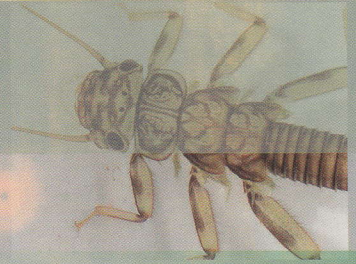




UNSA
UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN AGUSTÍN

ESTUDIO DE COMUNIDADES BIOLÓGICAS
COMO BIOINDICADORES DE CALIDAD DE AGUA



**SEMINARIO
INTERNACIONAL**

LIBRO DE REVISIONES

Auspician:



CONTENIDO

SEMINARIO INTERNACIONAL EN EL ESTUDIO DE COMUNIDADES BIOLÓGICAS COMO BIOINDICADORES DE CALIDAD DE AGUA

Libro de Revisiones

IMPORTANCIA DEL EMPLEO DE BIOINDICADORES DE CALIDAD DE AGUA..... 35

MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS COMO BIOINDICADORES DE CALIDAD DE AGUA: IMPORTANCIA DE LA TAXONOMÍA Y SISTEMÁTICA..... 67

PARÁMETROS HIDROMORFOLÓGICOS Y FÍSICO QUÍMICOS ASOCIADOS AL ESTUDIO DE LA CALIDAD DE AGUA..... 71

DIATOMAS TERATOLÓGICAS Y SU IMPORTANCIA COMO BIOINDICADORES DE CALIDAD DE AGUA..... 78

ANÁLISIS DE PÁPERAS Y ESTUDIOS DE CASO EN REFERENCIA A BIOINDICADORES DE CALIDAD DE AGUA..... 85

EL USO DE BIOINDICADORES EN EL ESTUDIO DE LA CALIDAD DE AGUA DESDE UN PUNTO DE VISTA ECOSISTÉMICO (INTEGRIDAD ECOLÓGICA/ESTADO BIOLÓGICO)..... 95



ALETHEYA

MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS NO INSECTOS COMO BIOINDICADORES DE CALIDAD DE AGUA (AS- PECTOS ECOLÓGICOS Y TAXONOMÍA)

Cristina Damborenea¹

PALABRAS CLAVE *Macroinvertebrados; Sudamerica; Biología; Indicadores; Dulcia-
cuícolas*

RESUMEN:

El estudio de macroinvertebrados acuáticos para el análisis y seguimiento de la calidad de las aguas ha demostrado ser eficaz, especialmente ante la variedad de productos contaminantes y que en general los vertidos son puntuales en el tiempo. Los macroinvertebrados acuáticos detectan puntos de alteración de la calidad de las aguas con bajos costos, rapidez y fiabilidad. Las comunidades de macroinvertebrados son los mejores bioindicadores de contaminación acuática, debido a que son muy abundantes, se encuentran en prácticamente todos los ecosistemas de agua dulce y su recolección es simple y de bajo costo. En este trabajo se presentan a los macroinvertebrados acuáticos (no insectos) como indicadores biológicos, y su utilidad a partir del empleo de los índices bióticos para estimar la tolerancia del bentos a los contaminantes, así como las respuestas funcionales de estos organismos a los contaminantes. Frente a los métodos físico químicos, presentan la ventaja de que reflejan las condiciones existentes tiempo atrás antes de la toma de muestras. Los organismos que habitan en los ríos presentan diferentes rangos de tolerancia a la contaminación de su hábitat esto permite la aplicación de índices específicos. Entre los grupos más utilizados (sin considerar insectos) se encuentran los moluscos, crustáceos y algunas especies de gusanos (planarias, anélidos) y ácaros. A pesar de su importancia, la información disponible de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en América del Sur es aún insuficiente.

INTRODUCCIÓN

El uso de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad de las aguas de los ecosistemas (ríos, lagos o humedales) comenzó a generalizarse

1. División Zoología Invertebrados-Museo de La Plata (FCNyM-UNLP). Paseo del Bosque sin n°. La Plata 1900. Argentina. Investigador CONICET. cdambor@fcnym.unlp.edu.ar

durante el primer decenio del siglo XXI en todo el mundo (Prat et al., 2009). Sin embargo, la aplicación de estos organismos como bioindicadores de calidad de agua, se ha desarrollado en forma diferencial en los cuerpos lóticos y lénticos. Prat and Rieradevall (1998), señalan que para el estudio de los problemas de calidad de las aguas de cuerpos lénticos (e.g. lagos y embalses) los macroinvertebrados bentónicos no son de gran importancia, por lo que su uso como bioindicadores no se recomienda en general para la diagnosis y evaluación de los problemas de calidad de las aguas en estos cuerpos (eutroficación o acidificación), y sugieren el uso de otros grupos de organismos (e.g. algas) y de características fisicoquímicas. Para el bentos profundo de cuerpos de agua lénticos templados, hacia fines de los 90, se utilizaron como bioindicadores organismos habitantes de sustrato blando, como quironómidos y oligoquetos. No obstante faltan estudiar muchos más grupos de organismos, numerosos taxa de invertebrados que no han sido analizados y/o su taxonomía en los países de América del Sur no es conocida. Esta deficiencia en el uso de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad del agua en cuerpos de agua lénticos, fundamentalmente de poca profundidad y áreas litorales de los mismos, se evidencia en el escaso número de publicaciones, en comparación con los estudios de bioindicadores en cuerpos de agua lóticos. Por el contrario, los estudios de relaciones entre factores ambientales, composición y abundancia de las comunidades de macroinvertebrados del bentos profundo de lagos y embalses, donde las condiciones ambientales son más estables que las zonas litorales de cuerpos de agua lénticos o de poca profundidad, son más abundantes. Uzarski et al. (2004) realizaron un trabajo de síntesis sobre el uso de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de condiciones ambientales en los grandes lagos (Huron y Michigan) y una adaptación del índice aplicado (index of biotic integrity-IBI).

Sobre la base de lo mencionado anteriormente, el objetivo de este trabajo es realizar una síntesis del uso de los macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua y sus aplicaciones actuales en América del Sur a través de algunos métodos existentes. Asimismo, este trabajo se centrará en los macroinvertebrados no insectos que se utilizan de forma habitual como bioindicadores de calidad del agua en relación a los efectos observados con cambios a nivel de población, comunidad o ecosistema.

Para el desarrollo de este trabajo monográfico y luego de una generalización de las características que presentan los bioindicadores en general y las que presentan los macroinvertebrados como buenos indicadores biológicos de condiciones ambientales, se plantea una síntesis descriptiva de los índices que utilizan macroinvertebrados no-insectos en su planteo para luego hacer un bosquejo de la bioecología de ellos.

Características de un buen bioindicador

Los organismos utilizados como bioindicadores deben cumplir con ciertas

características para que resulten informativos, siendo las más destacadas son (según Gerhardt, 2002; Prat et al., 2009) Para más detalles, ver Anexo 1

Los macroinvertebrados como bioindicadores

En la actualidad los macroinvertebrados son los organismos más ampliamente usados como bioindicadores por diversas circunstancias (Resh, 2008) entre las que destacamos (tomado de Bonada et al., 2006):

- Tener una amplia distribución geográfica (muchas veces cosmopolita y en diferentes tipos de ambientes).
- Una gran riqueza de especies con gran diversidad de respuestas a los gradientes ambientales, es decir, presentan en general, baja variabilidad genética y ecológica, los indicadores deben tener demandas y tolerancias restringidas y específicas.
- Ser en su mayoría sedentarios, lo que permite el análisis espacial de la contaminación.
- En otros casos, la posibilidad de utilizar su reacción de huida (deriva) como indicador de contaminación.
- En algunas especies el tener ciclos de vida largo permite integrar los efectos de la contaminación en el tiempo.
- Poder ser muestreados de forma sencilla y barata.
- Posición definida en el sistema trófico y estrategias alimenticias específicas (no omnívoros).
- Metabolismo constante (ausencia de diapausa)
- Posición definida en el ecosistema.
- Disponer de buen conocimiento sobre la ecología, fisiología y distribución de la especie.
- Ser sensible a contaminantes específicos (para el caso de indicadores del efecto).

MÉTODO

Se realizó una selección y análisis bibliográfico a fin de complementar este texto correspondiente a la ponencia n° 3 de este Seminario Internacional “Estudio de Comunidades Biológicas como Bioindicadoras de Calidad de Agua” con la ponencia n° 2, de forma tal de lograr la completitud de un tema parcialmente tratado, para luego desarrollar aspectos bioecológicos de los macroinvertebrados no-insectos como bioindicadores.

DESARROLLO DEL TEMA

Los macroinvertebrados juegan un papel predominante como indicadores a nivel comunidad. Para su utilización se requiere que los datos de presencia o abundancia sean transformados en una expresión numérica (métrica), que

pueden ser cualitativas o cuantitativas. Las métricas más utilizadas se basan en la relación entre organismos tolerantes a alguna perturbación (e.g. contaminación orgánica) y los intolerantes a esta. Se han desarrollado otros métodos alternativos, como el propuesto por Gutierrez et al. (2004), que utiliza un número reducido de taxones de macroinvertebrados como herramienta para la estimación de la calidad fisicoquímica del agua, a fin de obtener resultados en forma rápida y económica. Otras propuestas, en lugar de realizar estimaciones de la estructura de las comunidades, se basan en inferir perturbaciones a partir de la funcionalidad de la comunidad (por ejemplo la producción secundaria, o la tasa de descomposición de la hojarasca) o en el uso de los rasgos biológicos ("species traits") (por ejemplo la duración de la vida, el número de huevos que pone la especie, etc.).

En la Tabla 1-Anexo 3 se presentan los métodos utilizados con más frecuencia en la evaluación de la calidad de agua con macroinvertebrados, separados entre nivel sub-organismo y organismo, y los usados a nivel de asociación, comunidad o ecosistema.

Toma de datos, diseño de muestreo

La correcta toma de los datos se debe realizar a través de un diseño de muestreo acorde al objetivo perseguido y al ambiente considerado, de forma tal que las muestras tomadas sean representativas del ambiente, lo cual es fundamental para alcanzar resultados confiables. A través de muestreos es posible inferir cambios ambientales y deducir las causas de esos cambios mediante el uso de patrones de distribución y abundancia de los organismos, asociadas a parámetros ambientales. Las características biológicas de los organismos y la calidad del agua se comparan y relacionan a lo largo de sitios y tiempo, o contra un set estándar de datos para evaluar el impacto ambiental, determinar causa efecto, o establecer las iniciativas de manejo, por ejemplo a través de modelos predictivos. Los diseños de muestreo deben facilitar la realización de estas comparaciones a través de la colecta sistematizada de datos relevantes, eliminación de efectos confusos o minimizar errores de muestreo y la selección de medios de análisis apropiados. El diseño de muestreo incluye metodologías con un número de réplicas de muestras que permiten disminuir el error de muestreo y lograr un análisis estadístico efectivo. Asimismo, se debe realizar un balance en el uso de información cuali y cuantitativa en el estudio de los organismos vivos. No solo los datos de valores cuantitativos son válidos, sino también el dato cualitativo, referido a los ejemplares por sí mismos. En síntesis, un muestreo mal realizado, altera de tal manera la representación del dato de la realidad, que los análisis no pueden solucionar esa deficiencia. Varios pasos son los que se deben cumplir a fin de implementar un programa de muestreo (Figura 1-Anexo 3) que no afecte el análisis de los datos.

Los errores de datos que ocurren en los primeros pasos son serios e irreversibles. Es necesario un diseño de muestreo a fin de: Minimizar errores y poder realizar un análisis de datos representativo de la realidad y realizar comparaciones con datos de otros muestreos afines.

Algunos estudios solo requieren la presentación de los datos por medios gráficos o tablas. Otros necesitan análisis estadístico de distinta sofisticación, por lo que son necesarios datos de confianza.

Métricas que involucran a macroinvertebrados no-insectos como indicadores de calidad de ríos (basado en Prat et al., 2009; Bonada et al., 2006). Ver Anexo 2

- a) Índices unimétricos
- b) Índices multimétricos
- c) Métodos multivariados
- d) Otros métodos

Macroinvertebrados no insectos como bioindicadores

En este ítem se realiza una síntesis de los grupos de macroinvertebrados no-insectos (macroinvertebrados= 500 micras) utilizados como bioindicadores, identificando, dentro de la posibilidad del conocimiento taxonómico del grupo, los taxa presentes en América del Sur. Se han desarrollado listados de taxones utilizados en distintas regiones, en los que se consigna su valor de tolerancia y hábitos alimenticios. En América del Sur no existen este tipo de listados, por lo que se suelen ajustar o modificar los propios de otras áreas. Mandaville (2002) presenta un listado de invertebrados utilizados en cuerpos de agua de América del Norte, en el que se incluye la bibliografía disponible. Si bien los taxa deben ser identificados al menor nivel posible, esto no es posible para todas las especies y en general estas no están presentes en todos los ecosistemas. Por este motivo, se utiliza en general el nivel de familia o nivel de género.

El Biotic Index (BI), desarrollado por Hilsenhoff (1982) fue modificado para su utilización a nivel familia para incluir especies no artrópodos. Ver Anexo 2

Grupos Taxonómicos Utilizados como Bioindicadores

Phylum Cnidaria

Constituyen un grupo fundamentalmente marino. Los escasos representantes de agua dulce pertenecen a Hydrozoa. El género *Hydra*, con varias especies es utilizado ampliamente para la evaluación de presencia de contaminantes y sus efectos. *Hydra* sp. se encuentra ampliamente distribuido en los ambientes acuáticos sobre sustratos sumergidos. Las especies más comunes son *H. viri-*

dissima que prefiere aguas claras y *H. vulgaris* frecuentemente encontrada en aguas turbias. *Hydra* sp. ocupa uno de los niveles más bajos de la cadena trófica, es depredador de cladóceros y copépodos y es presa, por lo que cambios en la población afectan a la comunidad. Para detalles sobre los la utilización de *Hydra* en estudios ambientales consultar Quinn et al. (2012). *Cordylophora caspia* también fue usado como indicador debido a su habilidad de absorber metales como el Cd, Zn, y Cu.

Phylum Platyhelminthes

Las formas libres, incluidas en “Turbellaria”, incluyen numerosas especies de agua dulce. Entre las formas de macroturbelarios se encuentran las vulgarmente llamadas planarias. Bajo esta denominación se incluyen numerosas especies, pertenecientes a diferentes géneros y familias. Sin embargo la identificación es compleja y no solo puede ser realizada por expertos. A pesar de esto, las planarias en general (incluyendo *Girardia* sp., *Dugesia* sp. entre otros), son formas extensamente utilizadas como indicadores y en ensayos de toxicidad.

Las planarias son componentes importantes en los ambientes acuáticos. Son organismos frágiles, de movimientos lentos, reptan sobre la superficie y sus huevos son depositados en cocones fijos al sustrato, no presentan estadios larvales ni estadios de resistencia. La fisiología y la respuesta a contaminantes esta estudiada. Sin embargo tienen algunas desventajas como bioindicadores. Viven por largo tiempo, pero la edad es compleja de medir, esto hace difícil precisar la variable temporal en su respuesta a contaminante. Además sus características biológicas, ciclo de vida, hábitat y nicho ecológico de las especies de América del Sur son poco conocidas. Sin embargo, las planarias son organismos considerados centinelas por su sensibilidad natural a los cambios ambientales. Knakievicz (2014) presenta una síntesis de la información de estos organismos en su utilización como biomarcadores y bioindicadores.

Phylum Nemertea

Incluye pocos representantes en el agua dulce, solo 4 especies se conocen para la Region Neotropical. Los nemertinos son utilizados como indicadores en los ambientes marinos. En el agua dulce solo han sido incluidos en algunos estudios a nivel familia. La forma de agua dulce mejor conocida es *Prostoma graecense*, de amplia distribución, solo ausente en la región Neártica. Son formas carnívoras, que utilizan su trompa para capturar crustáceos u otros gusanos. Mayores estudios del taxón podría derivar a estos como bioindicadores en la región.

Phylum Annelida

Incluyen tres grandes grupos, los Polychaeta, Oligochaeta e Hirudinea. De estos tres grupos, los más diversos y abundantes en los ecosistemas acuáti-

cos son los oligoquetos, ampliamente estudiados y aplicados como bioindicadores. Las familias Haplotaxidae, Lumbriculidae, Enchytraeidae y Tubificidae han sido incluidas en una gran cantidad de estudios.

Haplotaxidae son cosmopolitas, depredadores y reconocidos como formas de tolerancia intermedia. Lumbriculidae son formas principalmente de la región Neártica, ausentes en la región Neotropical y su tolerancia a es también intermedia. Enchytraeidae son formas muy diversas en la región Neotropical, pueden vivir tanto en sedimentos de agua dulce como de tierra y son formas encontradas en ambientes salinos. Se otorgan altos valores de tolerancia alcanzando el máximo.

La diversidad de Tubificidae es muy alta y son agrupados en varias subfamilias, incluyendo formas que se alimentan de depósito y algunas depredadoras. En este grupo se encuentran las formas más comúnmente usadas en los estudios de bioindicación. *Limnodrilus hoffmeisteri* y *Tubifex tubifex*, son formas ubicuas y se pueden desarrollar en masas en ambientes altamente poluidos. Otros tubificidos se desarrollan en condiciones mesosaprobias u oligotróficas. El enriquecimiento en materia orgánica no es dañino para los oligoquetos, siempre que exista un buen suministro de oxígeno. Sin embargo son formas sensibles a la contaminación química, particularmente a metales pesados. *T. tubifex* es ampliamente utilizado en bioensayos (Rodríguez & Reynoldson, 2011).

Los hirudíneos también fueron utilizados en biomonitoreo y estudios ecotoxicológicos, especialmente las especies depredadoras. Bendell y McNicol (1991) estudiaron su rol como indicadores de acidificación del ambiente, mientras que Prahacs y Hall (1996) estudiaron su sensibilidad a variaciones leves de pH. La familia incluida más frecuentemente en los estudios como bioindicadora es Glossiphonidae. Algunas especies han sido ensayadas como indicadoras de determinadas sustancias como *E. obscura*, indicadora de compuestos clorinados y también biomarcador, respondiendo con alteraciones en su reproducción (Wicklum et al., 1997).

A pesar que los Poliquetos conforman un grupo fundamentalmente marino, varias familias son reconocidas como habitantes del agua dulce. En general son organismos tolerantes a toxinas contaminantes y tienen potencial como especies indicadoras. La familia Sabellidae es un alimentador de depósito y según Bode et al. (1996) tiene un valor de 6 de tolerancia.

Los Aphanoneura son un pequeño grupo de anélidos, con afinidades con los poliquetos. Son organismos reptantes, mayoritariamente de agua dulce, filtradores. Incluyen a la familia Aeolosomatidae, presente en la región Neotropical y frecuentemente considerada como bioindicador a la que se le otorga un valor de 6 de tolerancia.

Phylum Arthropoda-(excluidos insectos)

Los crustáceos incluyen formas muy variadas.

Entre los Branchiopoda (cladóceros) hay formas herbívoras filtradoras, que se alimentan de pequeñas partículas desde bacterias hasta algas, mientras que

otros son carnívoros. La mayoría de los cladóceros forman huevos que entran en diapausa. Los Cladocera del género *Daphnia* han sido utilizados como organismos indicadores, con un valor de tolerancia de 8.

Los copépodos son considerados como buenos indicadores de las condiciones limnológicas y de calidad de agua. La relación entre copépodos calanoideos/ciclopoideos y cladóceros es un indicador del estado trófico de los sistemas de agua. Los ciclopoideos y cladóceros aumentan a medida que el hábitat se deteriora. En general los calanoideos dominan los sistemas oligotróficos. La presencia de ciertas especies de las que se conocen los rangos de temperatura y tolerancias pueden indicar cambios en las condiciones físicas del ambiente. Algunas especies se conocen para ambientes con características particular, como *Metacyclops mendocinus*, encontrado frecuentemente en los sistemas de agua de refinerías de petróleo (Utz y Bohrer-Morel, 2008).

La presencia de ostrácodos es indicadora de efectos directos e indirectos del clima de lagos. Varias especies fueron estudiadas en relación a características ambientales, concluyendo que distintas especies cuentan con distintas tolerancias al ambiente (Curry, 1999).

Los isópodos son organismos detritívoros, aunque algunos son carnívoros y son especialmente abundantes de lagos, arroyos y aguas subterráneas. En los ambientes marinos son utilizados como indicadores, especialmente se han ensayado para toxicidad de mercurio. La familia Anthuridae y Idoteidae ha sido valorada con una tolerancia de 5 y Asellidae con 8 por Bode et al. (1996). Los isopodos de agua dulce están escasamente estudiados en la región Neotropical, pero no se descarta su potencialidad como bioindicadores.

Los anfípodos están ampliamente representados en las aguas dulces. El 45 % de las especies de anfípodos de agua dulce son hipogeos. Sus hábitos alimenticios son diversos (herbívoros, detritívoros, carnívoros y omnívoros). Son importantes en las dietas de peces, jugando un rol clave en la cadena alimentaria. Entre las familias comúnmente utilizadas en los estudios de calidad de aguas, y que se encuentran en la región Neotropical, se encuentran Gammaridae, Talitridae y Hyaellidae, con valores de tolerancia entre 4 y 8.

Los decápodos presentes en los cuerpos de aguas continentales son un grupo muy diverso, que incluye a cangrejos, camarones y langostas. Exhiben una gran variedad morfológica, fisiológica, de comportamiento y de historia de vida y habitan tanto ambientes superficiales como aguas subterráneas. Entre los decapodos, la familia Cambaridae ha sido utilizada como bioindicador con un valor de alto de tolerancia, aunque otros estudios indican que son susceptibles a las aguas contaminadas. Debido a los numerosos endemismos de nuestra región, es necesario realizar investigaciones sobre la capacidad de estas especies como bioindicadores.

Los Acari, Hydrachnidia, son artrópodos de la clase Arachnida. Muchos de

ellos habitan el agua dulce. Pueden ser herbívoros, raspadores, depredadores y parásitos. Ensamblajes específicos de ácaros pueden encontrarse en diferentes ambientes como arroyos, lagos, lagunas, etc. Los ácaros ocupan un rol integrativo en las diferentes comunidades lo que les otorga importancia como bioindicadores, brindando datos sobre el estado del ecosistema a nivel de familia o género (Goldschmidt, 2016).

Phylum Mollusca

Los moluscos son un grupo megadiverso que en cuanto a número de especies sólo lo sobrepasan los artrópodos. Las especies de moluscos se encuentran en los desiertos y en las zonas polares; en los trópicos y en las grandes profundidades oceánicas. Sin embargo, es en las lagunas litorales tropicales donde alcanzan su máxima diversidad y función. Los hay consumidores primarios en las redes tróficas, tanto de herbívoros como de detritívoros, hasta depredadores de segundo nivel y parásitos. Existen especies especializadas y especies oportunistas, manifestado en diferentes respuestas a las modificaciones del hábitat y la contaminación. Las respuestas a la contaminación pueden advertirse tanto en individuos como en poblaciones y pueden ser manifestación en su comportamiento, fisiología o simple tolerancia o intolerancia a los contaminantes. Dadas las diversas respuestas tanto de individuos como de poblaciones, se han empleado diferentes grupos de moluscos como indicadores de contaminación, sea por la desaparición de especies estenobióticas, el predominio de especies euribióticas, o por su capacidad de acumular contaminantes, o bien, en procesos de bioacumulación a lo largo del ciclo de vida del organismo, o biomagnificación a través de las cadenas tróficas.

Fuga y atracción. La movilidad de los gasterópodos les permite evadir condiciones adversas del ambiente y fuentes puntuales de contaminación, pero en ocasiones son atraídos hacia éstas, en particular cuando las cargas de materia orgánica son altas, exponiéndose así a otros contaminantes. Por su parte, los bivalvos han demostrado un cierto grado de evasión. El mejillón de agua dulce, invasor, *Limnoperna fortunei* se libera de su biso cuando se ve sometido a agentes irritantes, permitiendo ser arrastrado por las corrientes o a desplazarse por cortas distancias, gracias a la ayuda de su reducido pie, para reubicarse en otro microambiente. Asimismo, esta especie, como otros bivalvos (e.g. el invasor *Corbicula fluminea*), es bien conocida su capacidad de aislarse por varias horas con el cierre hermético de las valvas, cuando las condiciones ambientales se vuelven adversas, habiéndose demostrado este comportamiento tanto ante el estímulo de factores naturales como antropogénicos.

Tolerancia. De acuerdo a distintos autores, en algunas poblaciones puede haber evolucionado resistencia genética de individuos con resistencias diferenciales. Esta tolerancia se manifiesta en la composición de las comunidades en los ecosistemas contaminados. Varios estudios demostraron relación entre los cambios en la quími-

ca de los sedimentos contaminados y variaciones en las comunidades bentónicas, donde las especies dominantes son moluscos (aproximadamente el 50%) y anélidos (aproximadamente el 40%).

Centinelas. La tolerancia y adaptabilidad de los moluscos, en particular algunos bivalvos, los han situado como los organismos preferidos en el monitoreo de la presencia de contaminantes e indicadores de la calidad de los ecosistemas. Los bivalvos como filtradores y algunos gasterópodos como herbívoros responden, cada uno, a una fracción particular del cuerpo de agua. El monitoreo de la calidad de los cuerpos de agua interiores y costeros a través del estado de salud y presencia de contaminantes en diferentes bivalvos, es utilizado. Por ejemplo en los Grandes Lagos con el bivalvo invasor, mejillón zebra, *Dreissena polymorpha*. Este programa se extendió a otros países del mundo con técnicas de muestreo y evaluación de poblaciones y análisis estandarizado para la determinación de los diferentes tipos de contaminantes en tejidos orgánicos.

Los moluscos en general tienden a ser facultativos (organismos con un extenso rango de tolerancia y asociados a moderados niveles de contaminación). Por su parte, las distintas especies de gasterópodos tienden a presentar mayor tolerancia (organismos asociados a ambientes con alto grado de contaminación orgánica, capacitados a vivir en condiciones extremas de bajo nivel de oxígeno) que la de los bivalvos. Asimismo, entre los gasterópodos, el mayor porcentaje de especies tolerantes corresponde al grupo de los pulmonados y el de menor porcentaje a mesogasterópodos.

DISCUSIÓN

Si bien los macroinvertebrados han demostrado poseer muchas de las características necesarias para ser un buen bioindicador (Prat et al., 2009), la falta de especificidad geográfica, resolución taxonómica y especificidad al factor estresante y los valores de tolerancia (Figura 2-Anexo 3) representan una limitación para su uso (Chang et al., 2014).

Como se observa en la Figura 2-Anexo 3, los moluscos, anélidos y crustáceos son muy utilizados, luego de los Insectos. La utilización de indicadores biológicos sumado al uso de parámetros físico-químicos de evaluación de calidad de agua, ofrecen una visión integradora de los efectos perturbadores en los cursos de agua. El análisis de variables fisicoquímicas y el empleo de macroinvertebrados como testigos de la calidad del agua son métodos complementarios en los procesos de evaluación de las condiciones ambientales (Crettaz-Minaglia, et al. 2014). El estudio no solo debe depender de los macroinvertebrados, sino de su relación con las variables físico químicas, sumado a que se debe comprender que no hay que considerar a las valores estándar de los índices como válidos para todos los ambientes, sino llevar a la práctica modos de análisis que los conviertan en específicos al lugar que se está evaluando (Forero et al., 2014).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BENDELL, B. E. & MCNICOL, D. K. 1991. An assessment of leeches (Hirudinea) as indicators of lake acidification. *Canadian Journal of Zoology* 69, 130-133.
- BODE, R. W., NOVAK, M. A., & ABELE, L. E. 1996. Quality assurance work plan for biological stream monitoring in New York State. NYS Department of Environmental Conservation, Albany, NY. 89p.
- BONADA, N., PRAT, N., STATZNER, B. & RESH, V. H. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annu. Rev. Entomol.*, 51, 495-523.
- CHANG, F. & J. LAWRENCE & RIOS-TOUMA B. & RESH, V. H. 2014. Tolerance values of benthic macroinvertebrates for stream biomonitoring: assessment of assumptions underlying scoring systems worldwide. *Environmental Monitoring and Assessment* DOI 10.1007/s10661-013-3523-6.
- CRETTAZ-MINAGLIA, M. C., JUÁREZ, R. A., AGUER, I., BORRO, E. D. & PERUZZO, R. B. 2014. Aplicación de índices de calidad de agua en un arroyo pampeano utilizando macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores (Gualeguaychú, Entre Ríos, Argentina). *Biología Acuática*, 30, 93-105.
- CURRY, B. B. 1999. An environmental tolerance index for ostracodes as indicators of physical and chemical factors in aquatic habitats. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 148, 51-63.
- FORERO, L. C.; LONGO, M., RAMÍREZ, R. & CHALAR, G. 2014. Índice de calidad ecológica con base en macroinvertebrados acuáticos para la cuenca del río Negro (ICERN-MAE), Colombia. *Revista e Biología Tropical* 62 (Suppl. 2), 233-247.
- GERHARDT, A. 2002. Indicator species in biomonitoring. In: *Encyclopedia of Life Support systems Vol. 1* (p 77-123) (UNESCO Ed.), Oxford: EOLSS Publishers. (<http://www.eolss.net>).
- GOLDSCHMIDT, T. 2016. Water mites (Acari, Hydrachnidia): powerful but widely neglected bioindicators – a review. *Neotropical Biodiversity* 2, 12-25.
- GUTIÉRREZ, J. D., RISS, W., OSPINA, R. 2004. Bioindication of the water quality with aquatic macroinvertebrates in the Sabana de Bogotá using artificial neural networks. *Caldasia* 26(1), 151-160.
- HILSENHOFF, W. L. 1982. Using a Biotic Index to Evaluate Water Quality in Streams. *Technical Bulletin Wisconsin Department Natural Resources*. 132p.
- HILSENHOFF, W. L. 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomology* 20, 31-39.
- KNAKIEVICZ, T. 2014. Planarians as invertebrate bioindicators in freshwater environmental quality: the biomarkers approach. *Ecotoxicology and Environ-*

mental Contamination 9 (1), 1-12.

MANDAVILLE, S. M. 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols.

PRAHACS, S. M. & HALL, K. J. 1996. Leeches as in situ biomonitors of chlorinated phenolic compounds. Part 1: Laboratory investigations. *Water Research* 30 (10), 2293-2300.

PRAT, N., RÍOS, B., ACOSTA, R. & RIERADEVALL, M. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En E. Domínguez & H. R. Fernández (Eds), *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos*. Publicaciones Especiales. San Miguel de Tucumán: Fundación Miguel Lillo.

PRAT, N. & RIERADEVALL, M. 1998. Criterios para la evaluación de agua en lagos y embalses basados en los macroinvertebrados bentónicos. *Actual Biology* 20 (69), 137-147.

QUINN, B., GAGNÉ, F. & BLAISE, C. 2012. Hydra, a model system for environmental studies. *International Journal of Development Biology* 56, 613-625.

RESH, V. H. 2008. Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environmental Monitoring & Assessment*, 138, 131-138.

RODRIGUEZ, P. & REYNOLSON, T. B. 2011. *The pollution biology of aquatic Oligochates*. Dordrecht: Springer.

UTZ, R. P. L. & BOHRER-MOREL, M. B. C. 2008. Characterization of the zooplankton community of the secondary wastewater system of an oil refinery in Southern Brazil. *Biosciences* 16, 1-14.

UZARSKI, D. G., BURTON, T. M. & GENET, J. A. 2004. Validation and performance of an invertebrate index of biotic integrity for Lakes Huron and Michigan fringing wetlands during a period of lake level decline. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 7, 269-288.

WICKLUM, D, SMITH, D. E. C. & DAVIES R. W. 1997. Mortality, Preference, Avoidance, and Activity of a Predatory Leech Exposed to Cadmium. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 32, 178-183.

ANEXO 1

Características de un buen bioindicador

Los organismos utilizados como bioindicadores deben cumplir con ciertas características para que resulten informativos, siendo las más destacadas son (según Gerhardt, 2002; Prat et al., 2009).

Distribución. Amplia, cosmopolita (permite comparación entre diferentes regiones).

Características biológicas. Fidelidad, es decir, abundancia alta y distribución amplia en ciertos tipos de ambientes. Ser sedentaria o de movilidad restringida, con especificidad de sitio (lo que permite el análisis espacial de la contaminación). En otros casos, existe la posibilidad de utilizar su reacción de huida (deriva) como indicador de contaminación. Baja variabilidad genética y ecológica, los indicadores deben tener demandas y tolerancias restringidas y específicas. Posición definida en el sistema trófico y estrategias alimenticias específicas (no omnívoros). Metabolismo constante (ausencia de diapausa). Ciclos de vida de medio a largo. Posición definida en el ecosistema. Disponer de buen conocimiento sobre la ecología, fisiología y distribución de la especie. Ser sensible a contaminantes específicos (para el caso de indicadores del efecto).

Representatividad. La respuesta del bioindicador debe ser representativa de la respuesta de otros taxa.

Practicidad. Los organismos deben poder ser muestreados, separados y conservados de forma sencilla y barata. Debe ser de fácil manipulación. Se debe conocer su taxonomía y pueda ser reconocida por un no-especialista. Sencilla de cultivar en laboratorio y de bajo costo.

Importancia social. Ser una especie relevante para las decisiones de manejo, o como peste, recurso, o importante en la agricultura o en el ambiente.

Centinela (criterio adicional). Organismos que no son dañados por el contaminante. Especies que acumulan o concentran la toxina hasta niveles medibles.

El bioindicador ideal debe contar con las características mencionadas para cumplir los objetivos propuestos, sin embargo no hay especie que pueda cumplir con todas estas características, por lo que se usa un grupo o set de especies indicadoras.

ANEXO 2

Métricas que involucran a macroinvertebrados no-insectos como indicadores de calidad de ríos (basado en Prat et al., 2009; Bonada et al., 2006)

a) Índices unimétricos

Métricas simples. En estos se propone el uso de la riqueza (número de taxa) como valor en respuesta a las perturbaciones. Otra métrica simple, de gran aplicación, es el uso de determinados grupos taxonómicos (en general aplicado a nivel de género o de familia). Si las perturbaciones son fuertes, las métricas simples recelan alteraciones en la estructura de la comunidad. Sin embargo, cuando las perturbaciones son de intensidad baja, no se aprecian cambios en la métrica. Además deben considerarse aspectos vinculados a la distribución de los taxa de los macroinvertebrados utilizados. Los taxa con amplia distribución pueden tener diferente grado de adaptación a las condiciones ambientales y al usar niveles de órdenes o familias pueden mal interpretarse los resultados. Asimismo, los distintos órdenes y familias de macroinvertebrados presentan patrones latitudinales y altitudinales propios, que pueden modificar los valores de los índices.

Índices bióticos Son los más comunes para establecer la calidad de los ríos. Estos se expresan como un valor numérico que sintetiza las características de las especies presentes, combinando por lo general riqueza de taxa y tolerancia/intolerancia (para índices cualitativos) y abundancia absoluta o relativa (para índices cuantitativos). El primer índice utilizado fue el índice de los saprobios y aunque actualmente está en desuso, generó las bases para otros índices. Índices posteriores son el diseñado para el río Trent en Inglaterra. Estos índices incluyen diferentes grupos de invertebrados como insectos, oligoquetos, moluscos y crustáceos, y requiere la adaptación para cada sitio, surgiendo diferentes ajustes, varios de los cuales se realizaron para sitios en América del Sur. Un índice muy utilizado en EEUU y aplicado en Brasil, es el de Hilsenhoff en el que se aplica una identificación a rango de familia ponderando la abundancia de los distintos taxa.

El índice más frecuente para macroinvertebrados es el basado en el método de Biological Monitoring Working Party (BMWP) y tiene numerosas adaptaciones en los distintos países. Este combina el número de taxa totales con el valor de tolerancia/intolerancia a nivel familia, y el valor final se obtiene de la sumatoria de los valores de intolerancia de cada una de las familias, que van de 0 a 10. A este índice se le adiciona el Average Score Per Taxon (ASPT), dividiendo el valor de BMWP por el número de familias que representa el valor medio de

tolerancia de la comunidad. Al igual que en los casos anteriores, numerosos taxa de macroinvertebrados son utilizados para la elaboración de este índice.

Índices de diversidad y sus derivados, como los que utilizan la abundancia total respecto al número de taxa o los que utilizan la distribución relativa de los individuos, son utilizados con frecuencia para describir el grado de perturbación de los ambientes. Estos índices solo informan sobre la presencia de las especies, sin considerar el tipo de organismos, niveles de tolerancia, sensibilidad y su capacidad de adaptarse a cambios en el medio ambiente. Sumado a este inconveniente, un problema adicional del uso de los índices de diversidad como indicadores de calidad del agua es la resolución taxonómica de los organismos acuáticos de la muestra. Sin embargo, los índices de diversidad suelen incluirse en los índices multimétricos, donde todos los macroinvertebrados son identificados a nivel de familia.

b) Índices multimétricos

Los índices multimétricos son los más utilizados ya que informan sobre la calidad biológica de los ríos uniendo información sobre la variabilidad funcional y estructural de los componentes bióticos. Combinan métricas individuales. La combinación de métricas es característica de cada índice y se suele adaptar para cada región o incluso para subcuencas de un mismo río. En este tipo de índices se incluyen los índices de Integridad Biótica (IBI) y los que combinan varias métricas.

c) Métodos multivariados

Se trata de métodos que comparan las características de la comunidad de estudio con una de referencia, a través de métodos estadísticos y de forma ideal comparando la abundancia (o el porcentaje) de cada especie presente con la de las especies esperadas de encontrar en los lugares de referencia sin alteraciones humanas. Son métodos que incluyen parámetros fisicoquímicos que permiten determinar el tipo de río de que se trata y se compara la comunidad evaluada con la correspondiente al tipo de río. Se trata de métodos potentes y de diseño complejo. Puede requerirse, de acuerdo a la disponibilidad, de niveles de especie o de familia. Al diseñar estos índices puede perderse información biológica relevante, ya que generalmente se eliminan las especies raras. Además se requiere un soporte estadístico importante y son difíciles de interpretar.

d) Otros métodos

Utilización de rasgos biológicos ("species traits"). En lugar de utilizar la lista de taxa para valorar el deterioro ambiental, se utiliza una lista de características biológicas (tamaño, forma del cuerpo, ciclo de vida, alimentación, reproducción, etc.), permitiendo la comparación de los resultados a gran escala. Sin

embargo, la utilización de este índice está restringida debido a que el conocimiento biológico de muchas especies es escaso y son variables de acuerdo al nivel taxonómico.

Aplicación de grupos funcionales. Los organismos son asignados a grupos funcionales de alimentación (fuente de alimento y mecanismo de alimentación). El efecto del impacto sobre la disponibilidad de alimentos invertebrados es predecible a priori.

El Biotic Index (BI), desarrollado por Hilsenhoff (1982) fue modificado para su utilización a nivel familia por para incluir especies no artrópodos. Este BI puede ser aplicado para diferentes tipos de contaminantes, pero sólo se ha evaluado para los contaminantes orgánicos. La fórmula para el cálculo del Índice Biológico es:

$$BI = \Sigma (xi * ti) / (n), \text{ donde}$$

xi = número de individuos del taxon

ti = valor de tolerancia del taxon

n = número total de organismos en la muestra (100)

La siguiente Tabla presenta una guía general para la calidad del agua de los arroyos.

Valor del índice biótico y referencia al grado de contaminación orgánica (basado en Hilsenhoff, 1987).

Índice biótico	Calidad del Agua	Grado de contaminación orgánica
0.00-3.50	Excelente	No aparece ninguna contaminación orgánica
3.51-4.50	Muy buena	Posible ligera contaminación orgánica
4.51-5.50	Buena	A veces la contaminación orgánica
5.51-6.50	Seria	Contaminación orgánica bastante significativa
6.51-7.50	Bastante pobre	Contaminación orgánica significativa
7.51-8.50	Pobre	Contaminación orgánica muy significativa
8.51-10.00	muy pobre	contaminación orgánica severa

ANEXO 3

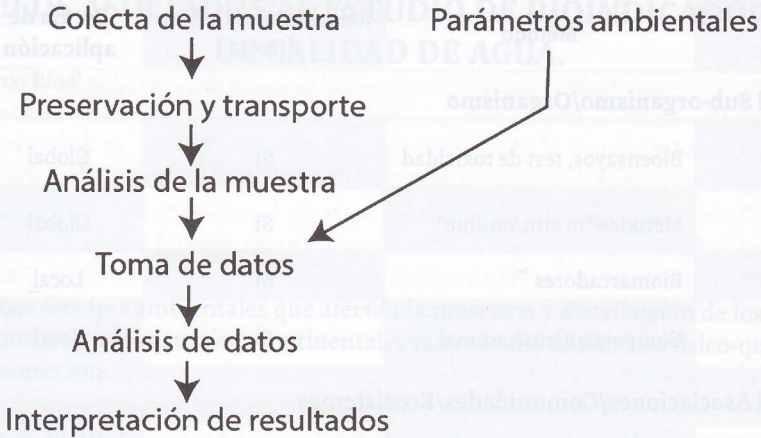


Figura 1. Esquema básico de pasos y orden de implementación en la realización de un diseño de muestreo de macroinvertebrados

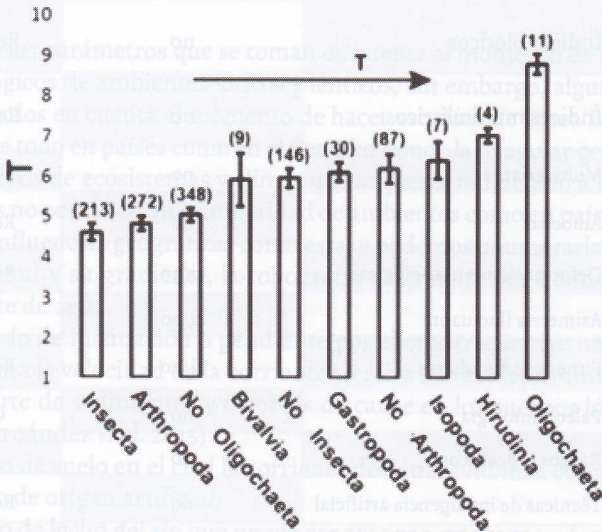


Figura 2. La comparación de los valores medios de tolerancia (T). Las barras de error representan el 95% intervalo de confianza. El no solapamiento de este intervalo indica significación estadística. Los números entre paréntesis son los números de familias incluidas en los promedios.

Tabla 1. Métodos de evaluación de calidad biológica para ambientes loticos a través del uso de macroinvertebrados como bioindicadores (modificado de Prat et al., 2009).

Método	Relación causa/efecto directa	Escala de aplicación
Nivel Sub-organismo/Organismo		
Bioensayos, test de toxicidad	Si	Global
Métodos "in situ/on-line"	Si	Global
Biomarcadores	Si	Local
Comportamiento animal	Si	Local
Nivel Asociaciones/Comunidades/Ecosistemas		
Riqueza específica	si/no	Global
Métricas basadas en la tolerancia	no	Local
Índices bióticos	no	Regional
Índices multimétricos	no	Regional
Multivariantes	no	Regional
Amoebas	no	Regional
Deformaciones morfológicas	si/no	Regional
Asimetría fluctuante	si/no	Local
Fitness de los adultos	si/no	Regional
Paleolimnología	no	Global
Rasgos específicos	no	Local
Técnicas de inteligencia artificial	no	Regional