



USO DE PECES Y MACRÓFITAS COMO INDICADORES

Marina Tagliaferro

USO DE PECES Y MACRÓFITAS COMO INDICADORES

Marina Tagliaferro

RESUMEN

En este capítulo se presentan dos alternativas tan distantes como los peces y las macrófitas pero ambas de bajo costo de estudio. Se verifica una tendencia a migrar desde índices univariados o con pocas métricas a los índices de integridad biótica cuya construcción requiere de varias métricas dependientes del sistema y región. Se presentan ventajas y desventajas del uso peces y macrófitas y se enmarca el potencial uso conjunto de ambos índices.

Palabras clave: Peces, macrófitas, indicadores ecológicos, índice de integridad biológica.

ABSTRACT

In this chapter, two alternatives are shown: fish and macrophytes, both having low study cost. A migration trend is presented from the univariate indices or with few measurements to the indices of biotic integrity, whose construction requires several system and regional variables. Advantages and disadvantages of the use of fish and macrophytes are shown and the potential joint use of indexes is suggested.

Keywords: Fish, macrophytes, ecological indicators, index of biological integrity.

INTRODUCCIÓN

La condición de los cuerpos de agua y su creciente monitoreo ha generado la inclusión de varios grupos de organismos como indicadores de calidad ambiental. En particular, la condición de las comunidades de peces ha sido propuesta como un indicador sensible de la integridad de los ecosistemas acuáticos (Karr, 1981; Fausch *et al.*, 1990; Kim & An, 2015). Los ensambles de peces son, muchas veces, utilizados como herramientas de comunicación útil para sensibilizar al público y a las autoridades sobre la necesidad de preservar los ambientes acuáticos (Cowx & Collares-Pereira, 2002; Tagliaferro, 2004). Muchas veces, el uso de especies de importancia socioeconómica, turística, o deportiva generan en algunas personas el sentido de conservación, aun cuando las especies sean exóticas. Como ejemplos de esta apreciación en Patagonia Austral, la presencia/ausencia de salmónidos tiene mayor importancia social y económica que la de la especie nativa *Galaxias maculatus* (puyen) de pequeño tamaño y baja importancia económica (Tagliaferro *et al.*, 2014). De esta manera, muchas veces se utilizan especies "paraguas" (en este caso la trucha *steelhead* o trucha marrón) para lograr medidas en la conservación de otras especies o cuerpos de agua.

Otro grupo de importancia, indicador de la calidad ambiental, son las macrófitas. Las macrofitas también han sido consideradas como indicadores biológicos de relevancia para el diagnóstico de los ecosistemas acuáticos. Las mismas poseen propiedades únicas que permiten un rápido muestreo y análisis de la condición de un cuerpo de agua (Nichols, 1999; Beck & Hatch, 2009). También para este grupo se han desarrollado diferentes índices adaptados a las condiciones de las distintas regiones mundiales de trabajo (ej. Suarez *et al.*, 2005; Clayton & Edwards, 2006).

ÍNDICES PARA PECES

El uso de los peces como bioindicadores se basa en las evidencias de que las alteraciones del cuerpo de agua podrían tener un efecto en los mismos a múltiples niveles, desde celular y enzimático (Chovanec *et al.*, 2003; Kim & An, 2015) hasta niveles de la población (Anderson *et al.*, 1983; Goede & Barton, 1990; Lima-Junior *et al.*, 2006; Antal *et al.*, 2013), pudiendo generar también efectos en cascadas (disfunción fisiológica que no permita la reproducción, causando una reducción en el stock de peces e impactando en la trama trófica de la comunidad) (Amiard-Triquet *et al.*, 2015).

Algunas de las características que hacen de los peces un grupo ampliamente utilizado como bioindicadores se deben a:

1. Son organismos relativamente fáciles de capturar e identificar (Karr, 1981).

2. La mayoría de las muestras pueden ser analizadas en el sitio de muestreo y ser regresadas vivas al medio.

3. Existe una amplia información sobre las historias de vida de muchas especies.

4. Los ensambles de peces generalmente comprenden una amplia variedad de especies pertenecientes a distintos niveles tróficos (incluyendo especies que consumen alimentos tanto de origen acuático o terrestre como insectos que se posan sobre el agua).

5. Reflejan efectos directos e indirectos de los problemas ambientales crónicos e impactos de perturbaciones episódicas (Soto-Galera *et al.* 1998).

6. Presentan diferentes respuestas según el tiempo de exposición al impacto (ej. se recuperan rápido después de una inundación pero pueden migrar frente a contaminantes de distinto tipo (ej. a vertidos continuos o ganadería) (Scott y Hall, 1997; Feijóo *et al.*, 2012).

7. El costo de su empleo es uno de los más bajos en comparación con otro tipo de análisis de calidad (ej. determinación de contaminantes en el agua) (Yoder, 1989; Pérez-Domínguez *et al.*, 2012).

8. Están presentes tanto en ambientes de pequeñas dimensiones espaciales (ej. charcas) como en grandes ríos, así como en un amplio rango de niveles de contaminación (desde prístinos a fuertemente contaminados).

9. Responden rápidamente a cambios en el régimen hídrico (Navarro-Llacer *et al.*, 2010).

Las desventajas del uso de los peces como bioindicadores y los índices basados en el uso de peces enumeradas por Abbasi & Abassi (2012) son:

1. Pueden presentar una respuesta poblacional lenta como para reflejar un cambio ambiental.

2. El desplazamiento puede generar un sesgo en las estimaciones poblacionales y, consecuentemente, en los valores de los índices.

3. Dependen del arte de pesca utilizado.

4. Puede ocurrir que las especies migren de las zonas impactadas.

5. Pueden presentar una marcada variación estacional.

Algunas de las primeras medidas consideradas al evaluar un ambiente y los ensambles de peces son la abundancia (Rosso *et al.*, 2013) y el número de taxa (riqueza específica) (Walmsley, 2002; Bistoni y Hued, 2002). Sin embargo, algunos autores consideran que éstas por sí solas no son suficientes para explicar valores altos de riqueza de organismos tolerantes a ambientes impactados (ej. Karr, 1998; Wang *et al.*, 2000; Vila-Gispert *et al.* 2002). Entre los índices de una única métrica o variable (riqueza y equitatividad), el índice de Shannon-Wiener (Shannon y Weiner, 1949) fue uno de los primeros empleados para medir la diversidad de los peces sometidos a la contaminación del agua durante la década de 1960 hasta el presente. También se han utilizado como índices la producción o biomasa (Boling *et al.*, 1975). La solución a las críticas del uso de una única o pocas variables vino de la mano de los índices multimétricos de integridad biótica. De hecho, las entidades reguladoras europeas y norteamericanas requieren del uso de métricas estructurales y funcionales para evaluar los ecosistemas acuáticos (Pérez-Domínguez *et al.*, 2012). Por ejemplo, la WFD (Water Framework Directive – Directiva de Marco del Agua) europea solicita, entre otros, el uso de índices de integridad biótica (IBI del inglés) de peces para análisis de calidad en cuerpos de agua de Europa (Borja, 2005). Existen una gran variedad de índices y, aunque algunos como el F-IBI fue diseñado inicialmente por Karr (1981) para su uso en ambientes lóticos de Norteamérica, los mismos han sido modificados para diferentes ambientes y utilizando variedad de atributos (Borja y Dauer, 2008; Herman y Nejadhashemi, 2015; Tabla 1).

El índice de integridad biótica es uno de los índices más utilizados a nivel mundial. Es un índice compuesto por métricas o atributos ecológicos de la comunidad de peces, poblaciones e individuos: riqueza de especies, taxa indicadores (sensibles o tolerantes), características tróficas, abundancia de peces, incidencia de hibridación y anomalías (Karr, 1981; Karr *et al.*, 1986). Inicialmente el IBI comprendía 12 métricas o atributos (Tabla 2). A cada una de las métricas iniciales (12) se le otorga un valor entre 1, 3 o 5, cuya suma de valores (entre 12 y 60; Tabla 3) debía compararse con un sitio de referencia de la misma región (Karr, 1981; Fausch *et al.*, 1990). La cantidad de atributos o métricas no es fijo sino que varía según cada autor, generalmente entre 9-10, con un máximo de 16 (Franco *et al.*, 2009) y un mínimo de 4 (Delpech *et al.*, 2010). Originalmente se utilizaron tres atributos básicos de las comunidades de peces: riqueza y composición de especies, estructura trófica y condición y abundancia de los peces (Tabla 2), sin embargo el IBI se fue ajustando a cada región, utilizando diferente cantidad de atributos, incluso relacionados con variables hidrológicas, morfológicas y de la condición de ribera.

Entre las desventajas o recaudos al momento de usar el índice IBI, varios autores subrayan que usar muchas métricas podría aumentar el riesgo de estar aplicando medidas irrelevantes o correlacionadas que pueden introducir

Tabla 1. Selección de índices basados en peces. Los nombres seguidos por un asterisco (*) indican que fueron modificados de Herman y Nejadhashemi (2015).

Nombre	Siglas	Tipo o cantidad de variables	Autores
Índice de integridad biótica	IBI a	12 variables. Ver Tabla 2.	Karr, 1981
	IBI b	Origen de los peces, posición en la columna de agua, tolerancia a la degradación ambiental, hábitos de alimentación, forma de reproducción y talla máxima.	Ramírez-Herrejón <i>et al.</i> , 2012
Índice de integridad biótica	IBI c	Número total de especies, especies sensibles a la degradación, especies adaptadas a hábitat pobres, especies longevas, número de especies intolerantes, proporción de individuos de especies dominantes, proporción de omnívoros, proporción de insectívoros, proporción de piscívoros, número de individuos por esfuerzo de muestreo, proporción de híbridos, proporción de individuos con enfermedades, daños, tumores o anomalías óseas.	Rodríguez-Olarte y Taphorn, 1995
	IBI suquia	Taxonomía, abundancia, composición trófica y condición de los peces.	Hued y Bistoni, 2005
	IBI azul	Diversidad (Shannon), dominancia (Simpson), riqueza de especies nativas, abundancia total, % y número de peces omnívoros, % y número de peces carnívoros, % de Characiformes, % y número de peces con patologías, % y número de peces con parásitos externos, % y número de peces tolerantes a la hipoxia, % y número de madrecitas (<i>Jenynsia multidentata</i> y <i>Cnesterodon decemmaculatus</i>)	Masson <i>et al.</i> , 2017
Índice de integridad biótica de lagos de llanura de inundación	FL-IBI	Número total de especies, número de especies no-nativas, número de especies con vulnerabilidad moderada/alta, número de órdenes, número de familias, número de especies de Characiformes, número de especies de Siluriformes, número de especies de Perciformes, número de omnívoros, número de predadores, abundancia de especies dominantes, número total de individuos, abundancia de individuos con vulnerabilidad moderada/alta, equitatividad, % de omnívoros, % de detritívoros, % de herbívoros, % de insectívoros, % de carnívoros y % de planctívoros.	Pettesse <i>et al.</i> , 2016
Índice estuarino multimétrico para peces*	EMMFI	Riqueza de especies, número de especies introducidas, composición de especies, abundancia de especies, dominancia, número de especies diádromas, riqueza de especies estuarinas, abundancia de especies estuarinas, abundancia de especies marinas migratorias, riqueza de especies zoobentívoras, riqueza de especies piscívoras, abundancia de zoobentívoros, abundancia de piscívoros.	Harrison y Kelly, 2013



► **Tabla 1.** Selección de índices basados en peces. Los nombres seguidos por un asterisco (*) indican que fueron modificados de Herman y Nejadhashemi (2015).

Nombre	Siglas	Tipo o cantidad de variables	Autores
Índice multi-métrico basado en peces de arroyos de la sabana brasileña.	f-MMI	% de especies comunes, % de determinados taxa, % de peces alimentándose de invertebrados.	Reis de Carvalho <i>et al.</i> , 2017
Índice de integridad biótica en estuarios	IBI-estuario	Química y física del agua, comportamiento del pez, abundancia de algas, características hidromorfológicas, especies exóticas, condiciones de los organismos bentónicos.	Pérez-Domínguez <i>et al.</i> , 2012
Índice de integridad biótica en lagos	IBI-lagos	Métricas basadas en diversidad de especies, composición trófica, abundancia y condición.	Minns <i>et al.</i> , 1994
Índice trófico	IT	Diferencia entre $\delta^{15}\text{N}$ de una especie de pez y el promedio de $\delta^{15}\text{N}$ de los caracoles.	Lisi <i>et al.</i> , 2018
Índice de la comunidad de peces*	FCI	Números de especies, abundancia de especies e índice trófico.	Jordan <i>et al.</i> , 2010
Curvas de respuesta de los peces*	FRC	Sensibilidad de los peces al caudal.	Zorn <i>et al.</i> , 2008
Índice biótico de especies de peces*	FSBI	% esperado de número total de especies, % esperado de número de especies nativas de Leuciscinae, y % del número esperado de especies del género <i>Noturus</i> spp. y la familia Percidae.	Paller <i>et al.</i> , 1996
Índices de Similitud*	SI	Composición, abundancia relativa, estructura etaria, valor global de similitud.	Navarro-Llacer <i>et al.</i> , 2010

Tabla 2. Parámetros usados en el estudio de las comunidades de peces (modificado de Karr, 1981).

Composición y riqueza de especies
Número de especies
Presencia de especies no tolerantes
Riqueza y composición de especies de Percidae
Riqueza y composición de especies de fondo
Riqueza y composición de especies de la familia Centrarchidae (salvo <i>Lepomis cyanellus</i>)
Proporción de <i>Lepomis cyanellus</i>
Proporción de individuos híbridos
Factores ecológicos
Número de individuos en la muestra
Proporción de omnívoros
Proporción de ciprínidos insectívoros
Proporción de carnívoros tope
Proporción de enfermedades, tumores, daño en aletas u otras anomalías.

Tabla 3. Valores de IBI y clases (condición) del cuerpo de agua asignados (modificado de Karr (1981) y Pérez-Domínguez *et al.* (2012)).

Clase	Atributos	Valor IBI
Excelente	Comparable a las mejores situaciones sin influencia antrópica. Con todas las especies regionales, de todos los tamaños, presentes en cada hábitat, incluyendo a las formas menos tolerantes. Todas las clases de edad, clases y estructura trófica balanceada.	58-60
Buena	Riqueza de especies un poco por debajo de lo esperado, especialmente debido a la pérdida de especies poco tolerantes. Algunas especies con abundancias o distribución de tamaños por debajo de su óptimo. La estructura trófica puede mostrar algunos signos de estrés.	48-52
Regular	Con signos de deterioro adicional. Con pocas especies intolerantes, con una estructura trófica alterada (ej. aumento de la frecuencia de omnívoros). Raramente aparecen clases de edad altas de los depredadores tope.	40-44
Pobre	Dominada por omnívoros, formas tolerantes a la contaminación, y de hábitos generalistas. Unos pocos carnívoros tope. Con tasas de crecimiento y factores de condiciones deprimidas. En general con presencia de híbridos y enfermedades.	28-34
Muy pobre	Pocos peces presentes, mayormente introducidos o formas altamente tolerantes. Presencia de híbridos, enfermedades, parásitos, daño en las aletas y anomalías (en general tumores).	12-22
Sin peces	Los peces están ausentes en repetidos muestreos.	0

un sesgo al índice o dar más peso a determinada presión (Pérez-Domínguez *et al.*, 2012). Por otra parte, es importante remarcar que los datos obtenidos para cada una de estas métricas en un sitio determinado debe ser evaluado respecto a lo esperado en un sitio no impactado ubicado en la misma ecorregión (Omernik, 1987) o en una región similar (Hughes, 1995), lo que no siempre es posible. Otras críticas al índice tienen relación con la falta de capacidad para registrar los efectos de nuevas perturbaciones (Velazquez-Velazquez y Vega Cendejas, 2004) y el uso de valores absolutos sin tener en cuenta la incertidumbre estadística (Suter, 2001; Iliopoulou-Georgudaki *et al.* 2003).

ÍNDICES, PECES Y CONDICIONES EN ARGENTINA

De manera similar a lo propuesto por Costa y Schulz (2010) y Pérez-Domínguez *et al.* (2012), podríamos considerar de gran importancia las condiciones hídricas y morfológicas de los cuerpos de agua y considerarlas también extendiendo los índices de calidad biótica a índices multimétricos. En la Argentina gran parte de los arroyos están siendo canalizados o dragados sin considerar las consecuencias que estas obras generan sobre el cuerpo de agua. Muchas de dichas obras se suman a las características locales, donde el funcionamiento incorrecto de las plantas depuradoras y la contaminación difusa, por ejemplo de pequeñas ciudades, pueden afectar los cuerpos de agua.

Índices para macrófitas

En los cuerpos de agua, las macrófitas juegan un papel importante en la retención de sedimentos y disminución de la resuspensión de los mismos, retención de nutrientes, así como la generación de refugio y comida para pequeños animales y liberación de oxígeno durante la fotosíntesis (Jeppesen *et al.*, 1998; Scheffer, 1998; Ciecierska y Kolada, 2014). Más aún, la presencia de macrófitas ayuda a proteger, mejorar o recuperar un tramo, contribuyendo de esta manera a mejorar la calidad del agua de toda la cuenca. En relación a los peces, Feijoó *et al.* (2012) también observaron que la riqueza y diversidad de los ensambles ícticos podrían estar regulados, al menos en parte, por la conservación del cuerpo de agua, el uso de la tierra y la presencia de macrófitas.

Dado que las macrófitas integran características temporales, espaciales, químicas, físicas y biológicas de un ecosistema, y su distribución y abundancia están influenciadas por las condiciones ambientales (Lacoul y Freedman 2006), son consideradas indicadores confiables de la integridad del ecosistema (Palmer *et al.*, 1992; Haury *et al.* 2006; Schneider 2007).

Algunas de las características, ventajas y desventajas del uso de las macrófitas como bioindicadores según Mack (2007), Abbasi y Abbasi (2012) y Feijoó (2012) son:

1. Relativamente fáciles de identificar.
2. Usualmente están fijas al sustrato y su inmovilidad facilita el muestreo.
3. La inmovilidad facilita un rápido muestreo y permite también el estudio mediante sensores remotos.
4. Es posible estudiar grandes áreas rápidamente utilizando fotos aéreas o imágenes satelitales.
5. La respuesta a un cambio ambiental suele ser más rápida que en la comunidad de peces debido a que estos últimos pueden moverse entre áreas en búsqueda de mejores condiciones ambientales.
6. Su composición puede estar fuertemente afectada por el régimen hídrico, por lo tanto debe considerarse éste al momento de usarlas.

Al igual que para los otros organismos, se pueden aplicar índices como el de Shannon-Weiner (1949), índices de cobertura y de equitatividad, sin embargo, en las últimas décadas, los índices multivariados han tomado gran importancia. Varios de estos índices utilizan como métricas a la estructura de la comunidad, la composición taxonómica, la condición individual y los procesos biológicos asociados, como la productividad (Mack, 2007) (Tabla 4). Aunque muchos autores han propuesto índices de integridad biológica multimétricos utilizando a las macrófitas, varios de éstos incluyen índices de una única variable y varios autores prefieren el uso de índices con una o dos métricas antes que la utilización de un índice multimétrico que se ajuste a su región en particular. En ese sentido, Feijóo *et al.* (2012) encontraron que la cobertura de las macrófitas sumergidas se correlaciona linealmente con un índice que valora la calidad de ribera.

CONSIDERACIONES FINALES

Los índices de integridad biótica (IBI) de macrófitas propuestos podrían ser particularmente útiles cuando se evalúan en conjunto con los IBI de peces debido a la conocida importancia de las macrófitas sobre la comunidad de peces. Además de ofrecer hábitat y presas para muchas especies de peces, las macrófitas facilitan su éxito reproductivo al proporcionar protección contra los depredadores (Feijóo *et al.*, 2012). Dadas estas relaciones fuertemente interdependientes entre macrófitas y peces, es probable que un IBI basado en peces tenga muchas correlaciones con un IBI basado en macrófitas (Abbasi y Abbasi, 2012).

Dada la gran variedad geográfica de la Argentina, con diferentes tipos de cuerpos de agua (ej. charcas, lagos, arroyos y grandes ríos) y la amplia variedad de ecorregiones ictiológicas (López *et al.*, 2002), resulta llamativo el bajo desarrollo de índices de integridad biótica en peces. Los impactos más llamativos sobre los cuerpos de agua están relacionados a las actividades humanas como pueden ser la contaminación de sus aguas o vuelco de residuos. Sin embargo, otro impacto de gran importancia es la presencia de especies exóticas en ambientes aparentemente poco impactados. Un claro ejemplo lo representan varios ríos andinos, algunos de las sierras de Córdoba o el río Santa Cruz que atraviesa la meseta Patagónica, en los que las condiciones del cuerpo de agua son buenas, pero presentan salmónidos introducidos en estas cuencas, los cuales pueden afectar a la comunidad local de peces. Estos ambientes deberían ser estudiados para su valoración ambiental mediante el agregado adecuado de métricas (ej. número de especies exóticas) para diferenciarlos de puntos de referencia. Dado que los índices de integridad biótica son los más utilizados mundialmente, en aquellos casos donde los índices no puedan ser generados, es recomendable utilizar aquellos desarrollados para ambientes similares de otras regiones del mundo y luego validarlos para el área de estudio.

En la Argentina solamente se ha desarrollado un índice biótico para peces para el río Suquía (Hued y Bistoni, 2005), sin embargo no se han desarrollado otros índices para otros cuerpos de agua ni para el uso de macrófitas. Los índices bióticos son aplicados utilizando algunos de los propuestos para otras regiones.

Tabla 4. Selección de índices de macrófitas. Los índices que poseen un asterisco seguido de las siglas corresponden a modificaciones extraídas de Beck y Hatch (2009).

Nombre	Siglas	Tipo o cantidad de variables	Autores
Índice de calidad florística	FQI	$C * \sqrt{N}$ donde C es el coeficiente de conservación, N es el número de especies. Se comparan sitios con diferente impacto.	Nichols, 1999
Índice de integridad biótica	IBI a	Especies totales, riqueza de género, riqueza de taxa, abundancia o número de especies sensibles, abundancia o número de especies tolerantes, proporción o abundancia de plantas con rango ecológico restringido, calidad de la planta, productividad primaria, proporción o abundancia de plantas con afinidades determinadas al cuerpo de agua, proporción o abundancia de plantas según las formas de vida, proporción de individuos dominantes, clases de edad, proporción o número de especies no nativas, número de híbridos.	Mack, 2007
	IBI b*	% de vegetación tipo juncos, % de vegetación de tipo invasora, % de vegetación de asociación obligada al agua, índice de calidad florística, número de taxa nativos, suma de la media del % de cobertura de taxa tolerantes a la turbidez, suma de la media del % de cobertura de especies invasivas.	Wilcox <i>et al.</i> , 2002
	IBI c*	Para Nueva Zelandia. Índice de condición de especies nativas. Índice de condición de las especies invasoras, índice SPI total para lagos	Clayton y Edwards, 2006
	IBI d*	Profundidad máxima a la que las plantas crecen, % de área litoral vegetada, frecuencia relativa de especies sumergidas, frecuencia relativa de especies exóticas, frecuencia relativa de especies sensibles, índice de diversidad de Simpson, número de taxa.	Nichols <i>et al.</i> , 2000
Índice de estado ecológico de las macrófitas	ESMI	Para lagos. Composición taxonómica (índice de equitatividad J), abundancia (colonización mediante el índice Z que considera área con macrófitas sobre área total del lago), asociados al índice de Shannon-Weiner.	Haury <i>et al.</i> , 2006
Índice de macrófitas fluviales – ríos mediterráneos	IMF	Valoraciones de sensibilidad y amplitud ecológica para 124 taxones (50 angiospermas, 31 algas, 30 musgos, 8 hepáticas y 5 pteridófitos).	Flor-Arnau <i>et al.</i> , 2015
Índice de macrófitas Río Segura	IM segura	Sugerencia de hacer en primavera. Cobertura % de: (a) musgos y hepáticas, (b) rodofíceas, (c) Nostoc, Rivulariaceas, Chaetophorales, (d) <i>Ranunculus</i> y <i>Myriophyllum</i> , (e) <i>Potamogeton</i> (salvo <i>P. pectinatus</i>), (f) <i>Zannichellia</i> , (g) <i>Ruppia</i> , (h) Charales, (i) clorofíceas filamentosas, (j) <i>Nasturtium</i> , <i>Apium</i> , <i>Verónica</i> , (k) <i>Vaucheria</i> , (l) Zygnematales, (m) tapetes continuos de perifiton pardo-amarillento de diatomeas, (n) clorofíceas inscrustantes, (o) Oscillatoriales, (p) <i>Cladophora</i> , (q) <i>Enteromorpha</i> , (r) <i>Potamogeton pectinatus</i> , (s) <i>Lemna</i> .	Suarez <i>et al.</i> , 2005

AGRADECIMIENTOS

Agradezco profundamente a los editores del libro por la invitación para escribir este capítulo, a la posibilidad de hacer ciencia en mi país y al financiamiento que he tenido por CONICET para mi doctorado, postdoctorado y estancias en el exterior.

BIBLIOGRAFÍA

- Abbasi, T. & S. A. Abbasi. 2012. Indices of biological integrity or the multi-metric indices. *En* Abbasi, T. & S.A. Abbasi (Eds.) *Water Quality Indices*. Amsterdam: Elsevier, p. 375.
- Amiard-Triquet, C., J. C. Amiard, & C. Mouneyrac. 2015. *Aquatic ecotoxicology: advancing tools for dealing with emerging risks*. Amsterdam: Elsevier, Academic Press, p. 519.
- Anderson, R. O. & S. J. Gutreuter. 1983. Length, weight, and associated structural indices. In: Nielsen, L.A. y D.L. John (Eds.) *Fisheries Techniques*. EEUU, Bethesda: American Fisheries Society, pp. 283–300.
- Antal, L., B. Halasi-Kovacs & S. A. Nagy. 2013. Changes in fish assemblage in the Hungarian section of River Szamos/Someş after a massive cyanide and heavy metal pollution. *North-Western Journal of Zoology*, 9: 131–138.
- Beck, M. W. & L. K. Hatch. 2009. A review of research on the development of lake indices of biotic integrity. *Environmental Reviews*, 17: 21–44.
- Bistoni, M. A., & A. C. Hued. 2002. Patterns of fish species richness in rivers of the central region of Argentina. *Brazilian Journal of Biology*, 62: 753-764.
- Boling, R. H., R. C. Petersen & K. W. Cummins. 1975. Ecosystem modeling for small woodland streams. In: Patten, B.C. (Ed.) *Systems analysis and simulation in ecology, III*. New York: Academic Press, pp. 183-204.
- Borja, A. 2005. The European water framework directive: A challenge for nearshore, coastal and continental shelf research. *Continental Shelf Research*, 25: 1768–1783.
- Borja, A. & D. M. Dauer. 2008. Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: comparing methodologies and indices. *Ecological Indicators*, 8: 331–337.
- Chovanec, A., R. Hofer & F. Schiemer. 2003. Fish as bioindicators. In: Markert B. A., A. M. Breure y Zechmeister (Eds.) *Trace metals and other contaminants in the environment – Bioindicators and biomonitoring*. London: Elsevier, 639-676.
- Ciecierska, H. & A. Kolada. 2014. ESMI: a macrophyte index for assessing the ecological status of lakes. *Environmental Monitoring Assessment*, 186: 5501-5517.
- Clayton, J. & T. Edwards. 2006. Aquatic plants as environmental indicators of ecological condition in New Zealand lakes. *Hydrobiologia*, 570: 147–151.
- Costa, P. F. & U. H. Schulz. 2010. The fish community as an indicator of biotic integrity of the streams in the Sinos River basin, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 70: 1195-1205.
- Cowx, I. G. & M. J. Collares Pereira. 2002. Freshwater fish conservation: options for the future. In: Collares-Pereira, M. J., I. G. Cowx, & M. M. Coehlo (Eds.): *Conservation of freshwater fishes: options for the future*. Oxford: Fishing News Books, Blackwell Science, pp. 443-452.
- Delpech, C., A. Courrat, S. Pasquaud, J. Lobry, O. Le Pape, D. Nicolas, P. Boët, M. Girardin & M. Lepage. 2010. Development of a fish-based index to assess the ecological quality of transitional waters: the case of French estuaries. *Marine Pollution Bulletin* 60: 908-918.
- Fausch, K. D., J. Lyons, J. R. Karr & P. L. Angermeier. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*, 8: 123-144.
- Feijó, C. P. Gantes, A. Giorgi, J. J. Rosso y E. Zunino. 2012. Valoración de la calidad de ribera en un arroyo pampeano y su relación con las comunidades de macrófitas y peces. *Biología acuática*, 27: 113-128.
- Flor-Arnau, N., M. Real, G. González, J. Cambra Sánchez, J. L. Moreno, C. Solà y A. Munné. 2015. Índice de Macrófitos Fluviales (IMF), una nueva herramienta para evaluar el estado ecológico de los ríos mediterráneos. *Limnética*, 34: 95-114.
- Goede, R. W. & B. A. Barton. 1990. Organismic indices and autopsy-based assessment as indicators of health and condition in fish. In: Adams, S.M. (Ed.) *Biological Indicator of Stress in Fish.*, EEUU, Bethesda, MD: American Fisheries Society: pp. 93–108.
- Harrison, T. D. & F. L. Kelly. 2013. Development of an estuarine multi-metric fish index and its application to Irish transitional waters. *Ecological Indicators*, 34: 494-506.
- Haury, J., M. C. Peltre, M. Trémolières, J. Barbe, G. Thiébaud, G. Bernez, H. Daniel, P. Chatenet, G. Haan-Archipof, S. Muller & A. Dutartre. 2006. A new method to assess water trophy and organic pollution—the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution. *Hydrobiologia*, 570: 153–158.

- Herman, M. R. & A. P. Nejadhashemi. 2015. A review of macroinvertebrate-and fish-based stream health indices. *Ecology & Hydrobiology*, 15: 53-67.
- 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. *Hydrobiologia*, 543: 279-298.
- Hughes, R. M., 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. In: Davis, W.S. y T.P. Simon (Eds.). *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers. pp. 31-47.
- Iliopoulou, J., V. Kantzaris, P. Katharios, P. Kaspiris, T. Geordiadis & B. Montesantou. 2003. An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). *Ecological Indicators*, 2: 345-360.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Søndergaard & K. Christoffersen, K. (Eds.). 1998. The structuring role of submerged macrophytes in lakes. New York: Springer. 427 pp.
- Jordan, S. J., Lewis, M. A., Harwell, L. M., & L. R. Goodman. 2010. Summer fish communities in northern Gulf of Mexico estuaries: Indices of ecological condition. *Ecological indicators*, 10: 504-515.
- Karr, R. J. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.
- Karr, R. J. 1998. Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management. In: Naiman, R.J. R.E. Bilby (Eds.). *River ecology and management: lessons from the Pacific coastal ecoregion*. New York: Springer-Verlag, pp. 502-528.
- Karr, J. R., K. D. Fausch, P. L. Angermeier, P. R. Yant, & I. S. Schlosser. 1986. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. *Illinois Natural History Survey, Champaign, IL*, Publicación especial 5.
- Kim, J. Y. & K. G. An. 2015. Integrated ecological river health assessments, based on water chemistry, physical habitat quality and biological integrity. *Water*, 7: 6378-6403.
- Lacoul, P. & B. Freedman. 2006. Relationships between aquatic plants and environmental factors along a steep Himalayan altitudinal gradient. *Aquatic Botany*, 84: 3-16.
- Lima-Junior, S. E., I. B. Cardone & R. Goitein, R. 2006. Fish assemblage structure and aquatic pollution in a Brazilian stream, some limitations of diversity indices and models for environmental impact studies. *Ecology of Freshwater Fishes*, 15: 284-290.
- Lisi, P. J., E. S. Childress, R. B. Gagne, E. F. Hain, B. A. Lamphere, R. P. Walter, D. Hogan, J. F. Gilliam, M. J. Blum & P. B. McIntyre. 2018. Overcoming urban stream syndrome: Trophic flexibility confers resilience in a Hawaiian stream fish. *Freshwater Biology*, 1-11.
- López, H. L., C. C. Morgan & M. J. Montenegro. 2002. Ichthyological Ecoregions of Argentina. En López, H.L., J.V. Crisci, y J.A. Schnack (Eds.). *ProBiota*. Museo de La Plata, La Plata, Buenos Aires, Argentina: pp. 1-70.
- Mack, J. 2007. Developing a wetland IBI with statewide application after multiple testing iterations. *Ecological Indicators*, 7: 864-881.
- Masson, I., J. González Castelain, S. A. Dubny, N. Othax, y F. O. Peluso. 2017. Aplicación del índice de integridad biótica basado en peces como herramienta de biomonitorio en la cuenca del Arroyo del Azul (avances de proyecto en curso). IV Congreso 2017 Internacional Científico y Tecnológico-CONCYT. <http://digital.cic.gba.gov.ar/handle/11746/6767>.
- Minns, K. C., V. W. Cairns, R. G. Randall & J. E. Moore. 1994. An index of biotic integrity (IBI) for fish assemblages in the littoral zone of Great lakes' areas of concern. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51:1804-1822.
- Navarro-Llacer, C., D. Baeza & J. Heras. 2010. Assessment of regulated rivers with indices based on macroinvertebrates, fish and riparian forest in the southeast of Spain. *Ecological Indicators* 10: 935-942.
- Nichols, S. 1999. Floristic quality assessment of Wisconsin lake plant communities with example applications. *Lake Reservoir Management*, 15: 133-141.
- Nichols, S., S. Weber & B. Shaw. 2000. A proposed aquatic plant community biotic index for Wisconsin lakes. *Environmental Management*, 26: 491-502.
- Omernik, J. M., 1987. Ecoregions of the conterminous United States. *Annals of the Association of American Geographers*, 77: 118-125.
- Paller, M. H., Reichert, M. J. & J. M. Dean. 1996. Use of fish communities to assess environmental impacts in South Carolina coastal plain streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 125: 633-644.
- Palmer, M. A., S. L. Bell & I. A. Butterfield, I. A. 1992. A botanical classification of standing waters in Britain: application for conservation and monitoring. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2: 125-143.
- Pérez-Domínguez, R., S. Maci, A. Courrat, M. Lepage, A. Borja, A. Uriarte, J. M. Neto, H. Cabral, V. S. Raykov, A. Franco

- & M. C. Alvarez. 2012. Current developments on fish-based indices to assess ecological-quality status of estuaries and lagoons. *Ecological Indicators*, 23: 34-45.
- Pettesse, M. L., F. K. Siqueira-Souza, C. E. Carvalho Freitas & M. Petreire Jr. 2016. Selection of reference lakes and adaptation of a fish multimetric index of biotic integrity to six amazon floodplain lakes. *Ecological Engineering*, 97: 535-544.
- Ramírez-Herrejón, J. P., N. Mercado-Silva, M. Medina-Nava y O. Domínguez-Domínguez. 2012. Validación de dos índices biológicos de integridad (IBI) en la subcuenca del río Angulo en el centro de México. *Revista de Biología Tropical*, 60: 1669-1685.
- Reis de Carvalho, D., C. Gontijo Leal, N. Tadini Junqueira, M. Aparecida de Castro, D. C. Fagundes, C. B. Mascarenhas Alves, R. M. Hughes & P. Santos Pompeu. 2017. A fish-based multimetric index for brazilian savanna streams. *Ecological Indicators*, 77: 386-396.
- Rodríguez-Olarte, D. y 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: 27-56.
- Rosso, J. J., E. Mabrugaña, E. Avigliano, N. Schenone & J. M. Díaz de Astarloa. 2013. Short spatial and temporal scale patterns of fish assemblages in a subtropical rainforest mountain stream. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 48: 199-209.
- Scheffer, M. 1998. *Ecology of shallow lakes*. Dordrecht: Kluwer, p. 288.
- Schneider, S. 2007. Macrophyte trophic indicator values from a European perspective. *Limnologia*, 37: 281-289.
- Scott, M. C. & L. W. Hall. 1997. Fish assemblages as indicators of environmental degradation in Maryland coastal plain streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 126: 349-360.
- Shannon, C. E. & W. Weaver. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. The University of Illinois Press, Urbana IL. p.132.
- Soto Galera E., E. Díaz Pardo, E. López López & J. Lyons. 1998. Fish as indicators of environmental quality in the Rio Lerma Basin, Mexico. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 1: 267-276.
- Suárez, M. L., A. Mellado, M. M. Sánchez-Montoya y M. R. Vidal-Abarca. 2005. Propuesta de un índice de macrófitos (IM) para evaluar la calidad ecológica de los ríos de la cuenca del Segura. *Limnetica*, 24: 305-318.
- Suter, G. W. 2001. Applicability of indicator monitoring to ecological risk assessment. *Ecological Indicators*, 1: 101-112.
- Tagliaferro, M. 2004. Comparison of habitat, macrofauna density, and fish length within and outside marine protected areas using a remotely operated vehicle. Friday Harbor Laboratories, University of Washington Report, p. 48.
- Tagliaferro, M., A. Quiroga & M. Pascual. 2014. Spatial Pattern and Habitat Requirements of *Galaxias Maculatus* in the last un-Interrupted large river of Patagonia: A baseline for management. *Environment and Natural Resources Research*, 4: 54-63.
- Walmsley, J. J. 2002. Framework for measuring sustainable development in catchment systems. *Environmental Management*, 29: 195-206.
- Yoder, C. O. 1989. The cost of biological field monitoring. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C., USA.
- Velázquez Velázquez, E. y M. E. Vega Cendejas. 2004. Los peces como indicadores del estado de salud de los ecosistemas acuáticos. CONABIO. *Biodiversitas*, 57: 12-15.
- Vila-Gispert, A., E. García-Berthou & R. Moreno Amich. 2002. Fish zonation in a Mediterranean stream: effects of human disturbances. *Aquatic Sciences*, 64: 163-170.
- Walmsley, J. J. 2002. Framework for measuring sustainable development in catchment systems. *Environmental Management*, 29: 195-206.
- Wang, L., J. Lyons, P. Kanehl, R. Bannerman & E. Emmons. 2000. Watershed urbanization and changes in fish communities in southeastern Wisconsin streams. *Journal of the American Water Research*, 36: 1173-1175.
- Wilcox, D. A., J. E. Meeker, P. L. Hudson, B. J. Armitage, M. G. Black & D. G. Uzarski. 2002. Hydrologic variability and the application of index of biotic integrity metrics to wetlands: A Great Lakes evaluation. *Wetlands*, 22: 588-615.
- Zorn, T. G., P. W. Seelbach & E. S. Rutherford. 2012. A regional-scale habitat suitability model to assess the effects of flow reduction on fish assemblages in Michigan streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 48: 871-895.

