



Diatoms as bioindicators: Ecological aspects of the algae response to eutrophication in Latin America

Diatomeas como bioindicadores: Aspectos ecológicos de la respuesta de las algas a la eutrofización en América Latina

Eduardo A. Lobo^{1*}, Núbia Weber Freitas², Victor Hugo Salinas³

¹Profesor del Programa en Tecnología Ambiental (Magíster y Doctorado) de la Universidad de Santa Cruz do Sul (PPGTA/UNISC), Santa Cruz do Sul, RS, Brasil.

²Estudiante del Programa de Doctorado en Tecnología Ambiental de la UNISC (PPGTA/UNISC).

³Estudiante del Programa de Doctorado en el Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Laboratorio de Ecosistemas de Ribera, Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Ciudad Universitaria 3000, C.P. 04510, Coyoacán, Ciudad de México, México.

*Corresponding author

E-mail address: lobo@unisc.br (E. A. Lobo)

Article history:

Received: 1 November 2018 / Received in revised form: 11 December 2018 / Accepted: 13 December 2018 / Published online: 1 January 2019.

<https://doi.org/10.29267/mxjb.2019.4.1.1>

ABSTRACT

This paper discusses the taxonomic and ecological importance of epilithic diatoms as indicator organisms of water quality in lotic systems in Latin America, highlighting some ecological aspects of the response of these algae to eutrophication. Within the biotic indexes, the Pampean Diatom Index (IDP) was developed by Gómez & Licursi (2001) for Pampa's region of Argentina, and the Water Quality Trophic Index (WQTI) for subtropical and temperate lotic systems in Brazil, was proposed by Lobo et al. (2015). In tropical countries such as Colombia, Costa Rica and Ecuador, recent research results looking for establishing the diatom tolerance to eutrophication suggest, in a general way, a lack of concordance with the trophic values of species tolerance available in the scientific literature. In The Basin of Mexico, Salinas (2017) shows the Diatom Ecosystem Quality Index (DEQI), highlighting that this work was the first to propose a numerical index for evaluating the ecosystems quality based on the epilithic diatoms community characterization in rivers of Mexico.

Keywords: Epilithic diatoms, water quality, environmental monitoring, bioindicators, biotic indexes, Latin America.

RESUMEN

En este trabajo se discute la importancia taxonómica y ecológica de las diatomeas epilíticas como organismos indicadores de la calidad del agua en sistemas lóticos de América Latina, destacando algunos aspectos ecológicos de la respuesta de estas algas a la eutrofización. Dentro de los índices bióticos, se presenta y discute el Índice de diatomeas pampeanas (IDP) desarrollado por Gómez & Licursi (2001) para la región pampeana de Argentina, y el Índice Trófico de Calidad del Agua (ITCA) para sistemas lóticos subtropicales y templados en Brasil, propuesto por Lobo et al. (2015). En países tropicales como Colombia, Costa Rica y Ecuador, los resultados de investigaciones recientes que buscan establecer la tolerancia de diatomeas a la eutrofización sugieren, en general, una falta de concordancia con los valores tróficos de tolerancia de especies disponibles en la literatura científica. En la Cuenca de México, Salinas (2017) presenta el Índice de Diatomeas para la Calidad del Ecosistema (DEQI), destacando que este trabajo fue el primero en proponer un índice numérico para evaluar la calidad de los ecosistemas en función de la caracterización de la comunidad de las diatomeas epilíticas en los ríos del centro de México.

Palabras clave: Diatomeas epilíticas, calidad del agua, monitoreo ambiental, bioindicadores, índices bióticos, América Latina.

1. EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS CONTINENTALES

El agua es un recurso natural esencial, sea como componente bioquímico de los seres vivos, como medio de vida de innumerables organismos vegetales y animales, o como factor de producción de varios bienes de consumo, tanto final como intermedio. Se acepta actualmente que las formas de vida vegetal y animal evolucionaron sobre la faz de la Tierra en la medida en que desarrollaron mecanismos de adaptación y supervivencia fuera del ambiente acuático, principalmente para minimizar la pérdida de agua. En igual escala, el auge y caída de varias civilizaciones ocurrieron en función de conflictos y de la explotación que hicieron de los recursos hídricos y de los suelos (Rosa *et al.*, 2000).

La mayor parte del agua del planeta Tierra, 97.47%, se encuentra en forma de agua salada en los océanos, agua subterránea y lagos salobres. El agua dulce constituye el 2.53% restante, siendo que 2.52% se encuentra almacenada en glaciares, masas de hielo en los polos y en las mayores elevaciones de las montañas, o en forma subterránea. Únicamente el 0.01% restante se encuentra disponible en los ambientes epicontinentales tanto lénticos como lóticos (Gleick, 2000). De esta manera, el agua potable para el consumo humano merece atención especial, por ser un recurso escaso con creciente demanda, y por ello, la preocupación con su calidad debe ser una constante (Esteves, 2011).

A pesar de que América Latina se considera privilegiada por contener una parte substancial de la disponibilidad hídrica mundial, la actual tendencia de desarrollo de la región obedece al patrón usual de urbanización, contaminación y uso no sostenible de los recursos naturales que resultan en conflictos por el uso del agua y degradación de su

calidad. El vertido de aguas residuales sin tratamiento, efluentes industriales y residuos agrícolas están degradando progresivamente el agua dulce y la salud de los ecosistemas acuáticos (UNEP-IETEC, 2001), destacando la eutrofización antrópica como uno de los mayores problemas de la actualidad en cuerpos de agua superficiales, siendo considerada como uno de los ejemplos más visibles de las alteraciones causadas por el hombre a la biosfera (Smith & Schindler, 2009).

Esteves (2011) reporta que la eutrofización es el aumento de la concentración de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo en los ecosistemas acuáticos, que tiene como consecuencia el aumento de su productividad. Cuando antrópica, es un proceso dinámico, en el cual ocurren profundas modificaciones cualitativas y cuantitativas en las comunidades acuáticas, en las condiciones físicas y químicas del medio y en el nivel de producción del sistema acuático, siendo considerado una forma de contaminación. Dentro de las fuentes artificiales de estos nutrientes se destacan los fertilizantes agrícolas, desechos de animales, aguas residuales domésticas e industriales. Es importante destacar que la eutrofización artificial es un proceso que puede transformar un cuerpo de agua inaprovechable para abastecimiento, generación de energía y recreación.

En este sentido, la concepción de que el tratamiento del agua resuelve todas las situaciones ha cambiado para una gestión más eficiente de las cuencas hidrográficas y de los manantiales, reduciendo así los costos de tratamiento y preservando recursos para el futuro (Tundisi, 2003). En este contexto, el monitoreo del agua tiene actualmente una importancia excepcional. Este monitoreo debe tener componentes de máxima cobertura, buena relación costo-beneficio, mínimo error de medida, de muestreo, y debe ser hecho en tiempo real produciendo un banco de datos de excelente valor para la toma de decisiones.

Lobo & Callegaro (2000) reportaron que los enfoques de los estudios sobre la evaluación de la calidad del agua pueden ser divididos, básicamente, en dos categorías. La primera utiliza los métodos de evaluación físicos y químicos, mientras que la segunda considera los métodos biológicos. Por integrar efectos antropogénicos e influencias naturales, la información proveniente del uso de bioindicadores ofrece una evaluación más refinada de la calidad del agua que las medidas físicas y químicas utilizadas aisladamente.

Investigadores de todo el mundo (p. ej., Metcalfe, 1988; Armitage, 1995; Cairns & Pratt, 1993) argumentan que las metodologías tradicionales de clasificación de las aguas, basadas en características físicas, químicas y bacteriológicas no son suficientes para atender a sus múltiples usos, siendo particularmente deficientes en la evaluación de la calidad estética, de recreación y ecológica del ambiente, siendo necesario, un análisis integrado de la calidad que considere no sólo las metodologías tradicionales de evaluación, sino, también los aspectos biológicos del sistema acuático. Conciliando, Round (1991, 1993) establece que los métodos de análisis físicos y químicos complementan los métodos biológicos y, en conjunto, constituyen la base para una correcta evaluación de la calidad de las aguas corrientes.

2. EVALUACIÓN BIOLÓGICA DE LA CALIDAD DEL AGUA

Entre los primeros intentos para realizar una evaluación biológica de la calidad del agua se destaca el trabajo de Kolkwitz & Marsson (1908), quienes crearon el primer sistema saprobio, mediante el reconocimiento de un gran número de organismos indicadores para determinadas zonas de contaminación orgánica. Según Sladeczek (1973), este

sistema se define por un grupo de organismos acuáticos (bacterias, plantas y animales) que indican con su presencia diferentes niveles de calidad del agua. En este sentido, el concepto de indicador biológico se originó a partir del sistema descrito por Kolkwitz y Marsson, quienes desarrollaron la idea de saprobiés en ríos como una medida del grado de contaminación por materia orgánica (principalmente aguas residuales). Estos autores reconocieron cinco zonas de contaminación que presentaban especies características, se clasificaron como katarobia (aguas puras, no contaminadas), oligosaprobia (zona de alta concentración de oxígeno y una flora y fauna diversa), α - y β -mesosaprobia (zonas con grados intermedios de contaminación) y polisaprobia (zona fuertemente contaminada con intensa descomposición bacteriana).

A partir del anterior trabajo pionero, numerosas variaciones fueron introducidas con el objetivo de perfeccionar el método de evaluación, a través de procesos de interpretación matemática y de la ampliación de los niveles clásicos de saprobiés (p. ej., Butcher, 1947; Pantle & Buck, 1955; Fjordingstad, 1964). Dentro de ellas, una de las más importantes contribuciones es el Índice Saprobio (SI), introducido por Pantle & Buck (1955), que considera el valor saprobio de las especies y el porcentaje de ocurrencia (abundancia) de cada una de las especies en la muestra.

Diferentes comunidades biológicas han sido utilizadas para evaluar y monitorear la calidad de las aguas dulces. Entre ellas, las diatomeas epilíticas han sido ampliamente usadas como eficientes indicadoras para evaluar la calidad del agua, considerando que responden rápidamente a cambios ambientales, especialmente contaminación orgánica y eutrofización, con un amplio espectro de tolerancia, desde condiciones oligotróficas hasta eutróficas (Rimet 2012; Álvarez-Blanco *et al.* 2013; Lobo 2013; Lobo *et al.* 2014, 2015). Las diatomeas corresponden a un grupo clave de organismos recomendado por la Directiva Marco del Agua introducida por la Unión Europea, en el 2000, para la identificación de gradientes ecológicos de calidad en ríos (European Union, 2000).

Dos desventajas para la utilización de las diatomeas como organismos bioindicadores han sido señaladas (Round, 1993), siendo ellas la necesidad de un conocimiento profundo de la taxonomía y el problema de la identificación de células muertas en los preparados permanentes (material oxidado). Con relación a esta última, Gillett *et al.* (2009) realizaron una investigación para verificar si las diferencias entre células vivas y muertas podrían influir en la precisión del biomonitoreo utilizando diatomeas. Los autores demostraron que los recuentos incluyendo células vivas (con cloroplastos visibles) no presentaron diferencias significativas con los recuentos hechos utilizando el método convencional (limpieza de muestras utilizando ácido sulfúrico y ácido clorhídrico para oxidación y elaboración de preparaciones permanentes). Incluso teniendo en cuenta estas desventajas, las diatomeas son universalmente reconocidas como uno de los componentes biológicos de los sistemas lóticos más adecuados para el monitoreo de la calidad del agua, en términos de la contaminación orgánica y eutrofización (Sabater *et al.*, 1991; Round, 1993).

Los enfoques de los estudios referentes a la evaluación de la calidad del agua de ríos y arroyos usando diatomeas fueron divididos por Lobo *et al.* (1995) en cuatro categorías: índices bióticos, análisis multivariados, índices de diversidad y análisis de la relación abundancia-especies. Trabajando con la respuesta de las comunidades de diatomeas epilíticas a la contaminación de ríos en el área metropolitana de Tokio, Japón, los autores concluyeron que la utilización de índices bióticos constituye el enfoque más adecuado para el monitoreo de la calidad del agua.

El uso de índices bióticos para expresar de forma numérica un conjunto de datos sobre la composición de la flora (o fauna), a fin de evaluar los efectos de la contaminación en las comunidades acuáticas, ha llamado la atención de los científicos desde el inicio del

siglo veinte (Lobo *et al.*, 2016a). Los índices consideran la tolerancia a la contaminación de especies, o grupos de especies (concepto de organismo indicador). Para cada especie se designa un valor basado en su tolerancia a la contaminación, de modo que la suma de los valores en una muestra ofrece una expresión matemática (un índice) de contaminación para el sitio de muestreo examinado.

Una serie de índices bióticos fueron desarrollados antes de 1999, como el Índice Trófico de Diatomeas de Inglaterra (TDI, Kelly & Whitton, 1995), el Índice Genérico de Diatomeas (GDI, Rumeau & Coste, 1988), Índice Específico de Sensibilidad a la Contaminación (SPI, CEMAGREF, 1982) y el Índice Biológico de Diatomeas en Francia (BDI, Lenoir & Coste, 1996), Índice de Contaminación a la Eutrofización en Italia (EPI-D, Dell'Uomo, 1996), Índice Saprobio de Rott en Austria (Rott *et al.*, 1997), Índice Trófico de Schiefele y Kohmann en Alemania (Schiefele & Kohmann, 1993), Índice CCE en Francia y Bélgica (Descy & Coste, 1991), Índice de la Comunidad de Diatomeas para la Contaminación Orgánica del Agua en Japón (DAIpo, Watanabe *et al.*, 1988) y el Índice Saprobio de Pantle y Buck en los Estados Unidos (SI, Pantle & Buck, 1955). Según Rimet (2012), en todos los casos, incluso considerando que los índices y las tolerancias de las diatomeas fueron desarrollados y definidos en regiones muy diferentes (p. ej., Europa, USA y Japón) de aquellas donde se probaron, por ejemplo, en África (Bellinger *et al.*, 2006), Malasia (Maznah & Mansor, 2002), Turquía (Kalyoncu *et al.*, 2009) y Vietnam (Duong *et al.*, 2007), los resultados de la evaluación de la contaminación acuática han sido satisfactorios demostrando la robustez del biomonitoreo con diatomeas.

2.1. Enfoques desarrollados en América del Sur/Central

De acuerdo con Lobo *et al.* (2004), en los países de América del Sur y Central se han utilizados comunidades de diatomeas para monitorear y evaluar la calidad del agua de arroyos y ríos, destacando que los primeros estudios se publicaron solamente en la segunda mitad del siglo XX, y se restringieron a grupos de investigación ubicados básicamente en Argentina y Brasil.

En Argentina, la llanura pampeana contiene 21 millones de habitantes y concentra la mayoría de las actividades industriales y agrícolas, y está expuesta al uso más intenso de fertilizantes del país. Además, el aumento de la urbanización que progresivamente ocupó tierras cultivables y causó el desplazamiento del ganado de sus áreas tradicionales a tierras marginales situadas en la llanuras de inundación, ha aumentado la incidencia de erosión y la entrada de material particulado en las vías fluviales (INDEC, 2010). El lecho de los ecosistemas lóticos pampeanos está compuesto por sedimentos finos (arcilla y limo), que están colonizados por una biopelícula epipélica en la cual las diatomeas son el grupo dominante, constituyendo los niveles tróficos basales para redes alimenticias extensas (López Van Oosterom *et al.*, 2013). Por lo tanto, se hizo necesario el diseño de un índice regional local para evaluar la eutrofización y la contaminación orgánica específicamente para el área pampeana, llamado de IDP (Índice de Diatomeas Pampeano IDP, Gómez & Licursi 2001). Para la creación de este índice, se analizaron 164 muestras epipélicas de 50 sitios de muestreo con diferentes usos de la tierra circundante, y se estableció su relación con las variables fisicoquímicas. Este índice regional basado en el uso de la comunidad epipélica es una herramienta importante para el estudio de arroyos y ríos de la llanura pampeana, donde el uso de índices desarrollados para otras latitudes no siempre da resultados adecuados en términos de evaluación de la calidad del agua.

En la llanura pampeana argentina las biopelículas epipélicas de diatomeas se han utilizado como indicadores de perturbaciones naturales y antropogénicas (Gómez & Licursi 2001, 2003; Licursi & Gómez 2002, 2004; Gómez *et al.*, 2003, 2008; Sierra & Gómez 2007). En estos estudios se utilizaron métodos ecológicos, fisiológicos, bioquímicos y morfológicos para evaluar la integridad biótica de las biopelículas en estudio (Gómez *et al.*, 2009). Ejemplificando, Morin *et al.* (2016) presentaron los resultados del programa de biomonitoreo del Río Matanza-Riachuelo, un sistema hidrográfico Argentino altamente contaminado. La cuenca tiene una superficie de 2240 km² y está habitada por más de cinco millones de personas. El deterioro de la calidad del agua del curso principal y de la mayoría de sus afluentes pone de relieve una fuerte carga contaminante proveniente de aguas residuales domésticas e industriales. La contaminación urbana excede ampliamente la capacidad de dilución y autodepuración del río, así como contaminantes tóxicos, cromo, cobre y plomo y las concentraciones de cadmio por encima de los niveles de referencia de la calidad del agua para la protección de la vida acuática. En este caso, se utilizó el Índice de Diatomeas Pampeano (IDP) propuesto por Gómez & Licursi (2001). Los resultados del biomonitoreo se expresan en mapas que constituyen una herramienta útil para las partes interesadas, ya que proporcionan una visualización rápida, mediante el uso de diferentes códigos gráficos y colores, de la evolución de la calidad del agua en cuencas hidrográficas a través del tiempo y el espacio.

En Brasil, la investigación sobre la ecología del fitoplancton comenzó en la década de 1950, sin embargo hay registros de estudios limnológicos con énfasis sanitario desde los años treinta. Aunque los datos obtenidos fueron empíricos y cualitativos, estos estudios son bastante importantes y representan los estudios realizados en cuencas hidrográficas y represas de agua (Rocha, 1992). Desde finales de los años noventa, el número de estudios en esta área aumentó considerablemente; sin embargo, los sistemas lóticos aún no se han estudiado a fondo, a pesar de la gran red hidrográfica del país (Lobo *et al.*, 2016a).

El uso de diatomeas para la evaluación de la calidad del agua ha recibido poca atención, y la mayoría de las investigaciones se han concentrado en el uso de índices bióticos, especialmente en la región sur (p. ej., Lobo *et al.*, 2002, 2004a,b, 2010, 2014, 2015, 2016a,b, 2017; Hermany *et al.*, 2006; Salomoni *et al.*, 2006, 2011; Düpont *et al.*, 2007; Bes, *et al.*, 2012; Schuch, *et al.*, 2012, 2015; Böhm, *et al.*, 2013; Heinrich, *et al.*, 2014). En Lobo (2013) y Lobo *et al.* (2014) se presenta una revisión detallada de los estudios relacionados con el uso de diatomeas epilíticas como organismos indicadores en los sistemas lóticos del sur de Brasil.

El primer intento de clasificar a las especies de diatomeas de acuerdo con su tolerancia a la contaminación orgánica se realizó en los ríos de la región sur del país en 1996 (Lobo *et al.*, 1996); sin embargo, el primer sistema saprobio se publicó en 2002 (Lobo *et al.*, 2002), clasificando las especies según su tolerancia a la contaminación orgánica en arroyos y ríos de la Cuenca Hidrográfica de Guaíba, RS, que se midió en términos de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅). En 2004 se propuso el uso del Índice de Calidad Biológica del Agua (IBCA), que integra los efectos del enriquecimiento orgánico basada en la clasificación publicada en 2002, y la eutrofización, a partir de valores indicativos medidos en términos de la variable fosfato (PO₄) (Lobo *et al.*, 2004). Sin embargo, se debe enfatizar que la calibración de estos índices para evaluar la calidad del agua adquiere una importancia extrema, porque las adaptaciones espaciales y temporales de las especies al ambiente ocurren, reflejando su tolerancia a la contaminación del agua (Seegert, 2000; Niemi & McDonald, 2004).

En este contexto, Lobo *et al.* (2014, 2015) publicaron el Índice de la Calidad Trófica del Agua (ICTA) para sistemas lóticos brasileños subtropicales y templados, a partir de una revisión de las tolerancias a la eutrofización de especies de diatomeas epilíticas en relación con una serie de variables ambientales (físicas, químicas y microbiológicas), de estudios regionales realizados entre 2005 y 2013. En esta investigación, un total de 140 muestras biológicas y 211 muestras abióticas fueron recolectadas y analizadas por medio de técnicas multivariadas (análisis de conglomerados y análisis de correspondencia canónica). Los resultados indicaron 405 especies pertenecientes a 62 géneros; 133 especies fueron consideradas abundantes y de estas 70 participaron de la elaboración del índice. Según el criterio de Lobo & Leighton (1986), especies abundantes corresponden a aquellas cuya ocurrencia numérica supera el valor promedio (aritmético) del número total de individuos de las especies en una muestra, mientras que las especies dominantes corresponden a aquellas cuya ocurrencia numérica supera el 50% del número total de individuos de las especies en una muestra. El análisis de correspondencia canónica (ACC) reveló 59.6% de la variabilidad total de los datos en sus tres primeros ejes, siendo que la prueba de permutación de Monte Carlo indicó que el ordenamiento de los ejes 1, 2 y 3 fue estadísticamente significativo ($p < 0,01$). Los resultados indicaron que la ordenación principal de los sitios de muestreo en relación a las variables ambientales ocurrió a lo largo del eje 2 del ACC. Los coeficientes canónicos indicaron que el fosfato total ($r = -0,315$) y la turbidez ($r = -0,370$) fueron las variables ambientales más importantes para el ordenamiento, estando fuertemente correlacionadas con su cuadrante negativo. Coliformes fecales, nitrógeno amoniacal, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto fueron también variables significativas en el ordenamiento, todas caracterizando un evidente gradiente de eutrofización.

A partir de los resultados obtenidos, y teniendo como criterio operacional el gradiente ambiental de eutrofización a lo largo del eje 2, fueron determinados los distintos grados de tolerancia a la eutrofización de las especies abundantes de diatomeas epilíticas, atribuyendo valores tróficos iguales a 1, 2.5 y 4, correspondientes a niveles de tolerancia a la eutrofización definidos como bajo, medio y alto, respectivamente. El índice incorporó un total de 70 taxa, de los cuales 16 especies mostraron una baja tolerancia a la eutrofización, 28 especies mostraron una tolerancia intermedia y 26 especies mostraron una alta tolerancia. Utilizando estos valores tróficos para cada una de las especies de diatomeas, se calcula el Índice Trófico de la Calidad del Agua (ITCA), adaptado de la fórmula de Pantle & Buck (1955) (Ecuación 1):

$$ITCA = \frac{\sum (vt \cdot h)}{\sum h}, \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde vt es el valor trófico de las especies y h el porcentaje de ocurrencia (abundancia) de cada una de las especies en la muestra. El valor de SI varía de 1 a 4 en los ambientes acuáticos, conforme muestra la tabla 1. De esta forma, el ITCA se constituye en una nueva herramienta tecnológica para estudios de monitoreo ambiental de la evaluación de la calidad del agua en ecosistemas lóticos brasileños templados y subtropicales. La figura 1 muestra imágenes de microscopía óptica de algunas especies de diatomeas tolerantes a la eutrofización en todo el mundo, actualmente utilizadas para calcular el ITCA desarrollado en Brasil, según Lange-Bertalot (1979), Kobayasi & Mayama (1989), Van Dam *et al.* (1994) y Lobo *et al.* (2015).

Tabla 1. Relación entre el Índice de la Calidad Trófica del Agua (ITCA) y la calidad del agua (Lobo *et al.*, 2015).

ITCA	Niveles de Contaminación
1.0 - 1.5	Oligotrófico (contaminación despreciable)
1.5 - 2.5	β -mesotrófico (contaminación moderada)
2.5 - 3.5	α -mesotrófico (contaminación fuerte)
3.5 - 4.0	Eutrófico (contaminación excesiva)

Ejemplificando el uso del Índice Trófico de la Calidad del Agua (ITCA), desarrollado por Lobo *et al.* (2014, 2015) para sistemas subtropicales y templados brasileños, teniendo como base la comunidad de diatomeas epilíticas, en marzo, junio, septiembre y diciembre, en el período comprendido entre 2012 a 2016, se realizó una investigación en áreas de manantiales en la Cuenca Hidrográfica del Río Andreas, de fundamental importancia para el abastecimiento de agua de la Ciudad de Vera Cruz, RS, Brasil, con el objetivo de evaluar el estado ecológico de estos sistemas lóticos, buscando sitios de referencia que puedan ser utilizados como patrones comparativos en programas de monitoreo ambiental utilizando indicadores biológicos, particularmente la comunidad de diatomeas epilíticas. Siete sitios de muestreo fueron seleccionados para la colecta de las algas diatomeas, (P1 a P7), teniendo como criterio la accesibilidad a los sitios de colecta, siguiendo las recomendaciones descritas en Lobo *et al.* (2016b). Para la evaluación de la calidad del agua de estos manantiales se utilizó el ITCA.

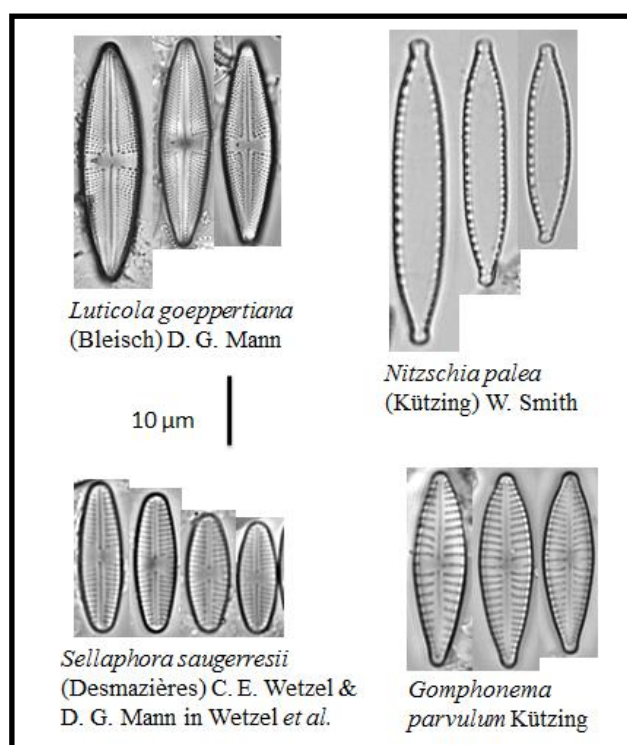


Fig. 1. Diatomeas tolerantes a la eutrofización en todo el mundo.

Los valores promedios (\pm desviación estándar) del ITCA, en la serie temporal 2012 a 2016, se presentan en la figura 2. Los resultados indicaron la ocurrencia de dos grupos de sitios de muestreo, Grupo 1, que incluye los sitios de muestreo P1, P4 y P5, con un

promedio para el ITCA igual a 1.3 ± 0.2 (Coeficiente de Variación, CV: 17.0%, tamaño de muestra $n = 60$), valor que clasifica este grupo en la categoría oligotrófica (contaminación despreciable). Los sitios de muestreo P2, P3, P6 y P7 formaron el Grupo 2, con un promedio para el ITCA igual a $2,0 \pm 0,4$ (CV: 18,0%, $n = 80$), valor que clasifica este grupo en la categoría β -mesotrófica (contaminación moderada). De hecho, comparando estadísticamente los promedios de estos dos grupos (Figura 3), se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$).

Con relación al Grupo 1, clasificado como oligotrófico, las especies que caracterizaron el grupo como dominantes en toda la serie temporal, fueron *Achnanthydium minutissimum* (Kützing) Czarnecki, con un promedio para la abundancia igual a $58.6\% \pm 4.9$ (CV: 8.3%, $n=5$) y *Platessa hustedtii* (Krasske) Lange-Bertalot, con un promedio para la abundancia igual a $61.7\% \pm 4.9$ (CV: 8,0, $n= 5$). El nivel oligotrófico de contaminación detectado puede ser explicado considerando la dominancia de estas dos especies, clasificadas en la literatura como sensibles a la eutrofización. *A. minutissimum* presenta una gran importancia global, siendo una especie común en aguas dulces en todo el mundo (King *et al.*, 2000; Potapova & Charles, 2002; Charles *et al.*, 2006; Potapova & Hamilton, 2007; Albert *et al.*, 2009; Kernan *et al.*, 2009; Gottschalk & Kahlert, 2012). En Brasil, esta especie fue clasificada como oligotrófica para sistemas subtropicales y templados (Lobo *et al.*, 2014, 2015, 2016a,b). En Inglaterra, sin embargo, Kelly & Whitton (1995) atribuyeron un valor indicativo 2 para esta especie, correspondiendo a condiciones mesotróficas, aun cuando los autores reconocen que *A. minutissimum* es frecuentemente dominante en ríos y arroyos de montaña, que varían de condiciones oligotróficas a mesotróficas.

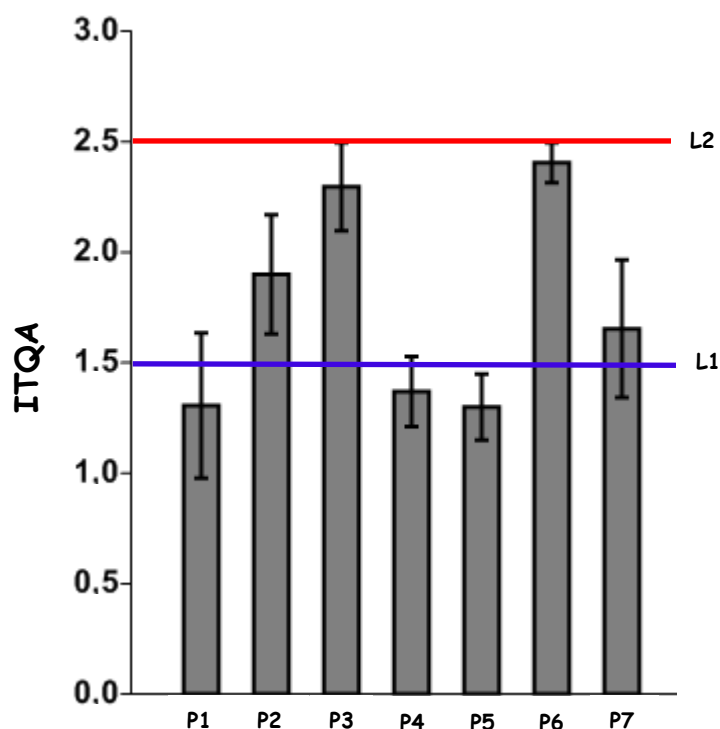


Fig. 2. Promedios (\pm desviación estándar) del Índice Trófico de la Calidad del Agua (ITQA) en siete sitios de muestreo (P1 a P7), en la Cuenca Hidrográfica del Río Andreas, RS, Brasil, en el período 2012 a 2016. L1: Valor máximo para diferenciar la categoría oligotrófica (contaminación despreciable). L2: Valor máximo para diferenciar la categoría β -mesotrófica (contaminación moderada).

Platessa hustedtii está clasificada con preferencias por ambientes oligotróficos y oligosaprobios (Van Dam *et al.* 1994). De la misma forma, Schuch *et al.* (2012) encontraron esta especie abundante en un sitio de muestreo particularmente limpio del trecho superior del Arroyo Preto, en la Ciudad de Santa Cruz do Sul, RS. En Brasil, esta especie fue clasificada como oligotrófica para sistemas subtropicales y templados (Lobo *et al.*, 2014, 2015, 2016a,b). Los sitios de muestreo P1, P4 y P5, que fueron caracterizados como oligotróficos en la serie temporal 2012 a 2016, con base en la comunidad de diatomeas epilíticas, corresponden a nacientes que están protegidas sin predominancia de actividades agrícolas próximas. Según Oliveira-Filho *et al.*, (1994), la devastación de la vegetación de ribera ha contribuido para el azolvamiento, aumento de la turbidez del agua, desequilibrio del régimen de las inundaciones, erosión de las márgenes, a parte del comprometimiento de la fauna silvestre. Todavía, Arcova & Cicco (1997) destacan que al comparar las microcuencas de uso agrícola con las de uso forestal, el transporte de sedimentos y la pérdida de nutrientes son mayores en las primeras. De hecho, estos manantiales están incluidos en el proyecto “Protector de las Aguas”, desarrollado por la Universidad de Santa Cruz do Sul (UNISC), en colaboración con la empresa Universal Leaf Tabacos y la Fundación Altadis (organización sin fines de lucro, perteneciente al Grupo Imperial Tobacco), y contando con el apoyo del Municipio de Vera Cruz, RS, Comité de la Cuenca Hidrográfica del Río Pardo (Comité Pardo), Sindicato Interestadual de la Industria del Tabaco (SindiTabaco) y Asociación de los Tabacaleros del Brasil (AFUBRA) (Delevati *et al.*, 2018).

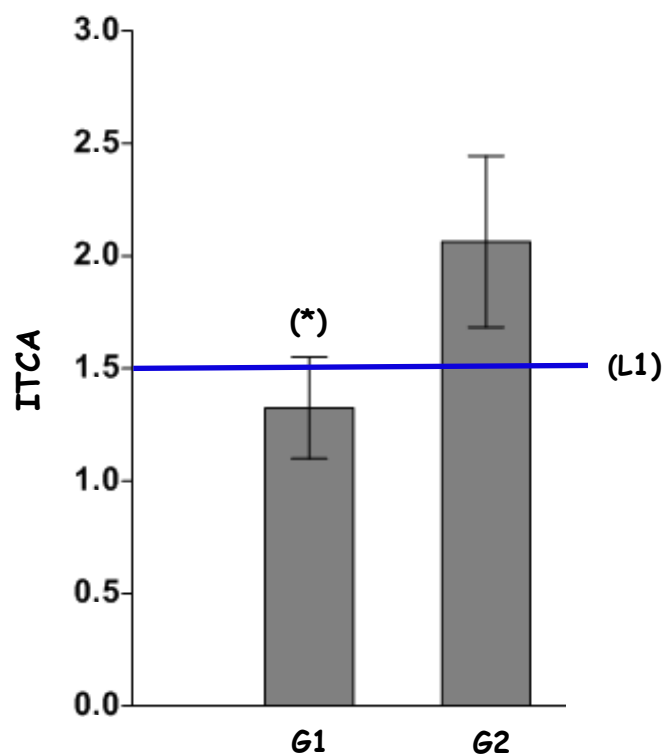


Fig. 3. Promedios (\pm desviación estándar) del Índice Trófico de la Calidad del Agua (ITCA) para el Grupo 1 ($G1 = 1,3 \pm 0,2$; CV: 17,0%, $n = 60$), en los sitios de muestreo (P1, P4, P5), y para el Grupo 2 ($G2 = 2,0 \pm 0,4$; CV: 18,0%, $n = 80$), en los sitios de muestreo (P2, P3, P6, P7), en la Cuenca Hidrográfica del Río Andreas, RS, Brasil, en el período 2012 a 2016. L1: Valor máximo para diferenciar la categoría oligotrófica (contaminación despreciable). (*): Diferencia significativa ($p < 0,05$).

El “Protector de las Aguas”, tiene por objetivo proteger los manantiales y áreas ribereñas de la Cuenca Hidrográfica del Río Andreas, RS, garantizando la preservación de los recursos hídricos a través del pago a los agricultores de pequeñas propiedades por la prestación de servicios ambientales de protección de estos cuerpos de agua, utilizando como instrumento de gestión pública el Pago por Servicios Ambientales (PSA). Los resultados obtenidos demuestran la eficiencia de la preservación de estas áreas de manantiales, confirmando la importancia de la preservación permanente de áreas alrededor de estos, que, de acuerdo con el nuevo Código Forestal (Ley n°12.651 de Mayo de 2012), tiene como una de sus funciones la preservación de recursos hídricos (Lobo *et al.*, 2016a).

Con referencia al Grupo 2, clasificado como β -mesotrófico, las especies que caracterizaron el grupo como abundantes fueron *A. minutissimum*, con un promedio para la abundancia igual a 42.9% (n=2), en 2013 y 2016 de la serie temporal, *Achnantheidium exiguum* var. *constrictum* (Grunow) N. A. Andresen, Stoermen & Kreis, con un promedio para la abundancia igual a 32.4% (n=2), en 2012 y 2015, y *Cocconeis lineata* Ehrenberg, con un promedio para la abundancia igual a 34.3% \pm 9.7 (CV: 28.3%, n=4), en 4 de los 5 años de la serie temporal. El nivel β -mesotrófico de contaminación detectado puede ser explicado considerando la abundancia de estas tres especies, sobresaliendo *A. minutissimum*, especie común en los grupos G1 y G2 de muestreo, con la diferencia que en G1 fue dominante. Como se ha discutido, esta especie ha sido clasificada desde condiciones oligotróficas hasta mesotróficas, aun cuando algunos autores argumentan que es una especie cuyas preferencias tróficas no están claramente definidas (Besse-Lototskaya *et al.*, 2011), o que presentan preferencias ecológicas variadas (Potapova & Hamilton, 2007).

A. exiguum var. *constrictum* es una especie que tiene preferencia por condiciones β -mesosaprobias (Van Dam *et al.*, 1994), que puede ocurrir desde ambientes oligotróficos a eutróficos. Lobo *et al.* (2010) citan este taxón como medianamente tolerante a la contaminación orgánica y con una tolerancia alta a la eutrofización. Sin embargo, en estudios más recientes esta especie fue reclasificada como medianamente tolerante a la eutrofización del agua (Lobo *et al.*, 2014, Heinrich *et al.*, 2014). Finalmente, la especie *C. lineata* está descrita en la literatura como menos tolerante a la eutrofización por Monier *et al.* (2007), mientras que en ríos y arroyos de la Pampa Argentina, Gomez & Licursi (2001) clasificaron esta especie en la categoría II, correspondiente a niveles moderados de eutrofización, según las informaciones en la base de datos OMNIDIA (www.omnidia.fr). Lobo *et al.* (2015), por su vez, clasifican esta especie como teniendo una tolerancia moderada a la eutrofización.

La diversidad de especies que forman el Grupo 1, caracterizado como oligotrófico, fue baja comparativamente a la diversidad de especies que forman el Grupo 2, caracterizado como β -mesotrófico, que fue alta, considerando que el Grupo 1 se destacó por la ocurrencia de especies dominantes durante toda la serie temporal, consecuentemente una baja diversidad, mientras que en el Grupo 2 no hubo presencia de especies dominantes, apenas especies abundantes, en años específicos de la serie temporal, consecuentemente una mayor diversidad. Estos resultados coinciden con la hipótesis de la perturbación intermedia de Connel (1978), en la cual una comunidad sometida a un nivel intermedio de perturbación presenta mayor diversidad que cuando se encuentra expuesta a grandes o pequeñas perturbaciones.

En países tropicales como Colombia y Ecuador, resultados de investigaciones recientes que buscan establecer la tolerancia a la eutrofización de las diatomeas de ecosistemas tropicales sugieren, de forma general, una falta de concordancia con los valores tróficos

de tolerancia de las especies disponibles en la literatura científica. Estos estudios, por lo tanto, se constituyen en el primer paso para el desarrollo de índices regionales eficientes. En Colombia, por ejemplo, Heinrich *et al.* (2018) estudiaron la composición de la flora de diatomeas epilítica encontrada en muestras recolectadas en la Cuenca Hidrográfica del Río Cali. Se realizaron dos excursiones (febrero y abril de 2011) en seis sitios de muestreo para recolectar muestras para la identificación de organismos de diatomeas. Los resultados indicaron la ocurrencia de 82 taxa distribuidos en 26 familias y 38 géneros, siendo que 32 especies son nuevos registros en Colombia. Ocho especies se presentaron en todos los sitios de muestreo: *Achnanthis minutissimum*, *Cocconeis lineata*, *Cymbella affinis* Kützing, *Gomphonema pumilum* var. *rigidum* E. Reichardt y Lange-Bertalot, *Melosira varians* C. Agardh, *Navicula symmetrica* Patrick, *Reimeria sinuata* (Gregory) Kociolek y Stoermer y *Rhoicosphenia abbreviata* (Agardh) Lange-Bertalot, caracterizando la flora de diatomeas epilíticas en la Cuenca Hidrográfica del Río Cali.

En Ecuador, Castillejo *et al.* (2018) estudiaron la respuesta de las comunidades de diatomeas epilíticas a gradientes ambientales en un río andino, destacando que este trabajo fue el primer intento en el país de determinar la composición de las comunidades de diatomeas epilíticas asociadas con diferentes grados de eutrofización. Esto se logró mediante la medición de variables físicas, químicas y microbiológicas en cinco sitios de muestreo a lo largo del río Pita, Ecuador, de agosto a diciembre de 2016. Los resultados indicaron que en el Río Pita hay un marcado aumento de la eutrofización río abajo, desde las cabeceras a las zonas más pobladas, como se demostró claramente sobre la base del análisis estadístico básico del conjuntos de datos físicos y químicos, de la aplicación del Índice de Calidad del Agua (ICA) y del análisis de componentes principales. Los autores pusieron a prueba la hipótesis de que las comunidades de diatomeas experimentan cambios en la composición de las especies a lo largo de un gradiente de eutrofización creciente, con especies sensibles que prevalecen en los tramos aguas arriba y su sustitución gradual aguas abajo por especies que son más tolerantes. Sin embargo, no fue posible probar esta hipótesis, ya que la tolerancia a diferentes grados de contaminación/eutrofización de especies de diatomeas tropicales ecuatorianas no está bien documentada. Además, la tolerancia de la eutrofización determinada para algunas especies en ecosistemas subtropicales y templados basada en la clasificación propuesta por Lobo *et al.* (2015; 2016b), no encajaba bien con la presencia de algunas especies de diatomeas en los ecosistemas lóticos tropicales ecuatorianos. Los autores concluyeron que los valores tróficos de las especies de diatomeas disponibles en la literatura científica no siempre son adecuados para diagnosticar la calidad del agua del río Pita. Por lo tanto, es necesario determinar la tolerancia a la eutrofización de las especies de diatomeas de los ecosistemas tropicales para desarrollar un índice de diatomeas tróficas para la región andina de Ecuador.

En América Central, Michels-Estrada (2003) trabajando con la composición de especies y los requisitos ecológicos de comunidades de diatomeas bentónicas de varios ríos y arroyos en Costa Rica, señaló que la información de referencia sobre la ecología de los sistemas acuáticos se necesita urgentemente en los trópicos para desarrollar métodos biológicos nuevos y efectivos para monitorear la calidad del agua. Los conceptos limnológicos y ecológicos desarrollados para zonas templadas deben verificarse para ver si pueden aplicarse en condiciones tropicales.

2.2. Enfoques desarrollados en México

En México, el panorama no varía mucho con respecto al resto de América Latina en cuestión de la evaluación del estado de los ecosistemas acuáticos continentales, pues el monitoreo de la calidad del agua se continua realizando a través de indicadores físicos, químicos y bacteriológicos, siendo estos la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), coliformes fecales (CF) y toxicidad (TOX) (CONAGUA, 2016).

En el país, el estudio de las comunidades de diatomeas en ambientes lóticos es limitado, concentrándose en zonas puntuales del centro de México, en la cuenca del río Papaloapan (Tavera et al., 1994), la cuenca del río Pánuco (Cantoral-Uriza *et al.*, 1997; Montejano *et al.*, 2000, 2004), la cuenca del río Balsas (Valadéz-Cruz *et al.*, 1996; Bojorge-García *et al.*, 2010, 2014), la cuenca del río Antigua (Vázquez *et al.*, 2011), la cuenca Lerma-Chapala (Abarca-Mejía, 2010; Segura-García *et al.*, 2010, 2012, 2016; Mora *et al.*, 2015, 2017, 2018), y en la Cuenca de México (Ramírez-Vázquez *et al.*, 2001; Ramírez-Vázquez & Cantoral-Uriza, 2003; Bojorge-García & Cantoral-Uriza, 2007; Carmona-Jiménez *et al.*, 2016; Salinas-Camarillo, 2017), siendo estas últimas dos las más estudiadas. La mayoría de estos trabajos se han realizado con fines florísticos, y aunque algunos de ellos incluyen análisis de la estructura de las comunidades, o señalan aspectos importantes de las preferencias autoecológicas de las especies, pocos se han enfocado en su aplicación como bioindicadores (Abarca-Mejía, 2010; Segura-García *et al.*, 2010; Vázquez *et al.*, 2011; Mora *et al.*, 2015, 2018; Carmona-Jiménez *et al.*, 2016; Salinas-Camarillo, 2017).

En la cuenca del río Lerma-Chapala, uno de los ríos más largos y contaminados de México debido a la intensiva actividad industrial desarrollada en la región, Abarca-Mejía (2010) estudió la porción baja de la cuenca (localizada en su parte Oeste), contaminada por fuentes puntuales como descargas de aguas residuales municipales e industriales, además de por fuentes difusas por actividades agrícolas y descargas de aguas domésticas directas al río. En este estudio se establecieron las bases para generar un instrumento de biomonitoreo basado en diatomeas como indicadores de la calidad del agua en la cuenca. Se registraron 209 especies de diatomeas perifíticas, de las cuales se seleccionaron aquellas especies con abundancias relativas superiores al 2% y se clasificaron de acuerdo con sus preferencias de estado trófico y saprobiés de acuerdo con Lange-Bertalot (1979), Van Dam *et al.* (1994), Rott *et al.* (1997, 1999), y Potapova & Charles (2007). Calculando diferentes índices bióticos a través del software OMNIDIA 4.2 (Lecointe *et al.*, 1993) con los valores anteriores, Abarca-Mejía encontró una alta correlación con el estado trófico y la contaminación orgánica de las comunidades analizadas con los índices SPI, DAIPo, y DECSY (Descy, 1979), señalando que lo anterior se cumple especialmente en sistemas mesotróficos a eutróficos debido a que las especies conocidas por presentar una amplia distribución tienden a volverse dominantes. Y aunque el uso de las métricas para el monitoreo de los sistemas acuáticos desarrollados en otras regiones del mundo pareció apropiado, la autora señala que no se recomiendan para el uso directo y rutinario, pues se necesita una revisión cuidadosa de la tolerancia de las especies ante una variedad de estresores antropogénicos en los sistemas de estudio locales, para poder generar metodologías confiables y consistentes para el uso de índices autoecológicos en la evaluación de la calidad del agua en México.

En la misma cuenca del río Lerma-Chapala, pero en la porción alta, Segura-García *et al.* (2012) estudiaron las comunidades de diatomeas epilíticas y su relación con el ambiente para su aplicación en el monitoreo de la calidad del agua. Los autores registraron 178

taxa infragenéricos. Se analizaron las preferencias ambientales de aquellos taxa considerados abundantes (abundancia relativa >3%) mediante técnicas de análisis multivariado (análisis de correspondencia canónica), encontrando que la ordenación de las especies estuvo explicada principalmente por la profundidad, conductividad y temperatura. Con este análisis se distinguieron ensambles de especies que respondieron ante el incremento en la conductividad, producto de la contaminación urbana e industrial de la región, además de discutir sus preferencias de estado trófico y de niveles de contaminación orgánica, y que representan un potencial para el diseño de planes de biomonitoreo en la cuenca alta.

En la cuenca alta del río Laja, la cual forma parte del sistema Lerma-Chapala, Mora *et al.* (2015) estudiaron las comunidades de diatomeas epilíticas, registrando 173 taxa infragenéricos. Los sitios estudiados presentaron condiciones mesotróficas a eutróficas de acuerdo con las concentraciones de nutrientes (fósforo y nitrógeno total), y además de discutir la autoecología de las especies encontradas, reportaron la presencia de formas teratológicas (alteraciones en la morfología de la pared celular) en 6 especies de diatomeas con abundancias relativas importantes. Estas formas teratológicas en diatomeas han sido relacionadas con la presencia de metales pesados en el agua en diferentes estudios (Peres-Weerts, 2000; Gómez *et al.*, 2008; Falasco *et al.*, 2009; Luís *et al.*, 2011; Morin *et al.*, 2012; Cantonati *et al.*, 2014; Fernández *et al.*, 2018), y aunque en este estudio no se realizó un análisis de metales pesados en el agua ni en sedimentos, mencionan que podría existir presencia de plomo debido a que en la región se realizan actividades de vidriado en la alfarería, las cuales lo utilizan en forma de óxido de plomo. A partir de este estudio se abre la posibilidad de estudiar a las formas teratológicas de las diatomeas como potenciales indicadores de contaminación por metales pesados en el país.

En la cuenca del río La Antigua, en Veracruz, Vázquez *et al.* (2011) estudiaron la respuesta de las comunidades de diatomeas epilíticas a factores físicos, químicos y al uso de suelo, pues aunque la vegetación dominante de la región está compuesta por bosque mesófilo de montaña, el paisaje se encuentra altamente fragmentado, comprendiendo diferentes tipos de uso de suelo por el uso agrícola, ganadero, para plantaciones de café, y por asentamientos humanos. Los autores registraron 32 especies de diatomeas. De acuerdo con las concentraciones de clorofila a, los sitios estudiados estuvieron catalogados con condiciones de oligo a mesotróficas en las zonas boscosas y en las plantaciones de café, y meso a eutróficas en los pastizales. Las comunidades de diatomeas y su relación con el ambiente se analizaron mediante técnicas de análisis multivariado (análisis de correspondencia canónica), encontrando que la ordenación de las especies estuvo explicada por la concentración de nutrientes y el uso de suelo. De esta manera, asociaciones de especies típicas de condiciones oligotróficas se desarrollaron en los ríos de áreas forestales, mientras que asociaciones de especies con preferencias por condiciones eutróficas se desarrollaron en las plantaciones de café y en los pastizales. Con este estudio se propone el uso de las diatomeas para evaluar y monitorear los efectos en el uso de suelo relacionados con la deforestación en ríos de regiones tropicales en México.

Al interior de la Cuenca de México, Carmona *et al.* (2016) estudiaron las comunidades de diatomeas del Río Magdalena en la Ciudad de México, uno de los más importantes afluentes peri-urbanos de la cuenca. Dado que este arroyo de montaña nace dentro del suelo de conservación Los Dinamos, y fluye hasta los límites de la zona urbana de la Ciudad de México, los autores pudieron analizar la respuesta de las comunidades ante diferentes estados de calidad ecológica en el río. Mediante la caracterización de la dinámica de las comunidades de diatomeas epilíticas a lo largo del gradiente de

condiciones ambientales, los autores determinaron el valor indicador de las especies, basados en los trabajos de Dufrière y Legendre (1997) y Tornés et al. (2007). A través de la evaluación física y química del agua, los autores distinguieron tres grupos de sitios de acuerdo con sus estados tróficos, reportando un gradiente desde condiciones oligotróficas en las partes altas, mesotróficas en la parte media y eutróficas en las partes bajas dentro de la zona urbana. La ordenación de las especies de diatomeas conforme al análisis de correspondencia canónica realizado, permitió distinguir asociaciones de especies correlacionadas en primer lugar con el oxígeno disuelto y con la velocidad de corriente, y en segundo lugar, con las concentraciones de nutrientes y la temperatura, formando así tres grupos de especies de acuerdo con sus preferencias ambientales. Estos tres grupos de especies se confirmaron mediante el cálculo del su valor indicador, de esta manera el primer grupo estuvo compuesto por seis especies de diatomeas típicas de condiciones oligotróficas. El segundo grupo estuvo integrado por 15 especies consideradas detectoras de la transición entre el área conservada y la zona con influencia humana, referidas como tolerantes a la contaminación. Finalmente, el tercer grupo incluyó cuatro especies con amplia tolerancia a la contaminación en los sitios de la cuenca baja en la zona urbana. Algunas de las especies que incluyeron los grupos anteriores presentaron diferencias en sus respuestas ambientales con las descritas en la literatura, y por ello los autores denotan la importancia de realizar estudios regionales para caracterizar la respuesta local de las especies. Con el valor indicador de las especies obtenido en este estudio, propusieron el seguimiento a largo plazo del estudio de las comunidades de diatomeas a través de un índice biológico para la evaluación de la calidad del agua en el Río Magdalena.

En la misma Cuenca de México, Salinas (2017) realizó una evaluación de la calidad ecológica en 11 sub-cuencas mediante la caracterización de las comunidades de diatomeas epilíticas y el reconocimiento de su valor indicador de los gradientes longitudinales de degradación fisicoquímica e hidromorfológica presentes en los ríos de la cuenca. En este estudio se registraron 450 taxa infragenéricos, una flora muy diversa, pues resulta del primer estudio a nivel de cuenca, incluyendo 38 sitios analizados. Después de excluir a los taxa raros, se analizaron las preferencias ambientales de 304 taxa mediante técnicas de análisis multivariado (análisis de correspondencia canónica), encontrando que las especies de diatomeas estuvieron ordenadas de acuerdo con un gradiente de degradación ambiental representado por la calidad hidromorfológica, la saturación de oxígeno y las concentraciones de nutrientes (fósforo y nitrógeno). Conforme a este análisis, se distinguieron tres grupos de especies de acuerdo con sus preferencias ambientales, el primero con condiciones de oligotrofia y buena calidad hidromorfológica (cabeceras de las sub-cuencas), el segundo con calidad hidromorfológica intermedia y mayores concentraciones de nutrientes que el grupo anterior (zonas intermedias), y el tercero con mala calidad hidromorfológica y las mayores concentraciones de nutrientes encontradas (zonas bajas). Mediante el análisis del valor indicador de las especies (Dufrière & Legendre, 1997) se confirmó la asignación de las especies a cada uno de los tres grupos, y siguiendo el trabajo de Lobo *et al.* (2015), se asignaron valores numéricos de buena, intermedia y mala calidad a las especies incluidas en cada grupo respectivamente. Con el valor anterior aplicado en la fórmula adaptada de Pantle & Buck (1955), se generó el índice de diatomeas de la calidad del ecosistema, resultando en 4 posibles clases de calidad ecológica: buena, intermedia, mala y pésima. Este trabajo ha sido el primero en proponer un índice numérico para la evaluación de la calidad de los ecosistemas basado en la caracterización de las comunidades de diatomeas epilíticas en ríos de México, y aunque se necesita de un ejercicio de calibración del mismo en diferentes temporadas para

adecuar los valores indicadores de las especies, constituye una primera herramienta para el monitoreo de la calidad de los ecosistemas acuáticos lóticos en la Cuenca de México. La mayoría de los estudios anteriores, han reportado una baja diversidad de especies, muchas de las cuales están descritas en la literatura con una distribución cosmopolita, contrario a lo que se esperaría de un país megadiverso como lo es México, sin embargo, Mora (2018) argumenta que lo anterior puede deberse a dos razones principales, 1) las identificaciones forzadas basadas en el uso de monografías de regiones templadas y 2) la falta de uso de la microscopía electrónica de barrido que permita distinguir entre especies cercanas o crípticas, y un ejemplo de lo anterior se puede observar en los estudios de Abarca *et al.* (2014) y Jahn *et al.* (2017).

En el estudio de Mora (2018), el autor desarrolló un enfoque integrativo para analizar la diversidad de diatomeas epilíticas de ríos tropicales de la cuenca Lerma-Chapala mediante su cultivo para análisis morfológicos, ecológicos, moleculares y filogenéticos, registrando 274 taxa infragenéricos con la descripción de dos nuevas especies. Mediante el cultivo de especies se generó una biblioteca de referencia de código de barras de ADN, misma que fue ocupada para el análisis de metacódigo de barras de las comunidades estudiadas. Con este estudio, el autor denota la importancia de la generación de estas bibliotecas de referencia regionales, incrementando el éxito en la identificación de especies, particularmente en regiones poco estudiadas como los trópicos, pues al igual que lo reportado por otros autores, encontró que el análisis de la diversidad de especies mediante las distintas aproximaciones (morfología y metacódigo de barras de ADN ambiental) fue complementario y no excluyente.

Con los trabajos aquí mencionados, podemos decir que el panorama luce prometedor para México en cuestión de el uso de las diatomeas como bioindicadores en la región central, la más estudiada, aunque mucho trabajo queda por hacer en otras regiones del país. La generación de la línea base de conocimiento, es decir, la descripción de las floras regionales debe ser el primer paso a seguir, y aprendiendo de los trabajos anteriores, su estudio debería hacerse de manera integrativa, no solo analizando la morfología mediante el uso de la microscopía de luz, sino, también la ultraestructura de los diferentes taxa mediante microscopía electrónica de barrido, así como las preferencias ecológicas de las mismas, tratando de incluir también el nuevo enfoque de la generación de bibliotecas de referencia del código de barras del ADN y análisis de metacódigo de barras del ADN ambiental.

Finalmente, otro punto importante a resolver será el establecimiento de protocolos estandarizados para la colecta de material biológico, su tratamiento y la medición de variables ambientales que permitan realizar estudios comparativos entre diferentes regiones del país, además de dar seguimiento a los protocolos o índices ya establecidos.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existe conflicto de intereses.

REFERENCIAS

- Abarca-Mejía, N. C. 2010. Diatom community analysis and quality assessment of the polluted tropical Lerma River (Mexico). Dissertation, Freie Universität Berlin, Germany.
- Abarca, N., Jahn, R., Zimmermann, J., & Enke, N. 2014. Does the cosmopolitan diatom

Gomphonema parvulum (Kützing) Kützing have a biogeography?. PLoS One. 9(1): 1-18.

Albert, R. L., Korhola, A., & Sorvari, S. 2009. Analysis of factors controlling epilithic diatom community compositions in subarctic lakes of Finnish Lapland. *Advances in Limnology*. 62: 125-151.

Álvarez-Blanco, I., Blanco, S., Cejudo-Figueiras, C., & Bécares, E. 2013. The Duero Diatom Index (DDI) for river water quality assessment in NW Spain: design and validation. *Environmental Monitoring and Assessment*. 185: 969-981.

Arcova, F. C. S., Cesar, S. F., & Cicco, V. 1998. Qualidade da água em microbacias recobertas por floresta de Mata Atlântica, Cunha, São Paulo. *Revista do Instituto Florestal de São Paulo, São Paulo*. 10(2): 185-96.

Bellinger, B. J., Cocquyt, C., & Reilly, C. M. 2006. Benthic diatoms as indicators of eutrophication in tropical streams. *Hydrobiologia*. 573: 75-87.

Bes, D., Ector, L., Torgan, L. C., & Lobo, E. A. Composition of the epilithic diatom flora from a subtropical river, Southern Brazil. *Iheringia Série Botânica*. 67(1): 93-125.

Besse-Lototskaya, A., Verdonschot, P. F. M., Coste, M., & Van De Vijver, B. 2011. Evaluation of European diatom trophic indices. *Ecological Indicators*. 11(2): 456-467.

Böhm, J. S., Schuch, M., Düpont, A., & Lobo, E. A. 2013. Response of epilithic diatom communities to downstream nutrient increases in Castelhana Stream, Venâncio Aires City, RS, Brazil. *Journal of Environmental Protection*. 4: 20-26.

Bojorge-García, M., & Cantoral-Uriza, E. A. 2007. Estructura comunitaria de diatomeas asociadas a talos de *Prasiola mexicana* (Chlorophyta) en el río Magdalena, D. F. *Hidrobiológica*. 17(1): 11-24.

Bojorge-García, M., Carmona, J., Beltrán, Y., & Cartajena, M. 2010. Temporal and spatial distribution of macroalgal communities of mountain streams in Valle de Bravo Basin, central Mexico. *Hydrobiologia*. 641: 159-169.

Bojorge-García, M., Carmona, J., & Ramírez, R. 2014. Species richness and diversity of benthic diatom communities in tropical mountain streams of Mexico. *Inland Waters*. 4: 279-292.

Butcher, R. W. 1947. Studies in the ecology of rivers. VII. The algae of organically enriched waters. *Journal of Ecology*. 35: 186-191.

Cairns J. Jr., & Pratt, J. R. 1992. Restoring ecosystem health and integrity during a human population increase to ten billions. *Journal of Aquatic Ecosystems Health*. 1: 59-68.

Cairns J. Jr., & Pratt, J. R. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. p. 10-27. In: Rosenberg, D. M., & Resh V. H. (Eds.). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall: London.

Cantonati, M., Angeli, N., Virtanen, L., Wojtal, A. Z., Gabrieli, J., Falasco, E., Lavoie, I., Morin, S., Marchetto, A., Fortin, C., & Smirnova, S. 2014. *Achnantheidium minutissimum* (Bacillariophyta) valve deformities as indicators of metal enrichment in diverse widely-distributed freshwater habitats. *Science of the Total Environment*. 475: 201-215.

Cantoral-Uriza, E. A., Carmona-Jiménez, J., & Montejano, G. 1997. Diatoms of calcareous springs in the central region of Mexico. *Cryptogamie, Algologie*. 18(1): 19-46.

Carmona-Jiménez, J., Ramírez-Rodríguez, R., Bojorge-García, M. G., González-Hidalgo, B., & Cantoral-Uriza, E. A. 2016. Estudio del valor indicador de las comunidades de algas bentónicas: una propuesta de evaluación y aplicación en el Río Magdalena, Ciudad de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 32(2): 139-152.

- Castillejo, P., Chamorro, S., Paz, L., Heinrich, C., Carrillo, I., Salazar, J. G., Navarro, J. C., & Lobo, E. A. 2018. Response of epilithic diatom communities to environmental gradients along an Ecuadorian Andean River. *C. R. Biologies*. 341(4): 256-263.
- CEMAGREF. 1982. Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. CEMAGREF rapport Q.E. Lyon A.F. Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 218p.
- Charles, D. F., Acker, F. W., Hart, D. D., Reimer, C. W., & Cotter, P. B. 2006. Large-scale regional variation in diatom–water chemistry relationships: rivers of the eastern United States. *Hydrobiologia*. 561: 27-57.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2016. Monitoreo de la calidad del agua en México 2012-2015, México, https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/145524/Monitoreo_de_calidad_del_agua_en_Mexico_2012-2015.pdf (consultado Septiembre 25, 2018).
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science*. 199: 1302-1310.
- Decsy, J. P. 1979. A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedwigia*. 64: 305-323.
- Delevati, D., Moraes, J., Costa, A., & Lobo, E. A. 2018. Histórico do programa de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) na Bacia Hidrográfica do Arroio Andréas, RS, Brasil. *Caderno de Pesquisa, Santa Cruz do Sul*. 30: 29-40.
- Dell'Uomo, A. 1996. Assessment of water quality of an Apennine river as a pilot study for diatom-based monitoring of Italian watercourses. p. 65-72. In: Whitton, B. A., & Rott, E. (Eds.). *Use of Algae for monitoring rivers II*. Institut für Botanik, Universität Innsbruck.
- Decsy J. P., & Coste M. 1991. A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*. 24: 2112-2116.
- Dufrêne, M., & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs*. 67(3): 345-366.
- Düpont, A., Lobo, E. A., Costa, A. B., & Schuch, M. 2007. Avaliação da qualidade da água do Arroio do Couto, Santa Cruz do Sul, RS, Brasil. *Caderno de Pesquisa, Santa Cruz do Sul*. 19(1): 56-74.
- Duong, T. T., Feurtet-Mazel, A., Coste, M., Dang, D. K., & Boudou, A. 2007. Dynamics of diatom colonization process in some rivers influenced by urban pollution (Hanoi, Vietnam). *Ecological Indicators*. 7: 839-851.
- Esteves, F. A. 2011. *Fundamentos de Limnologia*. 3ª ed. Rio de Janeiro: Interciência.
- EUROPEAN UNION. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Community. Series L*. 327: 1-73.
- Falasco, E., Bona, F., Badino, G., Hoffmann, L., & Ector, L. 2009. Diatom teratological forms and environmental alterations: a review. *Hydrobiologia*. 623: 1-35.
- Fernández, M. R., Martín, G., Corzo, J., de la Linde, A., García, E., López, M., & Sousa, M. 2018. Design and testing of a new diatom-based index for heavy metal pollution. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 74: 170-192.
- Fjordingstad, E. 1964. Pollution of stream estimated by benthal phytomicro-organisms.1. A saprobic system based on communities of organisms and ecological factors. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*. 49: 63-131.
- Gleick, P. H. 2000. *The world's water 2000-2001. The biennial report on freshwater resources*. Island Press. Washington, D.C, 19-38.
- Gillett, N., Pan, Y. D., & Parker, C. 2009. Should only live diatoms be used in the bioassessment of small mountain streams. *Hydrobiologia*. 620: 135-147.

- Gómez, N., & Licursi, M. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*. 35: 173-181.
- Gómez, N., & Licursi, M. 2003. Abnormal forms in *Pinnularia gibba* (Bacillariophyceae) in a polluted lowland stream from Argentina. *Nova Hedwigia, Beiheft*. 77: 389-398.
- Gómez, N., Licursi, M., Bauer, D. E., Hualde, P. R., & Sierra, M. V. 2003. Reseña sobre las modalidades de estudio mediante la utilización de microalgas en la evaluación y monitoreo de algunos sistemas lóticos pampeanos bonaerenses. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*. 38: 93-103.
- Gómez N., Sierra M. V., Cortelezzi, A., & Rodrigues C. A. 2008. Effects of discharges from the textile industry on the biotic integrity of benthic assemblages. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 69: 472-479.
- Gómez, N., Sierra, M. V., Cochero, J., Licursi, M., & Bauer, D. E. 2009. Epipellic biofilms as indicators of environmental changes in lowland fluvial systems. In: Bailey, W. C. (Ed.). *Biofilms: Formation, Development and Properties*. Nova Science Publishers, Inc.
- Gottschalk, S., & Kahlert, M. 2012. Shifts in taxonomical and guild composition of littoral diatom assemblages along environmental gradients. *Hydrobiologia*. 694: 41-56.
- Heinrich, C. G., Leal, V. L., Schuch, M., Düpont, A., & Lobo, E. A. 2014. Epilithic diatoms in headwater areas of the hydrographical sub-basin of the Andreas Stream, RS, Brazil, and their relation with eutrophication processes. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 26: 347-355.
- Heinrich, C. G., Palacios-Peñaranda, M. L., Peña-Salamanca, E., Schuch, M., & Lobo, E. A. 2018. Epilithic diatom flora in Cali River hydrographical basin, Colombia. *Rodriguésia*. (In press).
- Hermany, G., Schwarzbald, A., Lobo, E. A., & Oliveira, M. A. 2006. Ecology of the epilithic diatom community in a low-order stream system of the Guaíba hydrographical region: subsidies to the environmental monitoring of southern Brazilian aquatic systems. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 18(1): 25-40.
- INDEC. 2010. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010. Instituto Nacional de Estadística y Censos. (<http://www.indec.gov.ar>).
- Jahn, R., Abarca, N., Gemeinholzer, B., Mora, D., Skibbe, O., Kulikovskiy, M., Gusev, E., Kusber, W. H., & Zimmermann, J. 2017. *Planothidium lanceolatum* and *Planothidium frequentissimum* reinvestigated with molecular methods and morphology: four new species and the taxonomic importance of the sinus and cavum. *Diatom Research*. 32(1): 75-107.
- Kalyoncu, H., Cicek, N. L., Akkoz, C., & Yorulmaz, B. 2009. Comparative performance of diatom indices in aquatic pollution assessment. *African Journal of Agricultural Research*. 4: 1032-1040.
- Kelly, M. G., & Whitton, B. A. 1995. The tropic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology*. 7: 433-444.
- Kernan, M., Ventura, M., Bitusik, P., Brancelj, A., Clarke, G., Velle, G., Raddum, G. G., STuchlik, E., & Catalan, J. 2009. Regionalisation of remote European mountain lake ecosystems according to their biota: environmental versus geographical patterns. *Freshwater Biology*. 54(12): 2470-2493.
- King, L., Barker, P., & Jones, R. I. 2000. Epilithic algal communities and their relationship to environmental variables in lakes of the English Lake District. *Freshwater Biology*. 45: 425-442.
- Kobayasi, H., & Mayama, S. 1989. Evaluation of river water quality by diatoms. *The Korean Journal of Phycology*. 4: 121-133.

- Kolkwitz, R., & Marsson, M. 1908. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von des biologischen Gewässerbeurteilung. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie. 2: 126-152.
- Lange-Bertalot, H. 1979. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. Nova Hedwigia, Beiheft. 64: 285-304.
- Lecointe, C., Coste, M., & Prygiel, J. 1993. OMNIDIA: a software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. Hydrobiologia. 269(1): 509-513.
- Lenoir, A., & Coste, M. 1996. Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French National Water Board Network. p. 29-43. In: Whitton, B. A., & Rott, E. (Eds.). Institut für Botanik Universität Innsbruck.
- Licursi, M., & Gómez, N. 2002. Benthic diatom and some environmental condition in three lowland streams of Pampean Plain. Annales de Limnologie. 38: 109-118.
- Licursi, M., & Gómez, N. 2004. Aplicación de índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la llanura pampeana a partir del empleo de diatomeas. Biología Acuática. 21: 31-49.
- Lobo, E. A. 2013. O perifíton como indicador da qualidade da água. p. 205-233. In: Schwarzbald, A., Burliga, A. L., & Torgan, L. C. (Eds.). Ecologia do Perifíton. São Carlos: RiMa Editora.
- Lobo, E. A., & Callegaro, V. L. M. 2000. Avaliação da qualidade de águas doces continentais com base em algas diatomáceas epilíticas: Enfoque metodológico. p. 277-300. In: Tucci, C. E. M., & Marques, D. M. (Eds.). Avaliação e Controle da Drenagem Urbana. Porto Alegre: Ed. Universidade, UFRGS.
- Lobo, E. A., & Leighton, G. 1986. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de ríos y esteros de la Zona Central de Chile. Revista Biología Marina, Valparaíso. 22: 1-29.
- Lobo, E. A., Katoh, K., & Aruga, Y. 1995. Response of epilithic diatom assemblages to water pollution in rivers in the Tokyo Metropolitan area. Freshwater Biology. 34: 191-204.
- Lobo, E. A., Callegaro, V. L. M., Oliveira, M. A., Salomoni, S. E., Schuler, S., & Asai, K. 1996. Pollution tolerant diatoms from lotic systems in the Jacuí Basin, Rio Grande do Sul, Brazil. Iheringia Série Botânica. 47: 45 -72.
- Lobo, E. A., Callegaro, V. L. M., & Bender, P. 2002. Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadoras da qualidade da água em rios e arroios da Região Hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. Santa Cruz do Sul: EDUNISC.
- Lobo, E. A., Callegaro, V. L. M., Hermany, G., Bes, D., Wetzel, C. E., & Oliveira, M. A. 2004a. Use of epilithic diatoms as bioindicator from lotic systems in southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. Acta Limnologica Brasiliensia. 16(1): 25-40.
- Lobo, E. A., Callegaro, V. L. M., Hermany, G., Gómez, N., & Ector, L. 2004b. Review of the use of microalgae in South America for monitoring rivers, with special reference to diatoms. Vie et Milieu. 53(2/3): 35-45.
- Lobo, E. A., Wetzel, C. E., Ector, L., Katoh, K., Blanco, S., & Mayama, S. 2010. Response of epilithic diatom community to environmental gradients in subtropical temperate Brazilian rivers. Limnetica. 29(2): 323-340.
- Lobo, E. A., Wetzel, C. E., Schuch, M., & Ector, L. 2014. Diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em sistemas lóticos subtropicais e temperados brasileiros. EDUNISC: Santa Cruz do Sul.
- Lobo, E. A., Schuch, M., Heinrich, C. D., Costa, A. B., Düpont, A., Wetzel, C. E., & Ector, L. 2015. Development of the Trophic Water Quality Index (TWQI) for subtropical temperate Brazilian lotic systems. Environmental Monitoring Assessment. 187: 354-366.

- Lobo, E. A., Heinrich, C. D., Schuch, M., Wetzel, C. E., & Ector, L. 2016a. Diatoms as bioindicators in rivers. p. 245-271. In: Necchi Jr. (Ed.). River Algae. Springer International Publishing.
- Lobo, E. A., Heinrich, C. D., Schuch, M., Dupont, A., Costa, A. B., Wetzel, C. E., & Ector, L. 2016b. Índice trófico da qualidade da água: Guia ilustrado para sistemas lóticos subtropicais e temperados brasileiros. E-Book (www.unisc.br/edunisc). Santa Cruz do Sul: EDUNISC.
- Lobo, E. A., Wetzel, C. E., Heinrich, C. G., Schuch, M., Taques, F., & Ector, L. 2017. Occurrence of a poorly known small-sized *Nitzschia* species in headwaters streams from southern Brazil. *Nova Hedwigia, Beiheft.* 146: 229-240.
- López Van Oosterom, M. V., Ocón, C. S., Brancolini, F., Maroñas, M. E., Sendra, E. D., & Rodrigues, A. 2013. Trophic relationships between macroinvertebrates and fish in a Pampean lowland stream (Argentina). *Iheringia Série Zoologia.* 103: 57-65.
- Luís, A. T., Teixeira, P., Almeida, S. F. P., Matos, J. X., & Ferreira da Silva, E. 2011. Environmental impact of mining activities in the Loursal área (Portugal): chemical and diatom characterization of metal-contaminated stream sediments and Surface wáter of Corona stream. *Science of the Total Environment.* 409: 4312-4325.
- Maznah, W. O. W., & Mansor, M. 2002. Aquatic pollution assessment based on attached diatom communities in the Pinang River Basin, Malaysia. *Hydrobiologia.* 487:229-241.
- Metcalf, S. E. 1988. Modern diatom assemblages in central Mexico: the role of water chemistry and other environmental factors as indicated by TWINSPAN and DECORANA. *Freshwater Biology.* 19: 217-233.
- Michels-Estrada, A. 2003. Ökologie und Verbreitung von Kieselalgen in Fließgewässern Costa Ricas als Grundlage für eine biologische Gewässergütebeurteilung in den Tropen. *Dissertationes Botanicae*, v. 377. 244p.
- Monnier O., Rimet F., Bey M., Chavaux R., & Ector L. 2007. Sur l'identité de *Cocconeis euglypta* Ehrenberg 1854 et *C. Lineata* Ehrenberg 1843 - Une approche par les sources historiques. *Diatomania.* 11: 30-45.
- Montejano, G., Carmona-Jiménez, J., & Cantoral-Uriza, E. 2000. Algal communities from calcareous springs in La Huasteca, central Mexico: a synthesis. En: M. Munawar, S. G. Lawrence, I. F. Munawar, & D. F. Malley (eds.), *Aquatic Ecosystems of Mexico: Status and Scope*, (pp. 135-149). Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- Montejano-Zurita, G., Cantoral-Uriza, E. A., & Carmona-Jiménez, J. 2004. Algas de ambientes lóticos en la cuenca baja del río Pánuco. En: I. Luna, J. J. Morrone, & D. Espinosa (eds.), *Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental* (pp. 111-126), Las Prensas de Ciencias, México, D.F.
- Mora, D. 2018. An integrative approach to epilithic diatom diversity analysis in tropical streams from the Lerma-Chapala Basin, Central Mexico. Dissertation, Freie Universität Berlin, Germany.
- Mora, D., Carmona, J., & Cantoral-Uriza, E. A. 2015. Diatomeas epilíticas de la cuenca alta del río Laja, Guanajuato, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad.* 86(4): 1024-1040.
- Mora, D., Carmona, J., Jahn, R., Zimmermann, J., & Abarca, N. 2017. Epilithic diatom communities of selected streams from Lerma-Chapala Basin, Central Mexico, with the description of two new species. *PhytoKeys.* 88: 39-69.
- Morin, S., Cordonier, A., Lavoie, I., Arini, A., Blanco, S., Duong, T. T., Tornés, E., Bonet, B., Corcoll, N., Faggiana, L., Laviale, M., Pérès, F., Becares, E., Coste, M., Feurtet-Mazel, A., Fortin, C., Guasch, H., & Sabater, S. 2012. Consistency in Diatom Response to Metal-Contaminated Environments. En: H. Guasch, A. Ginebreda, & A.

- Geiszinger (eds.), Emerging and priority pollutants in rivers: bringing science into river management plans (Vol. 19) (pp. 117-146). Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Morin, S., Gómez, N., Tornés, E., Licursi, M., & Tison-Rosebery, J. 2016. Benthic Diatom Monitoring and Assessment of Freshwater Environments: Standard Methods and Future Challenges. p. 111-124. In: Romaní, M. N., Guasch, M. H., & Dolors, B. (Eds.). Aquatic Biofilms: Ecology, Water Quality and Wastewater Treatment. Caister Academic Press.
- Niemi, G. J., & McDonald, M. E. 2004. Application of ecological indicators. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics. 35: 89-111.
- Oliveira Filho, A. T., Almeida, R. J., Mello, J. M. & Gavilanes, M. L. 1994. Estrutura fitossociológica e variáveis ambientais em um trecho da mata ciliar do córrego das Vilas Boas, Reserva Biológica do Poço Bonito, Lavras (MG). Revista Brasileira de Botânica. 17: 67-85.
- Pantle, R., & Buck, H. 1955. Die biologisch Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. Gas- u. Wasserfach. 96: 604.
- Peres-Weerts, F. 2000. Mise en évidence des effets toxiques des métaux lourds sur les diatomées par l'étude des formes tératologènes. Douai: Agence de l'Eau Artois - Picardie.
- Potapova, M. G., & Charles, D. F. 2002. Benthic diatoms in USA rivers: distributions along speciation and environmental gradients. Journal of Biogeography. 29(2): 167-187.
- Potapova M. & Charles D. F. 2007. Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. Ecological Indicators. 7: 48-70.
- Potapova, M. G., & Hamilton, P. B. 2007. Morphological and ecological variation within the *Achnantheidium minutissimum* (Bacillariophyceae) species complex. Journal of Phycology. 43: 561-575.
- Ramírez-Vázquez, M., Beltrán-Magos, Y., Bojorge-García, M., Carmona-Jiménez, J., Cantoral-Uriza, E. A., & Valadez-Cruz, F. 2001. Flora algal del río Magdalena, Distrito Federal, México. Boletín de la Sociedad Botánica de México. 68: 45-67.
- Ramírez-Vázquez, M., & Cantoral-Uriza, E. A. 2003. Flora algal de ríos templados en la zona occidental de la cuenca del Valle de México. Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica. 74(2): 143-194.
- Rimet, F. 2012. Recent views on river pollution and diatom. Hydrobiologia. 683: 1-24.
- Rocha, A. A. 1992. Algae as biological indicators of water pollution. p. 34-52. In: Cordeiro-Marino, M., Azevedo, M. T. P., Sant'Anna, C. L., Tomita, N. Y., & Plastino, E. M. (Eds.). Algae and Environment: A General Approach. Sociedade Brasileira de Ficologia, CETEBS: São Paulo.
- Rosa, Z. M., Torgan, L. C., Lobo, E. A., & Herzog, L. A. W. 1988. Análise da estrutura de comunidades fitoplanctônicas e de alguns fatores abióticos em trecho do Rio Jacuí, Rio Grande do Sul, Brasil. Acta Botanica Brasilica. 2: 31-46.
- Rott, E., Hofmann, G., Pall, K., Pfister, P., & Pipp, E. 1997. Indikationslisten für Aufwuschalgen in Österreichischen Fliessgewässern. Teil 1: Saprobielle Indikation. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster. 73p.
- Rott, E., Pipp, E., Pfister, P., Van Dam, H., Ortler, K., Binder, N., & Pall, K. 1999. Indikationslisten für Aufwuschalgen in österreichischen Fliessgewässern. Teil 2, Trophieindication. Bundesministerium f. Land-und Forstwirtschaft. Zahl 41.034/08-IVA 1/97, Wien.
- Round, F. E. 1991. Diatoms in river water-monitoring studies. Journal of Applied Phycology. 3: 129-145.
- Round, F. E. 1993. A Review and Methods for the Use of Epilithic Diatoms for Detecting and Monitoring Changes in River Water Quality. HMSO Publisher, London.

- Rumeau, A., & Coste, M. 1988. Initiation à la systematique des diatomées d'eau douce pour l'utilisation pratique d'un indice diatomique générique. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*. 309: 1-69.
- Sabater, S., Armengol, J., Marti, E., Sabater, F., & Guasch, H. 1991. Benthic diatom communities as descriptors of discontinuities in the River Ter, Spain. p. 157-163. In: Whitton, B. A., Rott, E., & Friedrich, G. (Eds.). *Use of Algae for Monitoring Rivers*. Institut für Botanik, Universität Innsbruck.
- Salinas, V. H. 2017. Las diatomeas indicadoras de la calidad ecológica en ríos de la Cuenca de México. Tesis. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Salomoni, S.E., Rocha, O., Callegaro, V. L. M., & Lobo, E. A. 2006. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia*. 559: 233-246.
- Salomoni, S. E., Rocha, O., Hermany, G., & Lobo, E. A. 2011. Application of water quality biological indices using diatoms as bioindicators in Gravataí River, RS, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 71(4): 949-959.
- Schiefele, S., & Kohmann, F. 1993. Bioindikation der Trophie in Fliessgewässern. In *Umweltforschungsplan des Bundesministersfür Umwelt. Naturschutz und Reaktorsicherheit, Germany*. p.1-211.
- Schuch, M., Abreu-Júnior, E., & Lobo, E. A. 2012. Water quality evaluation of urban streams in Santa Cruz do Sul City, RS, Brazil. *Bioikos, Campinas*. 26(1): 3-12.
- Schuch, M., Oliveira, M. A., & Lobo, E. A. 2015. Spatial response of epilithic diatom communities to downstream nutrient increases. *Water Environment Research*. 87: 547-558.
- Seegert, G. 2000. The development, use, and misuse of biocriteria with an emphasis on the index of biotic integrity. *Environmental Science & Policy*. 3: 51-58.
- Segura-García, V., Israde-Alcántara, I., & Maidana, N. 2010. The genus *Navicula sensu stricto* in the upper Lerma Basin, Mexico. I. *Diatom Research*. 25(2): 367-383.
- Segura-García, V., Cantoral-Uriza, E. A., Israde, I., & Maidana, N. 2012. Epilithic diatoms (Bacillariophyceae) as indicators of water quality in the Upper Lerma River, Mexico. *Hidrobiológica*. 22(1): 16-27.
- Segura-García, V., Almanza-Álvarez, J. S., & Ponce-Saavedra, J. 2016. Diversidad en comunidades de diatomeas epilíticas con relación a los parámetros fisicoquímicos en la cabecera del río Zinapécuaro, México. *Hidrobiológica*. 26(2): 187-202.
- Sierra, M. V., & Gómez, N. 2007. Structural characteristics and oxygen consumption of the epipellic biofilms in three lowland streams exposed to different land uses. *Water Air and Soil Pollution*. 186: 115-127.
- Sladeczek, V. 1973. System of water quality from the biological point of view. *Archiv für Hydrobiologie, Ergebnisse der Limnologie*. 7: 1-218.
- Tundisi, J. G. 2003. *Água no século XXI: Enfrentando a escassez*. São Carlos: RIMA, IIE, 248p.
- Smith, V. H., & Schindler, D. W. 2009. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution*. 24: 201-207.
- UNEP-IETEC. 2001. *Planejamento e Gerenciamento de Lagos e Reservatórios: uma abordagem integrada ao problema da eutrofização*. IETEC, 385p.
- Tavera, R., Elster, J., & Marvan, P. 1994. Diatoms from Papaloapan basin communities, Mexico. *Algological Studies*. 74: 35-65.
- Tornés, E., Cambra, J., Gomà, J., Leira, M., Ortiz, R., & Sabater, S. 2007. Indicator taxa of benthic diatom communities: a case study in Mediterranean streams. *International Journal of Limnology*. 43(1): 1-11.

- Valadéz-Cruz, F., Carmona-Jiménez, J., & Cantoral-Uriza, E. A. 1996. Algas de ambientes lóticos en el estado de Morelos, México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica*. 67(2): 227-282.
- Van Dam, H., Mertens A., & Skindellam, J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwaters diatoms from The Netherlands. *Netherland Journal of Aquatic Ecology*. 28(1): 117-133.
- Vázquez, G., Aké-Castillo, J. A., & Favila, M. E. 2011. Algal assemblages and their relationship with water quality in tropical Mexican streams with different land uses. *Hydrobiologia*. 667: 173-189.
- Watanabe, T., Asai, K., & Houki, 1988. A. Numerical water quality monitoring of organic pollution using diatom assemblages. p. 123-141. In: Round, F. E. (Ed.). *Proceedings of the Ninth International Diatom Symposium 1986*. Koeltz Scientific Books: Koenigstein, Germany.