad del agua en el río negro y sus principales tributarios empleando como indicadores los índices ICA, el BMWP/COL y el ASPT. *Caldasia*, 33 (1), 193-210.
- Muñoz-Riveaux, S., Naranjo-López, C., Garcés-González, G., González Lazo, D., Musle-Cordero, Y., & Rodríguez-Montoya, L. (2003). Evaluación de la calidad del agua utilizando los macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 9(2), 147-153.
- Pedraza, E., & Donato, J. (2011). Diversidad y distribución de diatomeas en un arroyo de montaña de los andes colombianos. *Caldasia*, 33 (1), 177-191.
- Peng, K., Luo, C., Lou, L., Li, X., & Shen, Z. (2008). Bioaccumulation of heavy metals by the aquatic plants *Potamogeton pectinatus* L. and *Potamogeton malaianus* Miq. and their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, 392, 22-29.
- Pinilla Agudelo, G. (1998). *Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia*. Bogotá: Universidad Jorge Tadeo Lozano .
- Prat, N., & Munné, A. (2014). Biomonitoring de la calidad del agua en los ríos ibéricos: lecciones aprendidas. *Limnetica*, 33 (1), 47-64.
- Reboredo-Fernández, A., Prado-Merini, Ó., García-Bernadal, T., Gómez-Couso, H., & Ares-Mazás, E. (2014). Benthic macroinvertebrate communities as aquatic bioindicators of contamination by *Giardia* and *Cryptosporidium*. *Parasitology Research*, 113 (5), 1625-1628.
- Rizo-Patrón, F., Kumar, A., McCoy, M., Springer, M., & Trama, F. (2013). Macroinvertebrate communities as bioindicators of water quality in conventional and organic irrigated rice fields in Guanacaste, Costa Rica. *Ecological Indicators*, 29, 68-78.
- Roldán, G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 23 (88), 375-387.
- Roldán, G. (2003). *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col*. Medellín: Universidad de Antioquia.
- Ruaro, R., Gubiani, É., Cunico, A., Moretto, Y., & Piana, P. (2016). Comparison of fish and macroinvertebrates as bioindicators of Neotropical streams. *Environmental Monitoring Assessment*, 188, 45.

- Sures, B. (2001). The use of fish parasites as bioindicators of heavy metals in aquatic ecosystems: a review. *Aquatic Ecology*, 35, 245-255.
- Testi, A., Bisceglie, S., Guidotti, S., & Fanelli, G. (2009). Detecting river environmental quality through plant and macroinvertebrate bioindicators in the Aniene River (Central Italy). *Aquatic Ecology*, 43, 477-486.
- Tingey, D. (1989). Bioindicators in Air Pollution Research - Applications and Constraints. En N. R. Council, *Biologic Markers of Air-Pollution Stress and Damage in Forests* (págs. 73-79). Washington D.C: The National Academies Press.
- Todd, C., & Roux, D. (2000). Design of an Aquatic Biomonitoring Programme, Using the South African River Health Programme as a Case Study. *1st WARFSA WaterNet Symposium: Sustainable use of Water Resources*. Maputo.
- Unesco/Who/Unep. (1992). *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - Second Edition*. (D. Chapman, Ed.) Chapman & Hall (E & FN Spon).
- Whitton, B., & Kelly, M. (1995). Use of algae and other plants for monitoring rivers. *Australian Journal of Ecology*, 20 (1), 45-56.
- Young, S.-S., Yang, H.-N., Huang, D.-J., Liu, S.-M., Huang, Y.-H., Chiang, C.-T., & Liu, J.-W. (2014). Using benthic macroinvertebrate and fish communities as bioindicators of the Tanshui river basin around the greater Taipei area - Multivariate analysis of spatial variation related to levels of water pollution. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11 (7), 7116-7143.
- Zižek, S., Milačič, R., Kovač, N., Jačimović, R., Toman, M., & Horvat, M. (2011). Periphyton as a bioindicator of mercury pollution in a temperate torrential river ecosystem. *Chemosphere*, 85 (5), 883-891.
- Zuccarini, P., & Kampuš, S. (2011). Two aquatic macrophytes as bioindicators for medium-high copper concentrations in freshwaters. *Plant Biosystems*, 145 (2), 503-506.