

## **APLICACIÓN DEL ÍNDICE DE INTEGRIDAD BIÓTICA BASADO EN PECES COMO HERRAMIENTA DE BIOMONITOREO EN LA CUENCA DEL ARROYO DEL AZUL (AVANCES DE PROYECTO EN CURSO).**

Ignacio Masson\* <sup>1</sup>, José Gonzalez Castelain<sup>2</sup>, Sabrina Dubny<sup>3</sup>, Natalia Othax<sup>4</sup> y Fabio Peluso<sup>5</sup>

Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo Jorge Usunoff”, República de Italia 780, Azul. Tel/Fax: +54 2281 432666.

<sup>1</sup>Comisión de Investigaciones Científicas de la Pcia. de Buenos Aires (CIC), [imasson.ihlla@gmail.com](mailto:imasson.ihlla@gmail.com); <sup>2</sup>Universidad Nacional del Centro de la Pcia. de Buenos Aires, [josegc@faa.unicen.edu.ar](mailto:josegc@faa.unicen.edu.ar); <sup>3</sup>Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), [sabrinad@faa.unicen.edu.ar](mailto:sabrinad@faa.unicen.edu.ar); <sup>4</sup> CONICET, [nothax@faa.unicen.edu.ar](mailto:nothax@faa.unicen.edu.ar); <sup>5</sup> CIC, [fpeluso@faa.unicen.edu.ar](mailto:fpeluso@faa.unicen.edu.ar)

### **Resumen**

Para la evaluación del estado de conservación de un curso hídrico comúnmente se utilizan variables fisicoquímicas que, incorporadas a un índice, determinan un valor del nivel de degradación del recurso. Sin embargo, estas variables fisicoquímicas muchas veces no reflejan la situación real del mismo. Esto puede deberse, entre otros, a que sus cambios hacia niveles desfavorables no son coincidentes con el momento de muestreo o a que la variable problema no ha sido considerada. Por el contrario, la biota se encuentra expuesta continuamente a las condiciones particulares de su hábitat y por lo tanto posee una capacidad integradora de lo que en este sucede y de memoria de las condiciones pasadas a la que estuvo expuesta. Los peces son un buen grupo bioindicador y las características de la comunidad de peces pueden aportar valiosa información ambiental. En este trabajo se adaptó el Índice de Integridad Biótica (Karr 1981) para el arroyo del Azul con el fin de evaluar su aplicabilidad para el monitoreo del estado de conservación del recurso. La aplicación del índice permitió distinguir tramos con distintos niveles de perturbación ambiental. Además se compararon los resultados de este índice con uno de tipo fisicoquímico, evidenciándose tendencias similares.

Palabras clave: biomonitoreo, índice de integridad biótica, calidad de agua

## Introducción

En términos generales, el desarrollo tecnológico y socioeconómico ha traído aparejado como efecto colateral la degradación ambiental de nuestro planeta. Nuestro país, y la provincia de Buenos Aires en particular, no son ajenos a esta situación. El avance de la frontera agrícola, la intensificación de la agricultura, la industrialización y el crecimiento urbanístico muchas veces no acompañado de un ordenamiento territorial adecuado, han contribuido al deterioro del hábitat natural, repercutiendo en gran medida sobre los recursos hídricos. Así, los sedimentos, fertilizantes y agroquímicos, efluentes urbanos e industriales, llegan a los cursos de agua, modificándolos física y químicamente y, en consecuencia, afectan a la flora y fauna que en ellos habita y a las personas que de diversas formas los utiliza. De manera similar, la canalización, el represamiento, la extracción excesiva de agua subterránea, el drenaje o relleno de humedales, entre otros, también tienen efecto sobre los ecosistemas acuáticos (Harris & Silveira 1999). A esto se suma el aumento en la frecuencia e intensidad de inundaciones y sequías, posiblemente asociadas a la variabilidad y cambio climático. En este contexto y para poder conocer la condición de los cursos de agua y el impacto de agentes de perturbación ambiental, es necesario contar con indicadores que nos permitan cuantificar fácilmente y a bajo costo el grado de disturbio y que de esta forma estos puedan servir como herramientas de evaluación y gestión de los recursos hídricos.

Tradicionalmente, los parámetros más estudiados como indicadores son aquellos del tipo físico y químico, incluyendo, en ciertos casos, aspectos microbiológicos (Karr 1981, Mathuriau et al. 2011). Sin embargo, muchas veces los parámetros físicoquímicos como indicadores de calidad de agua no reflejan por completo el estado del recurso hídrico, siendo su empleo como única herramienta de evaluación, de alcance limitado. Por otra parte, la gestión de los recursos hídricos se ha centrado durante mucho tiempo en la calidad y cantidad de agua, esto es considerando solamente el fluido, como si los ríos fueran tuberías más que un sustento para la biodiversidad (Karr 2006). Para revertir esta situación se requiere al menos de un enfoque que incluya ver el problema desde el punto de vista ecosistémico (Karr 1991, Karr & Chu 2000). A diferencia de los análisis físicoquímicos, los cuales reflejan la condición del agua en el momento del muestreo, los indicadores biológicos muestran tendencias a través del tiempo, es decir, permiten comparar condiciones pasadas y presentes. De igual manera, mediante el uso de indicadores biológicos es posible detectar eventos puntuales de toxicidad, los cuales a menudo no son detectados por las mediciones físicoquímicas estándares (Karr 1981, 2006, Fausch et al. 1984, Karr et

al. 1986, Rodríguez-Olarte & Taphorn 1995, Mathuriau et al. 2011). Así, el monitoreo biológico complementa y constituye una herramienta valiosa combinada con el monitoreo basado en parámetros fisicoquímicos permitiendo tener una visión más amplia de la condición ambiental (Springer 2010).

Los organismos indicadores más utilizados para el biomonitoreo desde hace varias décadas son los macroinvertebrados y los peces (Rosenberg & Resh 1993, Frenzel 1996). Los peces en particular presentan algunas ventajas sobre otros grupos biológicos, a saber: 1) existe información sobre la historia de vida de la mayoría de las especies; 2) poseen un amplio rango de niveles tróficos y su posición alta en la escala trófica (en comparación con los invertebrados) ayuda a tener una visión integral del ambiente; 3) son relativamente fáciles de identificar; 4) el común de las personas está familiarizada con estos organismos y seguramente pueda percibir y reportar cambios; 5) permiten evaluar episodios de toxicidad aguda (desaparición de especies) y condiciones crónicas de estrés (crecimiento lento, bajo éxito reproductivo); 6) hay especies presentes aún en los cursos de agua más reducidos y contaminados (Karr 1981). Asimismo, los peces son sensibles a las presiones fisicoquímicas que produzcan contaminación, eutrofización, aparición de algas tóxicas, descenso en la concentración de oxígeno disuelto, entre otros, y también se consideran útiles para la detección y seguimiento de las presiones hidromorfológicas que produzcan alteración del hábitat con producción de cambios en profundidad y anchura del río, velocidad del agua, composición granulométrica, morfología del lecho, vegetación de ribera y continuidad del río (De la Fuente Álvaro 2007).

Uno de los índices más utilizados para evaluar el estado de salud de los ambientes acuáticos y que contempla los atributos ecológicos de los ensamblajes de peces es el denominado índice de integridad biótica (IBI), el cual fue desarrollado originalmente por James Karr (1981). El IBI es una medida de la integridad biológica del ecosistema definida como la capacidad que tiene un sistema acuático para soportar y mantener una comunidad de organismos adaptada, integrada y equilibrada, teniendo una composición de especies, diversidad y organización funcional comparable a la del hábitat natural de la región (sin alteración) (Karr & Dudley 1981, Karr 2006). El supuesto ecológico en el que se basa el IBI es que los niveles más altos en las redes tróficas (generalmente peces en los ecosistemas acuáticos) requieren de una diversidad de funciones y procesos intactos en el ecosistema para sobrevivir, crecer y reproducirse. El IBI y sus variantes han sido típicamente utilizados en las evaluaciones de integridad biótica de ríos y arroyos en América del Norte (Karr 1981, Angermeier & Karr 1986, Miller et al. 1988), América Central (Lyons et al. 1995), América del Sur

(Hued & Bistoni 2005, Casatti et al. 2009), Europa (Oberdorff & Hughes 1992, Angermeier & Davideanu 2004), Asia (Ganasan & Hughes 1998), Africa (Kamdem Toham & Teugels 1999) y Oceanía (Joy & Death 2004). En nuestro país hay registros de su aplicación en la provincia de Córdoba, en el río Suquía, donde ha demostrado ser una herramienta rápida y de bajo costo para programas de monitoreo y conservación de recursos hídricos (Hued & Bistoni 2005). Sin embargo, aún no ha sido aplicado como tal en cursos de agua de la provincia de Buenos Aires por lo que su empleo resultaría en una contribución a los programas de gestión de cuencas hidrográficas y biomonitoreo de la calidad de agua.

La cuenca del arroyo del Azul, se ubica en el centro de la provincia de Buenos Aires y tiene una superficie aproximada de 6.200 km<sup>2</sup>. El arroyo tiene un recorrido total de 160 kilómetros atravesando la ciudad homónima (aproximadamente 60.000 habitantes) cerca de la mitad de su curso. La calidad y cantidad de las aguas superficiales y subterráneas dentro de la cuenca del arroyo del Azul son estudiadas y monitoreadas regularmente por el equipo de trabajo del Instituto de Hidrología de Llanuras de Azul (IHLLA). Los estudios que se realizan están mayormente enfocados en las variables fisicoquímicas (y microbiológicas), incluyendo el monitoreo continuo de la cantidad (Cazenave & Vives 2014) y calidad de agua (Gonzales Castelain & Grosman 1997, Peluso & Usunoff 1997, Rodriguez et al. 2008, 2010a y b), con estaciones estratégicamente distribuidas. Sobre la base de los relevamientos de calidad se ha desarrollado un “índice de calidad de agua para la cuenca del arroyo del Azul”(ICAA por sus siglas) (Rodríguez et al. 2010 b) que está basado en las variables fisicoquímicas y microbiológicas y es específico para las condiciones particulares de esta cuenca.

Sin embargo, hasta la fecha no se han realizado estudios considerando como indicadores de calidad ambiental a los peces ni a otros organismos (a excepción de los análisis microbiológicos). Los objetivos de este trabajo (aún en curso) fueron desarrollar un IBI adecuado a la cuenca del arroyo del Azul para evaluar la existencia de posibles perturbaciones ambientales en los distintos tramos del arroyo, comparar los resultados con un índice de tipo fisicoquímico (el ICAA) y validar el uso del índice biológico como herramienta de monitoreo.

El uso de un índice de tipo biológico en la cuenca del arroyo del Azul podría servir como experiencia piloto para implementar este tipo de herramientas (i.e., indicadores biológicos, en este caso basados en el ensamble de las comunidades de peces) para el monitoreo y gestión de los recursos hídricos de la provincia. Cabe aclarar que si

bien el índice IBI (*sensu* Karr 1981), es el que ha sido más difundido a nivel mundial, modificaciones del mismo son factibles para poder adaptarlo a las condiciones del sistema en cuestión. Este tipo de trabajo contribuirá también a identificar si existen otros factores de afectación de la calidad de agua que no hayan sido detectados mediante los análisis fisicoquímicos habituales.

## **Materiales y Métodos**

Se seleccionaron seis tramos de muestreo que abarcaron distintos sectores de la parte alta, media y baja de la cuenca del arroyo del Azul (provincia de Buenos Aires). La ciudad de Azul se ha ido desarrollando a ambos márgenes del arroyo, entre los kilómetros 61 y 69. Es conveniente aclarar que nos referimos a tramos de muestreo (en vez de sitios de muestreo) debido a que las capturas de peces fueron realizadas abarcando un segmento (tramo) del arroyo y no en un único punto específico. Por lo tanto, la distancia desde la naciente se presenta como ubicación referencial, quedando implícito que los muestreos han sido realizados en torno a esta ( $\pm 200$  m).

Hasta la fecha se realizaron 4 campañas muestrales: una en diciembre de 2015, una en febrero de 2016, una en diciembre de ese mismo año y otra en febrero de 2017. Cada campaña contempló el muestreo de peces y de variables de tipo fisicoquímico y microbiológico. En los siguientes párrafos se presentan más detalles.

Para el muestreo de peces se realizaron arrastres con red (de a pie) cubriendo una superficie total de 50 m<sup>2</sup> por tramo (5 arrastres de 10 m<sup>2</sup> cada uno). Se probaron otros artes de pesca (i.e., red trampa, espineles, casteo con atarraya, trasmallo) pero la red de arrastre resultó ser la más efectiva y abarcativa en lo que respecta a la variedad de especies que se pueden capturar. Los peces fueron capturados vivos, identificados y examinados externamente para verificar la existencia de parásitos, lesiones o deformaciones y vueltos a liberar in situ. Analizando la abundancia de peces, riqueza de especies, grupos tróficos, tipos ecológicos, especies indicadoras, etc., se identificaron las métricas a ser utilizadas para desarrollar el índice. Esto se realizó siguiendo la metodología descrita por Pinto & Araujo (2007). Cabe aclarar que el análisis comparativo entre tramos tuvo en cuenta que estos fueran equivalentes en cuanto su ancho, profundidad, que haya vegetación acuática en sus márgenes, además de haberse muestreado en condiciones de caudal base (y no luego de una lluvia que pudiera haber afectado el mismo).

Con respecto a la construcción del IBI, las métricas que fueron consideradas inicialmente en forma hipotética para su cálculo fueron:

- Diversidad (Shannon): se espera que haya mayor diversidad en tramos menos perturbados (Karr 1981, Karr et al. 1986, Fausch et al. 1990)
- Dominancia (Simpson): la existencia de una o pocas especies dominantes es indicio de un tramo perturbado (Casatti et al. 2009)
- Riqueza de especies nativas: el número de especies nativas representa diversidad biológica, la cual normalmente disminuye cuando hay perturbación (Harris & Silveira 1999, Ferreira & Casatti 2006)
- Abundancia Total: se espera que éste valor sea mayor en tramos menos perturbados (Karr 1981, Karr et al. 1986, Fausch et al. 1990).
- Porcentaje y Número de Omnívoros: la dominancia de los omnívoros ocurre cuando alimentos más específicos comienzan a escasear, teniendo los omnívoros más ventajas que los especialistas en cuanto a la oferta de alimentos que pueden utilizar. Se espera que estén más representados en tramos más perturbados (Karr et al. 1986).
- Porcentaje y Número de peces carnívoros: los carnívoros son más sensibles a las alteraciones ambientales y su presencia generalmente es signo de un ambiente menos perturbado (Karr 1981, Karr & Chu 1999).
- Porcentaje y Número de Characiformes: tiende a disminuir con el aumento de turbidez y reducción de la cobertura vegetal (Pinto & Araujo 2007).
- Porcentaje y Número de peces con patologías: un valor elevado podría reflejar malas condiciones ambientales (Karr 1981).
- Porcentaje y Número de peces con parásitos externos (visibles a simple vista): un valor elevado podría reflejar malas condiciones ambientales (Karr 1981).
- Porcentaje y Número de peces tolerantes a la hipoxia
- Porcentaje y Número de Madrecitas: las madrecitas *Jenynsia multidentata* y *Cnesterodon decemmaculatus*, por sus características ecológicas (e.g., pseudoviviparí, prolificidad, omnivoría y orientación de la boca hacia arriba que favorece la toma de agua rica en oxígeno de la superficie) son consideradas especies tolerantes (Rosso 2006).

Las métricas incorporadas al IBI fueron aquellas que demostraron una correlación significativa ( $p < 0.05$ ) con el valor preliminar del mismo (el resultante de utilizar todas las métricas arriba listadas) según la metodología descrita por Pinto & Araujo (2007), como fue indicado anteriormente.

También se tomaron muestras de agua para el análisis de las variables fisicoquímicas y microbiológicas para utilizarlas en el cálculo del índice ICAA (Rodríguez et al. 2010b). Las muestras fueron tomadas subsuperficialmente y analizadas siguiendo los protocolos establecidos por la American Public Health Association para análisis de aguas y efluentes (APHA 2005). Las variables medidas para el cálculo del ICAA fueron: DBO,  $\text{NH}_4^+$ , *E. coli*, coliformes,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ , conductividad,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , sólidos suspendidos, sólidos totales, turbidez. También se registraron otras tales como oxígeno disuelto, temperatura, pH, alcalinidad, entre otras.

## Resultados

Las métricas incorporadas al IBI fueron: Diversidad (Shannon), Dominancia (Simpson), Riqueza de especies nativas, Número de peces carnívoros, y Número de peces Characiformes.

Sobre un IBI máximo posible de 50, los tramos de cuenca alta presentaron valores de IBI de  $41.5 \pm 5.5$  (media  $\pm$  SE) ( $n=2$ ) y  $41.5 \pm 8.5$  ( $n=2$ ), respectivamente para los kilómetros 16 y 41. En la cuenca media el IBI fue de 25.0 ( $n=1$ ),  $25 \pm 4.0$  ( $n=2$ ) y  $9.5 \pm 2.8$  ( $n=4$ ), para los kilómetros 59 (preurbano), 65 (urbano) y 69 (fin zona urbana, efluente tratamiento cloacal), respectivamente. Para el kilómetro 88 (cuenca baja) el valor del IBI fue de  $18.9 \pm 10.8$  ( $n=4$ ).

Asimismo, la aplicación del ICAA mostró tendencias similares. Los valores más altos para el IBI e ICAA se registraron en el sector correspondiente a cuenca alta (kilómetros 16 y 41) mientras que los valores mínimos para ambos índices correspondieron al tramo en donde se realiza la descarga del efluente del tratamiento cloacal casi al final de la zona urbana (km 69), evidenciándose cierta recuperación de calidad (depuración) aguas abajo, hacia la cuenca baja (km 88) (Fig. 1)

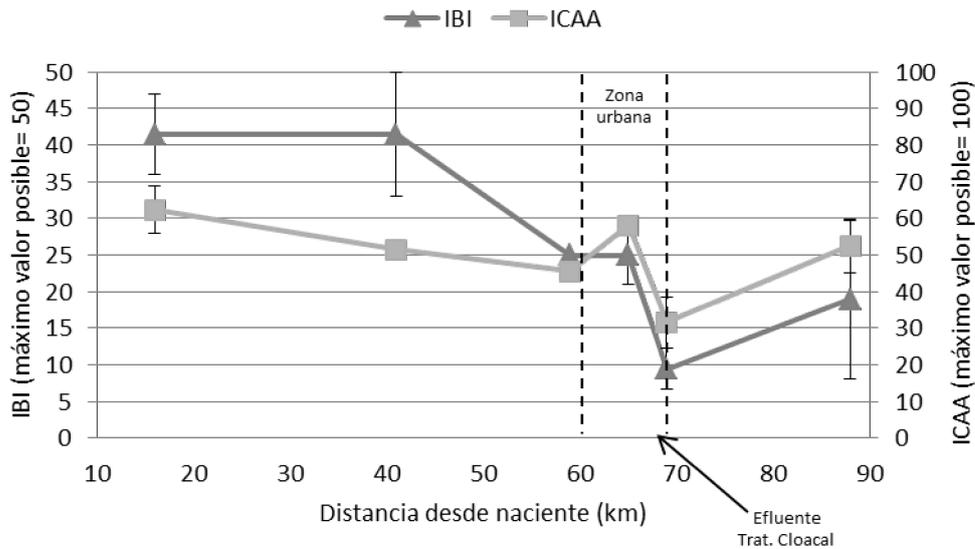


Figura 1. Valores resultantes de la aplicación del Índice de Integridad Biótica (IBI) e Índice de Calidad de Agua del arroyo del Azul (ICAA) en distintos tramos del arroyo del Azul organizados de acuerdo a su distancia aproximada a la naciente (km 0). Las barras representan el error estándar para cada tramo estudiado. No existen valores intermedios entre puntos por lo que las líneas que los unen son meramente referenciales. En la figura también se indica la extensión aproximada de la zona urbana y la ubicación de la descarga puntual del efluente producto del tratamiento de residuos cloacales (km 68).

## Conclusiones

Con los resultados preliminares obtenidos hasta la fecha se ha podido apreciar que el IBI, a través de la composición y características de la comunidad ictiofaunística, permite contrastar los distintos tramos del arroyo del Azul en cuanto a sus niveles de perturbación ambiental. Asimismo, estas diferencias entre tramos también son evidentes a través de la aplicación del ICAA, demostrando que ambos índices muestran en líneas generales las mismas tendencias.

Si bien los muestreos de peces requieren de un esfuerzo de trabajo de campo considerable (e.g., arrastres con redes, identificación de especies, etc.) estos son menos costosos en cuanto a que no se necesita de insumos de laboratorio o equipamiento tecnológico para las mediciones, ni de personal especializado para realizarlas, y esta es una de las principales ventajas que tendría el empleo del IBI como herramienta de monitoreo periódico de rutina. Se prevé en el futuro incorporar a

los macroinvertebrados bentónicos como otro componente más de la biota con utilidad en la bioindicación. A tal efecto ya se han recolectado muestras en todos los tramos antedichos y se avanza en su análisis.

## **Bibliografía**

- Angermeier P.L. & G. Davideanu. 2004. Using fish communities to assess streams in Romania: initial development of an index of biotic integrity. *Hydrobiologia* 511: 65-78.
- Angermeier P.L. & J.R. Karr. 1986. Applying an index of biotic integrity based on stream-fish communities: considerations in sampling and interpretation. *North American Journal of Fisheries Management* 6: 418–429.
- APHA. 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21th edition. American Public Health Association, Washington, D.C. 1200 pp
- Casatti L., C.P. Ferreira & F. Langeani. 2009. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia* 623: 173–189.
- Cazenave G.& L. Vives 2014. Predicción de inundaciones y sistemas de alerta: Avances usando datos a tiempo real en la cuenca del arroyo del Azul. *Revista de geología aplicada a la ingeniería y al ambiente*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires : Asociación Argentina de Geología Aplicada a la Ingeniería 33: 83-91.
- De la Fuente Álvaro M.J. (Ed.). 2007. Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva Marco del Agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro. Protocolos de muestreo y análisis para fitoplancton, fitobentos (microalgas bentónicas), micrófitos, invertebrados bentónicos, ictiofauna. Ministerio de Medio Ambiente. Confederación Hidrográfica del Ebro. 232 pp.
- Fausch K.D., J. Lyons, J.R. Karr & P.L. Angermeier. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. En: S.M. Adams (Ed.). *Biological Indicators of Stress in Fish*, Vol. 8. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society Symposium, pp. 123–144.

- Fausch K.D., J.R. Karr & P.R. Yant. 1984. Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. *Transactions of the American Fisheries Society* 113: 39-55
- Ferreira C.P. & L. Casatti. 2006. Stream biotic integrity assessed by fish assemblages in the Upper Rio Paraná basin. *Biota Neotropica* Sep/Dec 2006 vol. 6, no. 3  
<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn00306032006>  
ISSN 1676-0603
- Frenzel S.A. 1996. An Application of Bioassessment Metrics and Multivariate Techniques to Evaluate Central Nebraska Streams. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 96-4152, 12 pp.
- Ganasan V. & R.M. Hughes. 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology* 40: 367–383.
- González Castelain J. & F. Grosman. 1997. Monitoreo bacteriológico del sector urbano del arroyo del Azul (Prov. de Buenos Aires). Resúmenes del II Congreso Argentino de Limnología. Bs. As. pág. 81.
- Harris J.H. & R. Silveira. 1999. Large scale assessments of river health using an Index of Biotic Integrity with low-diversity fish communities. *Freshwater Biology* 41: 235-252.
- Hued A.C. & M.A. Bistoni. 2005. Development and validation of a Biotic Index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. *Hidrobiologia* 543: 279-298.
- Joy M.K. & R.G. Death. 2004. Application of the index of biotic integrity methodology to New Zealand fish communities. *Ecosystem Management* 34: 415-428.
- Kamdem-Toham A. & G.G. Teugels. 1999. First data on an index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West African river system. *Hydrobiologia* 397: 29-38.
- Karr J.R. & D.R. Dudley. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental. Management* 5: 55–68.

- Karr J.R. & E.W. Chu. 1999. Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring. Island Press, Washington, DC.206 pp.
- Karr J.R. & E.W. Chu. 2000. Sustaining living rivers. *Hydrobiologia* 422/423: 1–4.
- 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. 2006. Seven foundations of biological monitoring and assessment. *Biologia Ambientale* 20(2): 7-18.
- Karr J.R., K.D. Fausch, P.L. Angermeier, P.R. Yant & I.J. Schlosser. 1986. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. *Illinois Natural History Survey Special Publication* 5: 1-28.
- Lyons J.S., P.A. Navarro-Pérez, E. Cochran & C.M. Santana Guzmán-Arroyo. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in westcentral Mexico. *Conservation Biology* 9: 569–584.
- Mathuriau C., N. Mercado Silva, J. Lyons & L.M. Martínez Rivera. 2011. Fish and Macroinvertebrates as Freshwater Ecosystem Bioindicators in Mexico: Current State and Perspectives. *HESP* 7: 251-261.
- Miller D.L., P.M. Leonard, R.M. Hughes, J.R. Karr, P.B. Moyle, L.H. Schrader, B.A. Thompson, R.A. Daniels, K.D. Fausch, G.A. Fitzhugh, J.R. Gammon, D.B. Halliwell, P.L. Angermeier & D.J. Orth. 1988. Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. *Fisheries* 13(5): 12–20.
- Oberdorff T. & R.M. Hughes. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterise rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia* 228: 117–130.
- Peluso F. & E. Usunoff. 1997. Análisis de percepción sobre la calidad de los recursos hídricos en la ciudad de Azul, Prov. de Buenos Aires. *Problemas Percibidos, Perjuicios y Soluciones. Gerencia Ambiental* 32: 102-105.

- Pinto B.J.T. & F.G. Araujo. 2007. Assessing the biotic integrity of the fish community in a heavily impacted segment of a tropical river in Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 50: 489–502.
- Rodríguez M.L., F. Peluso & J. González Castelain. 2008. Comparación de índices de calidad de aguas aplicados en el Arroyo del Azul, Provincia de Buenos Aires. *Cuadernos del CURIHAM* 14: 41-50.
- Rodríguez M.L., J. Gonzalez Castelain, F. Peluso & N. Othax. 2010. Descripción general de la calidad de las aguas del Arroyo del Azul (Prov. de Buenos Aires). *Actas del I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras*: 697-704.
- Rodríguez M.L., J. GonzalezCastelain & F. Peluso. 2010. Desarrollo de un índice de calidad de agua para la cuenca del Arroyo del Azul, Buenos Aires, Argentina. *Actas del I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras*: 713-720.
- Rodríguez-Olarte D. & D.C. 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.
- Rosenberg D.M. & V.H. Resh (Eds). 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, NY.
- Rosso J.J. 2006. *Peces pampeanos, guía y ecología*. Ed. Literature of Latin America, 224 pp.
- Springer M. 2010. Biomonitoring acuático. *Revista de Biología Tropical* 58 (4): 53-59.