

APLICACIÓN DE ÍNDICES BIÓTICOS EN LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN SISTEMAS LÓTICOS DE LA LLANURA PAMPEANA ARGENTINA A PARTIR DEL EMPLEO DE DIATOMEAS

MAGDALENA LICURSI & NORA GÓMEZ

ABSTRACT

Diatoms are useful ecological indicators because they are found in abundance in most lotic ecosystems. The use of diatoms as indicators of the quality of river waters is widely accepted based on the fact that all diatom species have optima with respect to their tolerance for environmental conditions such as nutrients, organic pollution, pH, etc. Moreover diatoms are indicators of pollution in short term compared with other groups eg. macroinvertebrates. The rivers and streams of the Pampean plain, in Buenos Aires Province, are subjected to different human impacts. The most important stresses on rivers and streams in the Pampean plain are organic enrichments (discharge of insufficiently treated sewage), nutrients, heavy metals, pathogenic agents, pesticides, herbicides and physical changes produced by dredging and canalisation. The bottom substrate is mostly composed of slime-clay with low proportions of gravel and sand; in consequence, the epipelon is the most represented benthic community and suitable for biomonitoring purposes because it allows for comparing similar substrates along the rivers and streams. The aim of this study is to summarise the most common methodologies used in biomonitoring with diatoms and the application of biotic indices (diversity and pollution indices) in the evaluation of water quality of rivers and streams from the Pampean plain.

Key Words: Diatoms, indicators, benthos, water quality, lotic ecosystems.

INTRODUCCIÓN

El análisis de la estructura y funcionamiento del complejo biológico que coloniza sustratos duros como rocas o sedimentos de distinta granulometría del lecho del río resulta de sumo interés para interpretar tanto el balance energético fluvial como la calidad del agua entre otros aspectos. Las bacterias y hongos forman un entramado con las algas, esta matriz está constituida por polisacáridos hidratados con propiedades semejantes a un gel y en cuyo seno se movilizan protozoos y pequeños invertebrados. El espesor de esta capa puede variar entre 100 micrones y unos pocos milímetros. Al conjunto de este complejo constituido por autótrofos y heterótrofos se lo denomina *biofilm*; por su actividad, éste último, constituye un verdadero microsistema que procesa los materiales disueltos y utilizan la energía solar (Sabater *et al.*,

1993). Dentro del *biofilm* las diatomeas son los organismos autótrofos más abundantes, colonizando rocas (epilítón), arena (episamón), limo-arcillas (epipelón) plantas (epifítón). Las diatomeas son algas unicelulares que presentan una pared celular fuertemente silicificada, dividida en dos mitades que encajan una sobre la otra, a la externa se la denomina epiteca y a la interna hipoteca, las que en conjunto constituyen el frústulo. Este último presenta una gran variedad de ornamentaciones que se emplean para su determinación sistemática.

Las diatomeas han sido incluidas en los estudios de calidad del agua desde 1908 con las investigaciones de Kolkwitz & Marsson (1908). Después de las investigaciones realizadas por Patrick (1949, 1957, 1964) numerosos trabajos realizados con diatomeas bentónicas se llevaron a cabo con el fin de evaluar la calidad del agua, existiendo una extensa bibliografía. Al-

gunos de éstos clasificaron las diatomeas de acuerdo a su tolerancia a la polución de carácter industrial y doméstico (Lange Bertalot, 1978; 1979; Sladeczek, 1973; 1984; Kobayashi & Mayama, 1982); otros analizaron la composición y diversidad específica en relación a gradientes de polución (Descy, 1979; Descy & Coste, 1990; 1991; Schoeman, 1976; Lobo *et al.*, 1995; Sabater & Sabater, 1988; Sabater *et al.*, 1987; Katoh, 1991; Whitton *et al.*, 1991; Whitton & Rott, 1996; Prygiel *et al.*, 1999 y Stevenson & Bahls, 1999).

El uso de las diatomeas en la evaluación de la calidad del agua se sustenta en las siguientes ventajas:

- la ocurrencia universal de las diatomeas en los ecosistemas acuáticos;
- el muestreo de las mismas resulta rápido y fácil;
- las diatomeas son sensibles a los cambios en la calidad del agua;
- sus ciclos de vida son rápidos siendo capaces de colonizar sustratos rápidamente y reaccionar con celeridad a las perturbaciones ambientales;
- las técnicas de recuento son rápidas;
- el número de células por unidad de área es conspicuo;
- los requerimientos ecológicos de las diatomeas son en algunos casos mejor conocidos que de otros grupos de organismos que habitan los ríos;
- el número de especies requeridas para determinar la calidad del agua se reduce a unos pocos taxa, que no exceden los 50 y que reúnen rápidamente más del 80% de las diatomeas de una muestra, en las cuencas pampeanas.

En Argentina el empleo de las diatomeas bentónicas como indicadores de la calidad del agua cuenta con escasos antecedentes: Gómez, 1998, 1999; Gómez y Licursi, 2001; Licursi & Gómez, 2002; Tangorra *et al.*, 1998; Graça *et al.*, 2002; Hualde *et al.*, (en prensa). Esta escasa información contrasta con las extensas redes hidrográficas con las que cuenta nuestro país.

Los sistemas lóticos de la llanura pampeana, pertenecientes a la provincia de Buenos Aires son unos de los más afectados debido a la plane-

ción ejercida por una intensa actividad antropogénica, acompañada muchas veces por la falta de una planificación adecuada en la explotación de los recursos. Las prácticas agrícola-ganaderas, las actividades industriales y en algunos casos la deficiente infraestructura sanitaria de la población genera que muchos de estos ecosistemas acuáticos se hallen en un estado de notable deterioro. De lo expresado se desprende la necesidad de establecer el «status» ecológico actual de los mismos e implementar técnicas de biomonitoreo.

La combinación de diversos índices bióticos obtenidos a partir de distintos organismos resulta interesante y recomendable, ya que suministra información complementaria, siendo las diatomeas indicadoras de polución a corto término comparadas con los macroinvertebrados.

En esta publicación desarrollaremos la aplicación de algunas de las metodologías empleadas en el monitoreo de ríos y arroyos bonaerenses a partir del empleo de diatomeas que integran los biofilms que recubren sustratos naturales de las cuencas.

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio en la que se realizaron las investigaciones incluye los sistemas lóticos ubicados en el Este de la provincia de Buenos Aires, entre los 34° 51' - 37° 59' S y 57° 21' - 59° 08' O (Figura 1). Sólo una superficie muy reducida de esta área es ocupada por sierras que escasamente superan los 500 m.s.n.m, pertenecientes al sistema serrano de Tandilia. Las pendientes están en el orden de aproximadamente 10⁻³ m. km⁻¹ o levemente inferiores (Sala *et al.*, 1983).

Los ríos y arroyos estudiados presentan dos tipos de nacientes:

a- localizadas en las Sierras de Tandil, en las que el agua subterránea fluye a través de rocas de basamento

b- ubicadas en la llanura, donde el agua freática fluye hacia la superficie a través de sedimentos conformados por limos, arenas y arcillas con distinto grado de compactación pertenecientes a depósitos conocidos como “Pampeano” y “Postpampeano”.

En general en los arroyos y ríos de la plani-

cie las superficies tributarias no están bien definidas, el tipo de drenaje se asemeja a un sistema semidesértico pese a tratarse de una llanura húmeda, presentando una alta frecuencia de meandros. La estructura de disipación o de escurrimiento es anárquica. El diseño es de tipo dendrítico y rara vez supera el orden cuatro. En muchos casos estos sistemas son canalizados en su cuenca baja con el fin de facilitar su llegada al Río de la Plata o al mar (Sala *et al.*, 1983).

La descarga de estos sistemas lóticos es fluctuante durante el año y según el sistema lótico considerado, por ejemplo el río Matanza-Riachuelo tiene una descarga media de $2.89 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, pudiendo alcanzar un máximo de $1000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en tanto que en algunos arroyos, en ciertas oportunidades, el agua se estanca. Esto último puede advertirse en la cabecera de arroyos como Juan Blanco o Buñirigo que por momentos presentan sectores del curso de agua aislados por lapsos de tiempo variable.

La composición de los lechos de estos ríos y arroyos es principalmente de arcilla, limo, arena y en menor proporción de gravas (toscas),

asimismo en algunos se puede observar irregularmente afloramientos de toscas (concreciones de CO_3Ca), siendo estos últimos los únicos sustratos duros naturales. La presencia de materia orgánica en los mismos es variable dependiendo del aporte natural de los pastizales circundantes y del que suministra la actividad antrópica.

La presencia de macrófitas es variada y la cobertura irregular. En las orillas de los arroyos y bañados se presentan juncales de *Scirpus californicus* asociados a *Echinodorus*, *Eryngium*, *Sagittaria*, etc. Otras palustres conforman pajonales de espadaña, pajonales de *Scirpus giganteus* o bien totorales de *Typha angustifolia* o *T. latifolia*. Entre la vegetación sumergida, sobre todo en los arroyos poco profundos, son comunes las algas filamentosas como las conjugadas, cladoforales y caráceas; *Ceratophyllum*, *Myriophyllum*, *Potamogeton* son vasculares frecuentes en estos sistemas lóticos. Entre las plantas flotantes o arraigadas al fondo son comunes *Azolla*, lemanaceas, *Hydrocotyle*, *Jussiaea*, *Hydrocleis*, etc.

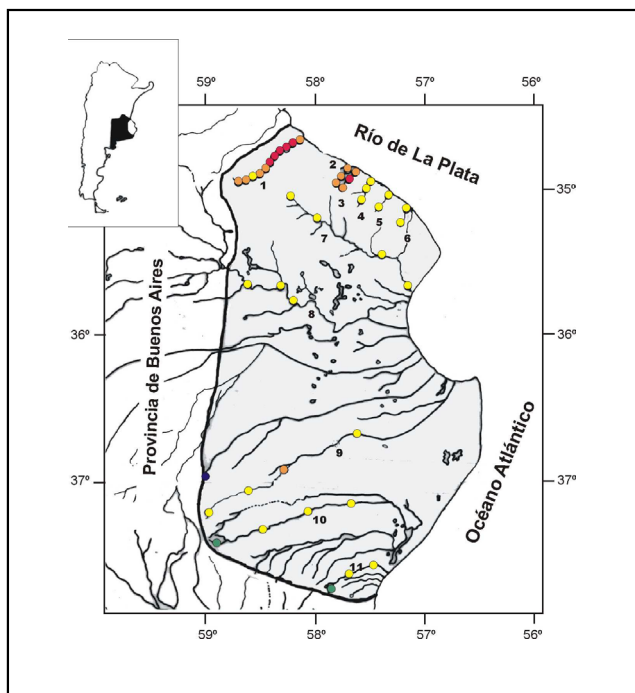


Figura 1. Ubicación de las estaciones de muestreo y la calidad del agua estimada a partir del Índice de Diatomeas Pampeano (IDP). Los códigos de colores representan la calidad del agua del sitio de muestreo: ● Calidad muy buena; ● Buena; ● Aceptable; ● Mala; ● Muy mala.

MÉTODOS EMPLEADOS EN EL ESTUDIO DE LAS DIATOMEAS DE LOS BIOFILMS

Como se comentó anteriormente en los ríos y arroyos predominan las fracciones de sedimento fino que favorece el desarrollo del epipelon

siendo la comunidad fitobentónica dominante. El epilithon y el epifiton son otras alternativas para el biomonitoreo en los sistemas lóticos pampeanos; el primero presenta la dificultad de estar poco representado y el segundo presenta una distribución heterogénea de hidrófitas que dificulta los estudios comparativos y además éstas suelen estar desigualmente distribuidas a



Figura 2: Muestreo de epipelon en sistemas lóticos pampeanos.

lo largo de las cuencas.

Por lo tanto para los ríos y arroyos pampeanos es recomendable el empleo de epipelon. Para la colección de muestras de esta comunidad se emplean aspiradores con una superficie muestral de aproximadamente 1 cm² (Figura 2), que permiten extraer los primeros 5-10 mm de la capa superficial del sedimento, considerada la porción fotosintéticamente activa.

La profundidad recomendable para la extracción de las muestras es de no menos de 10 cm de la superficie del agua (Descy & Coste, 1990), evitando las fluctuaciones del nivel que llevan a la incorporación de especies aerófilas. Las muestras cualitativas y cuantitativas se toman en distintos puntos de los ríos o arroyos, evitando las zonas remansadas. Las unidades muestrales se extraen al menos por quintuplicado. Una parte del material colectado es fijado con formol 4% (v/v) y la otra se conserva viva para examinar el estado fisiológico de las células (movilidad, células vivas y muertas, estado de los cloroplastos, etc).

Para facilitar la identificación de las diatomeas es necesario remover el contenido celular, y así llevar a cabo las preparaciones fijas que permiten la observación apropiada para su determinación sistemática y recuento. Existen distintas técnicas como por ejemplo la de Barber & Haworth (1981) que consiste en eliminar primeramente el fijador agregado a la muestra, posteriormente se le agrega ácido sulfúrico concentrado y unos cristales de dicromato de potasio; se deja reaccionar por espacio de unos 15 a 20 minutos al cabo de los cuales se le adiciona agua oxigenada de 100 volúmenes. Se obtendrá una solución verde claro al final de la reacción. Posteriormente el material es lavado por centrifugación o mediante el empleo de filtros de nitrato de celulosa (0.4 µm de poro) hasta eliminar los reactivos. Otra técnica muy utilizada para la eliminación de la materia orgánica es, una vez eliminado el fijador de la muestra mediante lavados sucesivos por centrifugación, se agrega a la muestra H₂O₂ en una relación de una parte de agua oxigenada en 3 partes de muestra. Se deja reposar durante 30 minutos y se lleva a estufa a 60°C durante 12 hs. Una vez transcurrido este lapso de tiempo se retiran las muestras y se procede al lavado del H₂O₂ mediante centrifugación. Esta última metodología presen-

ta la ventaja de reducir la ruptura del material y ser relativamente sencilla de llevar a cabo.

Si las muestras contienen gran cantidad de sedimentos finos como limos o arcillas y estos dificultan la observación microscópica se puede utilizar algún producto que produzca la disgregación de las arcillas como por ejemplo hexametáfosfato. Para ello se prepara una solución al 5% y se le agrega a la muestra, hasta llevarla a un volumen que puede ser de 300 ml. Se deja la muestra durante 12 hs en un shaker a baja velocidad (el recipiente a utilizar deberá ser lo suficientemente grande como para evitar derrames). Posteriormente se procede a la decantación de la muestra durante aproximadamente 4 hs (dependiendo de la altura del recipiente). Se descarta el sobrenadante, que contiene los sedimentos disgregados, evitando la pérdida de material que precipitó. Un último paso consiste en el lavado de los restos de la solución por centrifugaciones sucesivas de la muestra.

Con la obtención de los frústulos libres de materia orgánica se procede al montado del material con resinas sintéticas como Naphrax® lo que permite la obtención de preparaciones fijas.

A partir de los preparados obtenidos se cuenta un número determinado de frústulos, que en el caso de los sistemas lóticos pampeanos estudiados fluctúa entre 300 y 400 valvas. Estas resultan suficientes para obtener una buena representación de las especies que al menos reúnen una numerosidad superior al 5%. A partir de los datos obtenidos se establecen las abundancias relativas de los taxa identificados.

MONITOREO CON DIATOMIAS EN SISTEMAS LÓTICOS PAMPEANOS

INDICES

Los índices bióticos que se emplean corrientemente en la evaluación de la calidad del agua se pueden reunir en dos grupos:

- 1- índices de polución
- 2- índices de diversidad

1- Índices de polución

Dentro de este grupo de índices se incluye el “Déficit de especies de Kothé” (Schwoerbel, 1975) que considera el número total de especies,

el cual decrece de manera sustancial bajo la influencia de contaminación. Sólo el número total de especies es importante y no de que especie se trate. Aceptando que cada muestra se estudia de

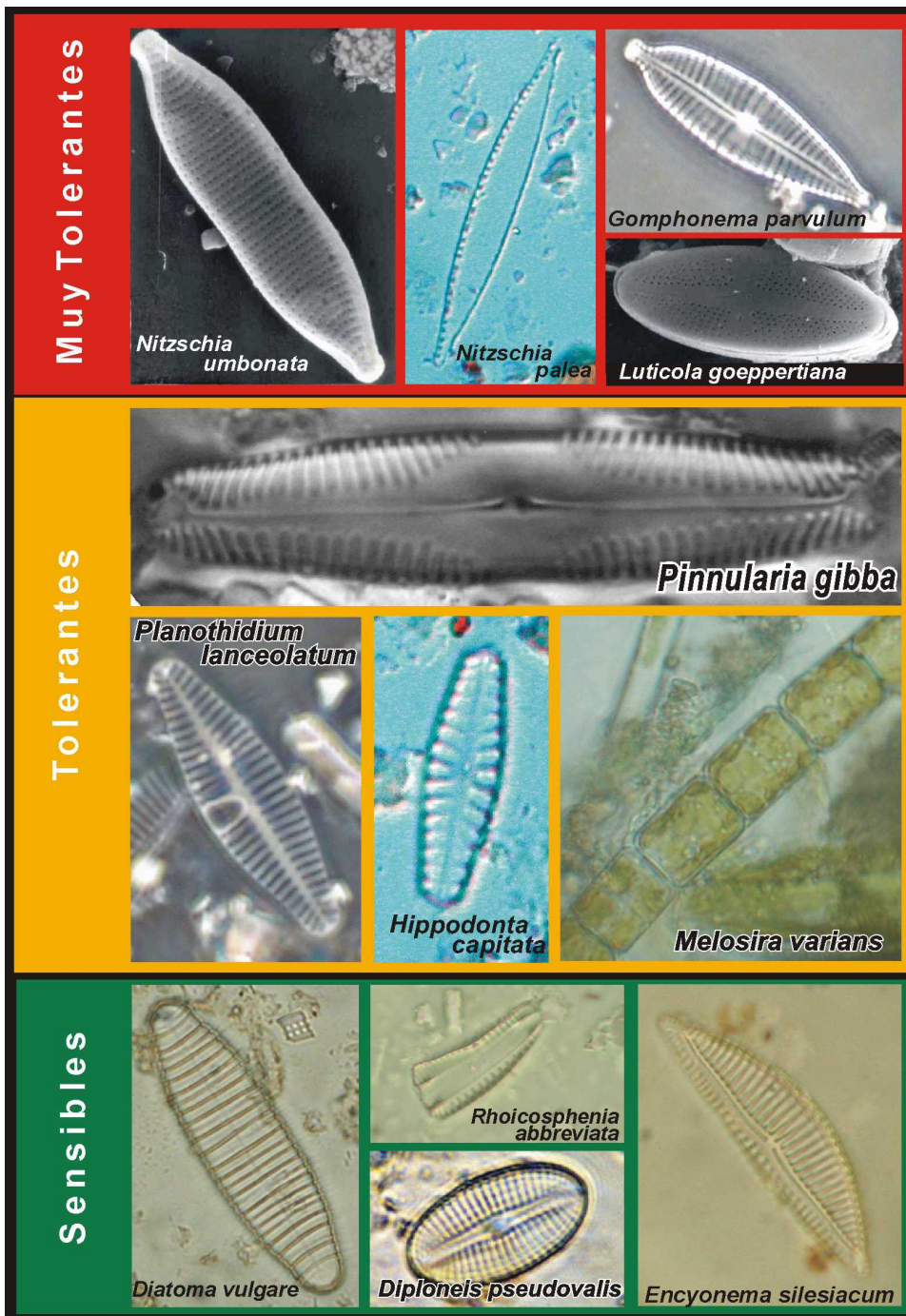


Figura 3: Algunos taxa de diatomeas agrupados según su tolerancia a la polución de acuerdo la clasificación de Lange-Bertalot (1979).

la misma manera, el déficit de especies se puede calcular con la siguiente fórmula:

$$F = \frac{A_1 - A_x}{A_1} \cdot 100$$

A_x es el número de especies del lugar que se está evaluando y A_1 el número de especies de la muestra que se toma como referencia, es decir corresponde a la muestra aguas arriba del tramo contaminado. El valor se da en tanto por ciento y fluctúa entre 0%= ningún déficit de especies y 100%= pérdida total de especies.

El método de Lange-Bertalot (Descy & Coste, 1990), establece especies diferenciadoras y agrupa 90 especies de diatomeas en 3 grupos, indicando cuatro situaciones distintas de saprobiedad. En la Figura 3 se muestran algunos de los taxa que corresponden a los distintos grupos. Este método fue particularmente empleado en Europa central.

El índice de "Sladeczek" (S) (Descy & Coste, 1990), diseñado para la estimación de la polución orgánica, fue también aplicado a sistemas lóticos pampeanos (Gómez, 1999). Este índice, derivado del índice saprobico de Pantle & Buck (1955) y del método de Zelinka & Marvan (1961) (en Sladeczek, 1973), puede variar entre 0 y 4, correspondiendo este último valor a aguas fuertemente contaminadas.

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n s_i h_i v_i}{\sum_{i=1}^n s_i h_i}$$

s_i = valencia saprobica de la especie (grado de tolerancia de la especie a la polución orgánica, fluctúa entre 0-4)

v_i = valor indicador de la especie fluctúa entre 0-5

h_i = abundancia de la especie

Los valores de s y v figuran en tablas (Tabla 1).

El índice de Descy (ID) (1979-1980) agrupa a 106 taxones (especies y variedades) en 5

clases de acuerdo a su relación con el grado de contaminación. La clase 1 se corresponde con los taxa más resistentes y la 5 con los más sensibles. Este índice también le asigna a cada taxón un valor indicativo que varía entre 1 (para las formas más ubicuistas) y 3 (para las formas estenoicas de una determinada calidad). Con esta información se calcula el índice

$$ID = \frac{\sum_{j=1}^n A_j i_j v_j}{\sum_{j=1}^n A_j v_j}$$

A_j = abundancia relativa de la especie (%)

i_j = sensibilidad de la especie (varía entre 1-5)

v_j = valor indicativo o grado estenoico de la especie (varía entre 1-3).

El índice adquiere valores de >4.5 sin polución, 4,5-4 polución débil, 4-3.5 eutrofización moderada, 3.5-3 polución moderada o eutrofización importante, 3-2 polución fuerte, 2-1 polución muy fuerte.

El índice poluto-sensible (IPS) es derivado del índice de Descy (1979) y se diferencia por los valores adjudicados a las especies en relación a la sensibilidad específica y el valor indicador. Además este índice fue diseñado considerando más de 5000 taxones. Es un índice recomendable debido a la gran cantidad de información que reúne y es ampliamente usado en Europa.

Otros índices como el método Fabri & Leclercq (1986), método Leclercq & Maquet (1987), método Watanabe (1986), índice genérico (Rumeau & Coste, 1988) en Descy & Coste (1990), índice CEE (Descy & Coste, 1990), índice IBD (Índice Biológico de Diatomeas, Prygiel & Coste, 1999) son empleados para la evaluación de la calidad del agua pero, al igual que los índices anteriores, han sido desarrollados para otras latitudes.

El IDP (Índice de Diatomeas Pampeano, Gómez & Licursi, 2001) fue diseñado con la finalidad de evaluar la eutrofización y polución orgánica de los ríos y arroyos del área pampeana. Este índice regional surge como consecuencia

Tabla 1. Especies de diatomeas epipélicas halladas en los sistemas lóticos pampeanos y su valor indicador para los diferentes índices empleados. Se lista el nombre antiguo del taxon, su acrónimo y, para los taxa que han cambiado su denominación, el nombre reciente y el nuevo acrónimo. IPS: índice Poluto Sensible; D: Índice de Descy; S: Índice de Sladecek.

	IPS		D	S	S	S	V	S	V	Calidad del agua	IDP	NOMBRE ANTIGUO DEL TAXON		Nuevo Acrónimo	NOMBRE RECIENTE DEL TAXON	
	S	V										NOMBRE ANTIGUO DEL TAXON	NOMBRE RECIENTE DEL TAXON			
ADHA	2,8	2	0	0	0	0	0	0	0	II	2	<i>Achnanthes delicatula</i> (Kützing) Grunow var. <i>hauckiana</i> Lange-Bertalot & Ruppel	IPTHA	<i>Planohididium hauckianum</i> (Grunow) Round & Bukhtiyarova		
AEXG	4	1	0	0	1,5	3	1	1	1	I	1	<i>Achnanthes exigua</i> Grunow in Cl. & Grunow var. <i>exigua</i>	ADEG	<i>Achnantheidium exiguum</i> (Grunow) Czamecki		
AHUN	2	3	0	0	2,5	3	II-III	2,5	3	I-II	2,5	<i>Achnanthes hungarica</i> Grunow in Cleve & Grunow	LHUN	<i>Lemnicola hungarica</i> (Grunow) Round & Basson		
AINF	4	3	0	0	0	0	I-II	1,25	1,25	I-II	1,25	<i>Achnanthes inflata</i> (Kützing) Grunow				
ALAN	4,6	1	3	1	0,9	1	I-II	1,5	1,5	I-II	1,5	<i>Achnanthes lanceolata</i> (Brebisson) Grunow var. <i>lanceolata</i> Grunow	PTLA	<i>Planohididium lanceolatum</i> (Brebisson) Round & Bukhtiyarova		
AMMA	5	2	0	0	0	0						<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing var. <i>macrocephala</i> Hustedt	ADMA	<i>Achnantheidium macrocephalum</i> (Hustedt) Round & Bukhtiyarova		
AMJA	5	2	0	0	0	0						<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing var. <i>jackii</i> (Rabenhorst) Lange-Bertalot	ACAF	<i>Achnantheidium affine</i> (Grunow) Czamecki		
AMIN	5	1	4	1	1	2	0-I	1	1	0-I	1	<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing var. <i>minutissima</i> Kützing	ADMI	<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czamecki		
AMSA	3	1	0	0	0	0						<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing var. <i>saprophila</i> Kobayasi et Mayama	ADSA	<i>Achnantheidium saprophila</i> (Kobayasi et Mayama) Round & Bukhtiyarova		
ANSU	2	2	0	0	0	0	I-III	2,5	2,5	I-III	2,5	<i>Actinocyclus normanii</i> (Gregory) Hustedt fo. <i>subsalsus</i> (Juhlin-Damfeldt) Hustedt				
APEL	5	3	0	0	1,3	4						<i>Amphipleura pellicida</i> (Kützing) Kützing				
AALA	2	3	0	0	0	0	II-III	2,5	2,5	II-III	2,5	<i>Amphiprorora alata</i> Kützing				
ACOF	2	3	0	0	0	0	III-IV	3,75	3,75	III-IV	3,75	<i>Amphora coffeaformis</i> (Agardh) Kützing				
ALIB	4	2	0	0	0	0	II-III	2,5	2,5	II-III	2,5	<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg				
AOVA	3	1	4	2	1,5	1	II-III	2,25	2,25	II-III	2,25	<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing				
APED	4	1	5	2	1,4	1						<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	ACOP	<i>Amphora copulata</i> (Kützing) Schoeman & Archibald		
AMPE	4	1	5	2	0	0	I-II	1,75	1,75	I-II	1,75	<i>Amphora perpusilla</i> (Grunow) Grunow				
AVEN	1	2	0	0	2,5	3	III-IV	3,5	3,5	III-IV	3,5	<i>Amphora veneta</i> Kützing				
ASPH	2	3	0	0	2,7	4	III-IV	3,25	3,25	III-IV	3,25	<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Ehrenberg) Pfitzer				
AAMB	3	1	0	0	1,5	3	I-II	1,25	1,25	I-II	1,25	<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen				
AUGR	2,9	1	0	0	1,8	4	I-II	1,75	1,75	I-II	1,75	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen				
AUGA	2,8	1	0	0	1,8	4	I-II	1,75	1,75	I-II	1,75	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen var. <i>angustissima</i> (Müller) Simonsen				
AUIT	3,7	1	0	0	0	0						<i>Aulacoseira italica</i> (Ehrenberg) Simonsen				
BPAR	2	3	0	0	1,8	4	I-II	1,75	1,75	I-II	1,75	<i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin				
CAMP	2	3	0	0	2,3	2	I-II	1,5	1,5	I-II	1,5	<i>Caloneis amphishaena</i> (Bory) Cleve				
CBAC	4	2	5	3	0,9	2	I-II	1,5	1,5	I-II	1,5	<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve				
CAOR	0	0	0	0	0	0	I-II	1,25	1,25	I-II	1,25	<i>Caloneis oregonica</i> (Ehrenberg) Patrick				
CAVE	5	3	5	3	1,3	1	I-II	1,5	1,5	I-II	1,5	<i>Caloneis ventricosa</i> (Ehrenberg) Meister				
CCLY	0	0	0	0	0	0	II-III	2,25	2,25	II-III	2,25	<i>Campylodiscus clypeus</i> Ehrenberg				
CCRU	0	0	0	0	0	0	I	1	1	I	1	<i>Capartogramma cruciata</i> (Grunow ex Cleve) Ross	STBR	<i>Stauroneis brasiliensis</i> (Zimmerman) Compère		
CPLA	4	1	4	2	1	1	I-III	2	2	I-III	2	<i>Cocconeis placenticula</i> Ehrenberg				
CPLE	3,6	1	0	0	0	0	II-III	2,25	2,25	II-III	2,25	<i>Cocconeis placenticula</i> Ehrenberg var. <i>egyptia</i> (Ehrenberg) Grunow				

(Continuación Tabla 1)

CPLI CAIO CMEN CSTR CAFF CCIS CLAN CMIN CSLE CTMID DELE DKUE DHIE DVUL DELL DOVA DPSE DPUE EADN ESOR EDIO EFAB EMON EPEC EPRA ERAB ESUD ETRD FCAP FCRO FDEL FULN GANT GAUG	IPS D					S	Calidad del agua	IDP	NOMBRE ANTIGUO DEL TAXON	Nuevo Acrónimo	NOMBRE RECIENTE DEL TAXON
	S	V	I	V	S						
	5	1	0	0	1,4	3	I-III	2	<i>Cocconeis placenticula</i> Ehrenberg var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck		
	2	1	0	0	0	0	III-IV	3,5	<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt		
	2	1	3	1	2,6	3	II-IV	2,5	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing		
	2	3	0	0	0	0	II	2	<i>Cyclotella striata</i> (Kützing) Grunow		
	4	2	0	0	1,1	2	I-II	1,75	<i>Cymbella affinis</i> Kützing	CYEX	<i>Cymbella excisa</i> Kützing
	4	3	4	3	1,2	2	I-II	1,25	<i>Cymbella cistula</i> (Ehrenberg) Kirchner	CYNC	<i>Cymbella neocistula</i> Krammer
	4	2	5	3	1,5	3	I-II	1,25	<i>Cymbella lanceolata</i> (Ehrenberg) Van Heurck		
	4,8	2	4	2	1,3	1	0-I	0,5	<i>Cymbella minuta</i> Hilse ex Rabenhorst	ENMI	<i>Encyonema minutum</i> (Hilse in Rabenhorst) D.G. Mann
	5	2	0	0	0	0	I-II	1,75	<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch in A. Schmidt & al.	ESLE	<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch in Rabenhorst) D.G. Mann
	4	2	0	0	0	0	I-II	1,25	<i>Cymbella tumidula</i> Grunow in A. Schmidt & al.		
	4	2	0	0	0,2	4	I-II	1,25	<i>Denticula elegans</i> Kützing		
	4	2	0	0	1,5	3	I-II	1,5	<i>Denticula kuetzingii</i> Grunow var. <i>kuetzingii</i>		
	5	3	0	0	0	5			<i>Diatoma hyemalis</i> (Roth) Heiberg		
	4	1	5	2	2,2	2	I-II	1,5	<i>Diatoma vulgare</i> Bory		
	5	2	0	0	1,1	3	I	1	<i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve		
	4	2	5	3	0	0	I-II	1,25	<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse ex Rabenhorst) Cleve		
	5	2	0	0	0	0	I	1	<i>Diploneis pseudovalis</i> Hustedt		
	5	3	0	0	0	0	I-II	1,25	<i>Diploneis puella</i> (Schumann) Cleve		
	4	3	0	0	0	0	I-II	1,25	<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson		
	4	2	0	0	1,4	3	I-II	1,75	<i>Epithemia sores</i> Kützing		
	5	3	5	3	0,2	4	I	1	<i>Eunotia diodon</i> Ehrenberg		
	5	3	0	0	0	0	I	1	<i>Eunotia faba</i> (Ehrenberg) Grunow		
	5	2	0	0	0,5	3	I	1	<i>Eunotia monodon</i> Ehrenberg		
	5	2	5	3	0,2	4	I	1	<i>Eunotia pectinalis</i> (Dyllwyn) Rabenhorst var. <i>pectinalis</i>		
	5	1	0	0	0,4	3	I	1	<i>Eunotia praerupta</i> Ehrenberg		
	5	3	0	0	0	0	I	1	<i>Eunotia rabenhorstii</i> Cleve & Grunow in Van Heurck		
	5	3	0	0	0,3	4	I	1	<i>Eunotia sudetica</i> O. Müller		
	5	3	0	0	1	5	I	1	<i>Eunotia triodon</i> Ehrenberg		
	4	1	5	2	1,5	3	0-I	0,5	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières	SCON	<i>Staurosira consruensis</i> (Ehrenberg) Williams & Round
	4	1	4	2	1,2	3	I-II	1,5	<i>Fragilaria consruensis</i> (Ehrenberg) Grunow		
	4	1	0	0	1,4	2	I-III	2	<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton		
	4	1	0	0	1,5	3	I	1	<i>Fragilaria delicatissima</i> (W. Smith) Lange-Bertalot		
	3	1	2	1	1,9	1	I-III	2	<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot	ULUL	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Comperè
	5	1	4	2	0,8	3	0-II	1	<i>Gomphonema angustum</i> Agardh		
	3	3	0	0	1,7	4			<i>Gomphonema augur</i> Ehrenberg		

(Continuación Tabla 1)

IPS	D	S	Calidad del agua	IDP	NOMBRE ANTIGUO DEL TAXON	Nuevo Acrónimo	NOMBRE RECIENTE DEL TAXON
NLST	5	2	0	0	0		<i>Navicula leptostriata</i> Jorgensen
NMGL	2	3	0	0	0		<i>Navicula marginalithii</i> Lange-Bertalot
NMOC	3	2	0	0			<i>Navicula monoculata</i> Hustedt
NMUT	2	1	0	0	1,2	3	<i>Navicula mutica</i> Kützing
NNOT	4,8	1	0	0	0	1,75	<i>Navicula notha</i> Wallace
NPRG	2	2	0	0	0	1,75	<i>Navicula peregrina</i> (Ehr.) Kützing
NPUP	2,6	2	3	2	1,9	3	<i>Navicula pupula</i> Kützing
NPUPE	3	1	3	2	1,9	2	<i>Navicula pupula</i> Kützing var. <i>elliptica</i> Hustedt
NPRE	4	2	0	0	0		<i>Navicula pupula</i> Kützing var. <i>rectangularis</i> (Gregory) Cleve & Grunow
NPYG	2	3	0	0	2,7	4	<i>Navicula pygmaea</i> Kützing
NRAD	5	2	4	3	1,5	3	<i>Navicula radiosa</i> Kützing
NRHY	4	3	4	2	2	7	<i>Navicula rhynchocephala</i> Kützing
NSHR	2	3	0	0	1,1	4	<i>Navicula schroeteri</i> Meister
NSBM	2	1	0	0	3	3	<i>Navicula subminuscula</i> Manguin
NSRH	3	2	0	0	0		<i>Navicula subrhynchocephala</i> Hustedt
NTPT	4,4	2	5	3	1,2	4	<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Müller) Bory
NVIR	3	3	4	1	2,5	3	<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg
NIRI	5	2	0	0	1,2	3	<i>Neidium iridis</i> (Ehrenberg) Cleve
NZCD	3	2	0	0	1,6	3	<i>Nitzschia acicularioides</i> Hustedt
NACI	2	2	3	2	2,7	4	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) Smith
NAMP	2	2	2	3	1,7	1	<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow
NAMH	0	0	0	0			<i>Nitzschia angustata</i> (W. Smith) Grunow
NIAN	3,8	3	0	0	2,9	5	<i>Nitzschia angustata</i> (W. Smith) Grunow
NBRE	2	3	0	0	1,5	3	<i>Nitzschia brevissima</i> Grunow
NICA	2,3	2	0	0	0	0	<i>Nitzschia calida</i> Grunow
NCPL	1	3	0	0	2,5	3	<i>Nitzschia capillata</i> Hustedt
NCLA	2,8	3	0	0	2,5	3	<i>Nitzschia clausii</i> Hantzsch
NCOM	1	3	0	0	1,8	4	<i>Nitzschia communis</i> Rabenhorst
NCPS	2	1	0	0			<i>Nitzschia compressa</i> (J.W. Bailey) Boyer
NCOT	2,4	2	0	0	2,9	5	<i>Nitzschia constricta</i> (Kützing) Ralfs
NDEB	2	2	5	3	0	0	<i>Nitzschia debilis</i> (Arnott) Grunow
NDIS	4,5	3	5	2	1,2	3	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow
NDRS	3	2	0	0	0	0	<i>Nitzschia draveillei</i> Coste & Ricard
NFAS	2,2	2	0	0			<i>Nitzschia fasciculata</i> (Grunow) Grunow in Van Heurek
NFIC	3,2	0	0	0			<i>Nitzschia filiformis</i> var. <i>conferta</i> (Richter) Lange-Bertalot

FMOG *Fallacia monoculata* (Hustedt) D.G. MannLMUT *Luticola mutica* (Kützing) D.G. MannSPUP *Sellaphora pupula* (Kützing) MereszkowskySEPE *Sellaphora pupula* Kützing var. *elliptica* (Hustedt) TudesqueSPRE *Sellaphora pupula* var. *rectangularis* (Gregory) CzameckiFPYG *Fallacia pygmaea* (Kützing) Stickle & MannESBM *Eolimna subminuscula* (Manguin) Moser Lange-Bertalot & MetzelinNSRB *Nitzschia semirobusta* Lange-BertalotTCAL *Tryblionella calida* (Grunow in Cleve & Grunow) D.G. MannTCOM *Tryblionella compressa* (Bailey) PoulinTAPI *Tryblionella apiculata* GregoryTDEB *Tryblionella debilis* Arnott

(Continuación Tabla 1)

IPS	D	S	Calidad del agua	IDP	NOMBRE ANTIGUO DEL TAXON	Nuevo Acrónimo	NOMBRE RECIENTE DEL TAXON
NFLE	3	1	0	0	I-II	1,25	<i>Nitzschia flexa</i> Schumann
NFON	3,5	1	4	2	1	1	<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow
NIFR	2	1	4	2	0	0	<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow
NIGR	3	2	0	0	1,6	3	<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch ex. Rabenhorst
NIGRT	2	3	0	0	0	0	<i>Nitzschia granulata</i> Grunow
NHEU	4	1	0	0	0,6	3	<i>Nitzschia heufleriana</i> Grunow
NIHU	2,2	2	0	0	2,6	3	<i>Nitzschia hungarica</i> Grunow
NLEV	2	2	5	3	0	0	<i>Nitzschia levidensis</i> (W. Smith) Grunow
NLXI	2	2	0	0	0	0	<i>Nitzschia levidensis</i> (W. Smith) Grunow var. <i>victoreae</i> (Grunow) Cholnoky
NLIN	3	2	4	2	1,3	1	<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W.M. Smith
NLIT	2	2	0	0	0	0	<i>Nitzschia littoralis</i> Grunow
NMIC	1	3	0	0	1,2	3	<i>Nitzschia microcephala</i> Grunow in Cleve & Moller
NNAN	4	2	0	0	0	0	<i>Nitzschia nana</i> Grunow in Van Heurck
NPAL	1	3	1	2	2,5	1	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith
NPAE	2,5	1	3	2	1,5	3	<i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow) Grunow in Van Heurck
NPLS	0	0	0	0	0	0	<i>Nitzschia palustris</i> Hustedt
NREC	3	2	5	2	1,5	3	<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch ex Rabenhorst
NREV	1,8	2	0	0	0	0	<i>Nitzschia reversa</i> W. Smith
NISC	3	3	0	0	0	0	<i>Nitzschia scalpelliformis</i> (Grunow) Grunow in Cleve & Grunow
NSIG	2	3	0	0	2,5	3	<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W. M. Smith
NSIO	3	2	5	3	2,5	3	<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch.) W.M. Smith
NSLQ	2	3	0	0	0	0	<i>Nitzschia siliqua</i> Arehnbald
NSPE	0	0	0	0	I-II	1,75	<i>Nitzschia spectabilis</i> Gregory
NZSU	1,5	2	0	0	0	0	<i>Nitzschia supralittorea</i> Lange-Bertalot
NTRY	2	3	5	3	2,4	2	<i>Nitzschia tryblionella</i> Hantzsch
NUMB	1	3	0	0	3	3	<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehr.) Lange-Bertalot
NVER	4	1	0	0	2	3	<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kützing) Hantzsch in Rabenhorst
OMAR	4	1	0	0	1,5	3	<i>Opephora maryi</i> Héribaud
PABA	5	2	0	0	0	0	<i>Pinnularia abaujensis</i> var. <i>rostrata</i> (Pantocsek) Ross
PACR	5	3	0	0	0	0	<i>Pinnularia acrospheria</i> Rabenhorst
PAPP	5	3	0	0	2,1	1	<i>Pinnularia appendiculata</i> (Agardh) Cleve
PBRT	5	3	0	0	0	0	<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg var. <i>rectangularis</i> Carlson
PBRA	5	3	0	0	0	0	<i>Pinnularia braunii</i> (Grunow) Cleve
PGIB	5	2	0	0	0,3	4	<i>Pinnularia gibba</i> Ehrenberg
PGLI	5	1	0	0	0	0	<i>Pinnularia gibba</i> Ehrenberg var. <i>linearis</i> Hustedt
PINT	5	2	0	0	0	0	<i>Pinnularia interrupta</i> W. M. Smith
PMAJ	5	3	0	0	1	2	<i>Pinnularia maior</i> (Kützing) Rabenhorst
							THUN <i>Tryblionella hungarica</i> (Grunow) D.G. Mann
							TLEV <i>Tryblionella levidensis</i> W. Smith
							TVIC <i>Tryblionella victoriae</i> Grunow
							PDUB <i>Pinnularia dubitabilis</i> Hustedt
							PBRN <i>Pinnularia brauniana</i> (Grunow) Mills
							PBIC <i>Pinnularia biceps</i> Gregory

(Continuación Tabla 1)

	IPS D			S	Calidad del agua	IDP	NOMBRE ANTIGUO DEL TAXON	Nuevo Acrónimo	NOMBRE RECIENTE DEL TAXON
	S	V	I						
PMIC	2,5	3	0	0	0,7	2	<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve		
PNOD	5	2	0	0	0	0	<i>Pinnularia nodosa</i> (Ehrenberg) W. Smith		
PSCA	5	2	5	2	0,6	2	<i>Pinnularia subcapitata</i> Gregory		
PVIR	4	2	0	0	1,3	1	<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg		
PLEV	2	3	0	0	0	0	<i>Pleurostira laevis</i> (Ehrenberg) Compere		
RSIN	4,8	1	0	0	0	0	<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek & Stoermer		
RCUR	4	1	4	2	1,8	3	<i>Rhicosphenia curvata</i> (Kütz.) Grunow ex. Rabenhorst	RABB	<i>Rhicosphenia abbreviata</i> (Agardh) Lange-Bertalot
RGBL	5	3	0	0	0	0	<i>Rhopalodia gibberula</i> (Ehrenberg) O. Müller		
RBRE	0	0	0	0	0	0	<i>Rhopalodia brebissonii</i> Krammer		
RGIB	5	3	0	0	1,4	3	<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O. Müller		
RMUS	3	3	0	0	0	0	<i>Rhopalodia musculus</i> (Kütz.) O. Müller		
STAC	5	2	0	0	1	4	<i>Stauroneis acuta</i> W. Smith		
SLIV	0	0	0	0			<i>Stauroneis livignstonii</i> Reimer		
SPHO	5	3	0	0	1,3	2	<i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzsch) Ehrenberg		
STCU	5	3	0	0	1	4	<i>Stenopteria curvula</i> (W. Smith) Krammer		
STMI	4	1	0	0	1,5	3	<i>Stephanodiscus minutulus</i> (Kütz.) Cleve & Moller		
SHAN	1,8	1	0	0	2,7	4	<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow in Cleve & Grunow		
SANG	4	1	3	2	1,6	2	<i>Surirella angusta</i> Kützing		
SBIS	4,5	3	5	3	1,5	3	<i>Surirella biseriata</i> Brebisson		
SBRE	3	2	2	1	1,6	2	<i>Surirella brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot		
SGUA	0	0	0	0			<i>Surirella guatemalensis</i> Ehrenberg		
SLIN	5	2	5	3	1,5	3	<i>Surirella linearis</i> W. M. Smith		
SOVI	2	2	2	1	0	0	<i>Surirella ovalis</i> Brebisson		
SURO	5	2	0	0	0	0	<i>Surirella robusta</i> Ehrenberg		
SROR	0	0	0	0			<i>Surirella rotata</i> Frenguelli		
SSRT	2	3	0	0	0	0	<i>Surirella striatula</i> Turpin sensu Schmidt		
SUTE	3	3	0	0	1,9	2	<i>Surirella tenera</i> Gregory		
THEC	0	0	0	0			<i>Thalassiosira eccentrica</i> (Ehrenberg) Cleve		
TEAU	0	0	0	0			<i>Thalassiosira faurii</i> (Gasse) Hasle		
TFLU	2	2	0	0	2,2	4	<i>Thalassiosira fluviatilis</i> Hustedt		
THAS	0	0	0	0			<i>Thalassiosira hasleae</i> Cassie & Dempsey	TWEI	<i>Thalassiosira weissflogii</i> (Grunow) Fryxell & Hasle
THLE	0	0	0	0			<i>Thalassiosira leptopus</i> (Grunow) Hasle & Fryxell		
TVIS	2,2	0	0	0			<i>Thalassiosira visurgis</i> Hustedt		

de que muchos de los taxa hallados en los sistemas lóticos estudiados exhibían preferencias ecológicas distintas a las propuestas en los listados de valores indicadores de las especies para el Hemisferio Norte. Para su desarrollo se analizaron 164 muestras de epipelon (procedentes de 50 sitios de muestreo con distintas problemáticas ambientales) y su relación con las variables físico-químicas. Para esta finalidad a cada taxón se le asignó un valor de sensibilidad a la polución y eutrofización, teniendo en cuenta variables estrechamente relacionadas con la eutrofización y polución orgánica, como amonio, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) y el fósforo reactivo soluble. Estas definieron 5 clases de calidad del agua (Tabla 2). Para su cálculo se empleó la siguiente fórmula:

$$IDP = \frac{\sum_{j=1}^n I_{idp\ j} \cdot A_j}{\sum_{j=1}^n A_j}$$

I_{idp} : valor del IDP para la especie (fluctúa entre 0 y 4)

A_j : abundancia relativa de la especie

Los valores del índice fluctúan entre 0 y 4,

Tabla 2. Caracterización de las clases de calidad del agua basadas en $NH_4^+ - N$, DBO_5 y $PO_4^{3-} - P$ ($mg\ l^{-1}$) como descriptores de la eutrofización y polución orgánica.

Clases de calidad del agua	DBO_5	$NH_4^+ - N$	$PO_4^{3-} - P$
0	≤ 3	≤ 0.1	≤ 0.05
I	> 3-8	> 0.1-0.5	> 0.05-0.1
II	> 8-15	> 0.5-0.9	> 0.1-0.5
III	> 15-25	> 0.9-2	> 0.5-1
IV	> 25	> 2	> 1

<0.5 calidad del agua muy buena y >3 muy mala. A las distintas calidades del agua se les asignan colores para su identificación gráfica en mapas de calidad del agua y se las relaciona con las actividades antrópicas más frecuentes en el área de estudio (Tabla 3).

2- Índices de diversidad

Los índices de diversidad fueron aplicados en la evaluación de los cambios estructurales de la taxocenosis a consecuencia del impacto que puede ocasionar la contaminación. Estos índices son particularmente sensibles en los casos de contaminación tóxica ya que la misma afecta singularmente la estructura de la taxocenosis.

Entre los más empleados se encuentra el índice de Margalef (1958) (Ludwig & Reynolds, 1988) representado por la sigla "R" y conocido también como de "Riqueza de especies" y el de Shannon & Winer "H'" (Shannon & Weaver, 1949). Para la obtención de éstos índices se calculan las siguientes fórmulas:

$$R1 = \frac{S - 1}{\ln(n)}$$

S: número total de especies

n: número total de individuos observados

$$H' = - \sum_{i=1}^S [(n_i/n) \ln (n_i/n)]$$

n_i = número de individuos pertenecientes a la especie S en la muestra

n = número total de individuos en la muestra

S = número de especies observadas en la muestra

El índice de Shannon & Winer probablemente ha sido el más utilizado en ecología de comunidades. Está basado en la teoría de la información y constituye una medida del grado medio de "incertidumbre" en la predicción de la especie a la que pertenecerá un individuo escogido al azar de un conjunto de especies e individuos. Esta "incertidumbre" se incrementa a medida que el número de especies aumenta y la distribución de los individuos entre las especies llega a balancearse. El índice tiene dos propiedades que lo han convertido en una medida de la diversidad de especies empleada frecuentemente: (1) $H' = 0$ si sólo existe una especie en la muestra, y (2) H' es máxima sólo cuando todas las especies (S) están representadas por el mismo número de individuos, lo que significa una distribución de abundancias perfectamente ba-

lanceada (Ludwig & Reynolds, 1988).

Otro parámetro estructural interesante a tener en cuenta en la evaluación de la calidad del agua es la equitabilidad. El análisis pormenorizado del mismo nos permite reconocer como varía la distribución del número de organismos en función de las especies existentes en una muestra. Valores de equitabilidad bajos nos indican que pocas especies acaparan la mayoría de los organismos presentes en una muestra. Es conocida la disminución de especies en ambientes impactados por la polución y por lo tanto es esperable que en esos casos se hallen valores bajos de equitabilidad. La fórmula más corrientemente utilizada para su cálculo es la siguiente:






$$E1 = \frac{H'}{\ln(S)}$$

H' = índice de diversidad (Shanon & Winer)
S = número total de especies

RESEÑA SOBRE LA APLICACIÓN DE LAS DIATOMEAS BENTÓNICAS EN LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN SISTEMAS LÓTICOS PAMPEANOS

El primer desafío en emplear la taxocenosis de diatomeas bentónicas en la bioindicación en Argentina surge en 1995 a través de un convenio entre el INCHYT-CETUAA-ILPLA dentro del programa de saneamiento de la cuenca del Río Matanza-Riachuelo. Se trata de un sistema fuertemente contaminado, que atraviesa numerosas localidades entre ellas la ciudad de Buenos Aires. Para este estudio se establecieron 23 estaciones de muestreo (Figura 4) en las que se extrajeron muestras de macroinvertebrados y las diatomeas bentónicas. El objetivo de este relevamiento fue obtener una primera aproximación del estado biológico de la cuenca antes de comenzar con las obras de recuperación. Este río es impactado en su cuenca alta y media por la actividad generada principalmente por los

Tabla 3 Índice de Diatomeas Pampeano (IDP) y su relación con la calidad del agua y grado de disturbio antrópico. El código de color identifica las distintas calidades de agua en relación a la eutrofización y polución orgánica y se utiliza para su representación gráfica en mapas.

Valor del IDP	Calidad del agua	Código de color	Características del agua	Grado de disturbio
0-0,5	Muy buena		Sin polución, estado natural, pocos nutrientes y poco enriquecimiento orgánico.	Mínimo: baja influencia humana
>0,5-1,5	Buena		Polución y eutrofización leve, bajos niveles de nutrientes y materia orgánica.	Leve: ganadería extensiva y agricultura
>1,5-2	Aceptable		Polución y eutrofización moderada: altas concentraciones de nutrientes y materia orgánica.	Moderado: actividad industrial y/o ganadería intensiva
>2-3	Mala		Polución y eutrofización fuerte, presencia de materia orgánica parcialmente degradada, nitritos, amonio y aminoácidos.	Fuerte: agricultura intensiva y ganadería, actividad industrial y densidad poblacional
>3-4	Muy mala		Polución y eutrofización muy fuerte, altas concentraciones de materia orgánica, predominio de procesos reductivos y presencia de productos industriales.	Muy fuerte: actividad industrial intensiva y gran densidad poblacional

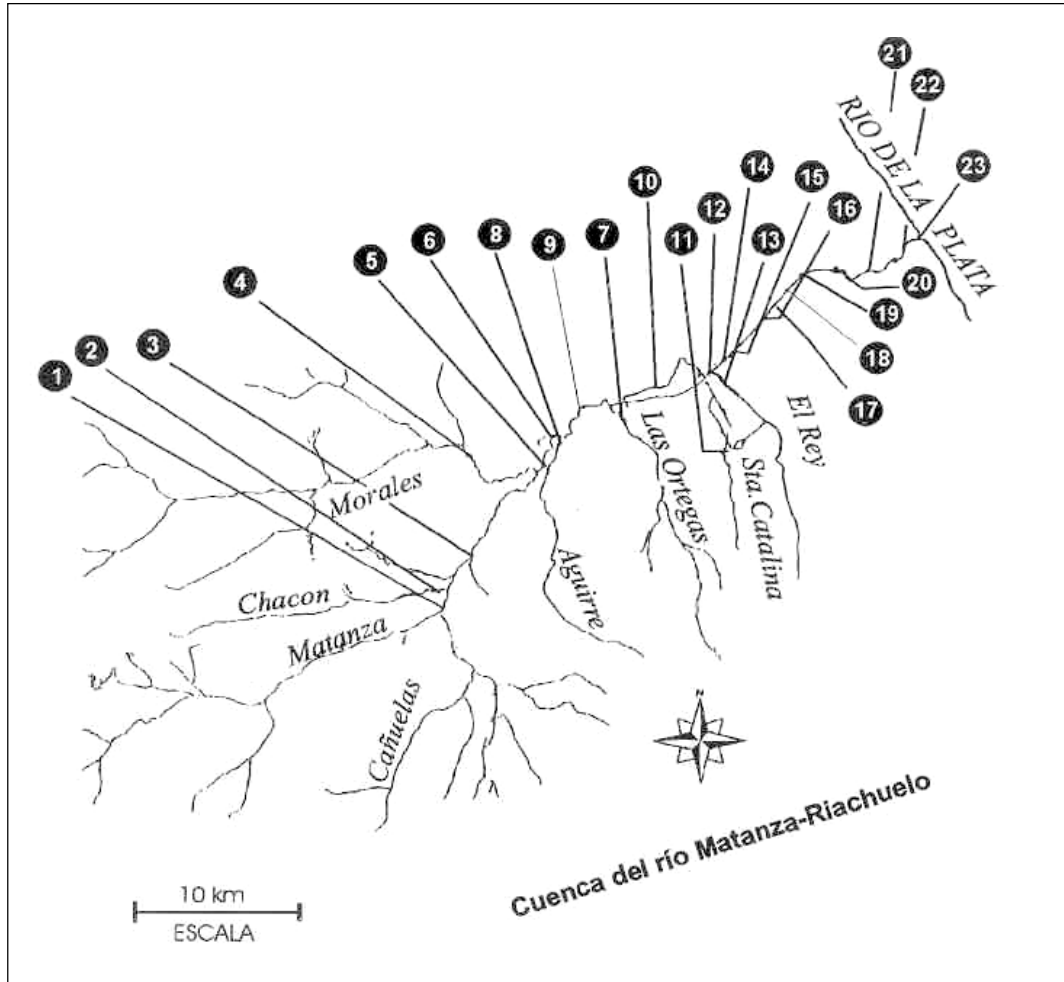


Figura 4. Ubicación de las estaciones de muestreo en la cuenca Matanza-Riachuelo.

frigoríficos y en la cuenca baja por una compleja descarga de efluentes provenientes de industrias químicas, de curtiembres, textiles, papeleras y cerealeras entre otras. Los parámetros físicos químicos marcan esta discontinuidad en el tipo de costancia de la cuenca. Aguas abajo de la estación 10 disminuye el oxígeno disuelto y se incrementa la DBO₅ y DQO. Esta tendencia también se observó en la conductividad y los sólidos disueltos (Figura 5).

Los índices bióticos empleados en este estudio fueron los de polución y eutrofización, el Método de Lange-Bertalot (Figura 6), el Índice de Sladeczek, de Descy, el Déficit de especies de Kothé (Figura 7) y para advertir cambios estructurales los índices de diversidad (Figura 8)

entre otras metodologías (Gómez, 1997, 1999).

Los índices con diatomeas marcaron la discontinuidad en las características físico-químicas a partir de la estación de muestreo 10. De acuerdo a Gómez (1999) los índices de diversidad obtuvieron correlaciones más significativas que los de saprobiedad. Esto refleja la contaminación tóxica de la cuenca que afecta marcadamente a la estructura de la taxocenosis. Este estudio nos permitió advertir que la tolerancia de algunas especies difería de las propuestas en los listados para calcular los índices provenientes de Europa.

A partir de esta experiencia fue necesario encarar estudios tendientes a explorar las exigencias ecológicas de las diatomeas que pobla-

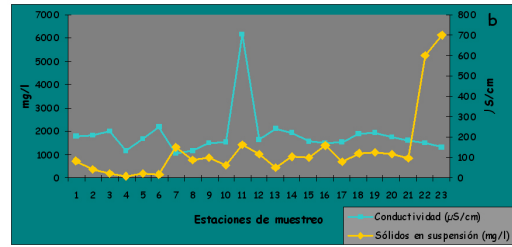
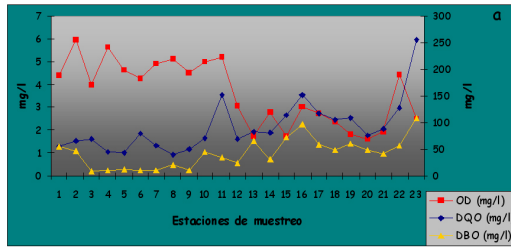


Figura 5. Variables físico-químicas medidas en la cuenca Matanza-Riachuelo. a) OD (oxígeno disuelto), DQO (demanda química de oxígeno) y DBO₅ (demanda bioquímica de oxígeno). b) Conductividad y sólidos en suspensión.

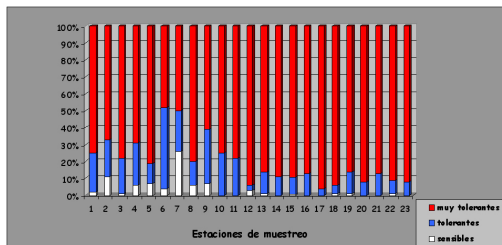


Figura 6. Tolerancia a la polución de las especies de diatomeas (expresada en porcentaje de abundancia) en las estaciones de muestreo de la cuenca Matanza-Riachuelo.

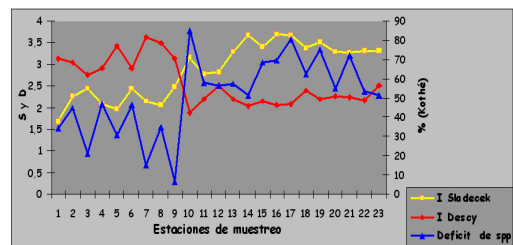


Figura 7. Índices de polución aplicados a la cuenca Matanza-Riachuelo: Índice de Sladeczek, Índice de Deszy y Déficit de especies (Kothé).

ban los ecosistemas pampeanos. Así seleccionamos una serie de sistemas lóticos con distintos tipos de nacientes y con diferentes problemáticas ambientales frecuentes en la Pampa argentina, desde actividad agrícola ganadera hasta urbana e industrial. Se establecieron 30 estaciones de muestreo que fueron visitadas estacionalmente entre 1997 y 1999. Se obtuvieron datos de campo (conductividad, pH, oxígeno disuelto, profundidad, velocidad de la corriente, etc), se analizaron variables físico-químicas (nutrientes, DBO₅, DQO, metales pesados, herbicidas) y se muestrearon otras comunidades biológicas como macroinvertebrados e hidrófitas. Estos estudios permitieron establecer espectros de tolerancia de las especies de diatomeas a algunas variables ambientales (Licursi & Gómez, 2002) y también diseñar el IDP (Índice de Diatomeas Pampeano, Gómez & Licursi, 2001) y obtener una primera evaluación del estado de eutrofización y polución orgánica de las cuencas analizadas (Figura 1). Esto permitió reconocer que los sistemas que circundan las ciudades de Buenos Aires y La Plata son los más comprometidos por aquellos

fenómenos, reuniendo sitios con calidad del agua mala o muy mala asociados a actividad urbana e industrial. Los de calidad buena y muy buena se ubican en las cabeceras de los arroyos serranos de Tandil, con una reducida actividad antrópica. En tanto que los restantes presentan calidad del agua aceptable y se relacionan con una actividad agrícola-ganadera moderada. La confrontación del IDP con variables de polución y eutrofización mostró un mejor grado de significación que el IPS, ID y el índice de Sladeczek

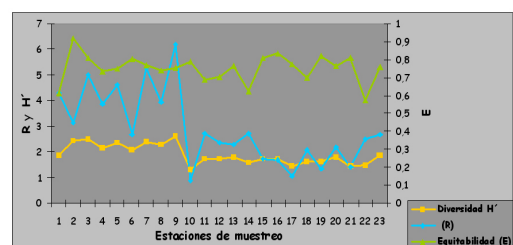


Figura 8. Índices de diversidad aplicados a la cuenca Matanza-Riachuelo: Diversidad de Shannon & Winer (H'), Riqueza de especies de Margalef (R) y Equitabilidad (E).

(Gómez & Licursi, 2001). De acuerdo a los resultados alcanzados podemos reconocer que el empleo de las diatomeas epipélicas resulta apropiado para la evaluación y monitoreo de la calidad del agua de sistemas lóticos carentes de sustratos duros. Asimismo la integración de la información emergente de la taxocenosis con otros niveles de organización resulta en un interesante abordaje del estado biológico de las aguas (Bauer *et al.*, 2002). Por otro lado el análisis detallado de las poblaciones permite advertir la presencia de factores de estrés ambiental (metales pesados, etc) a partir de la observación de deformaciones de las valvas (Gómez & Licursi, 2003).

BIBLIOGRAFÍA

- Barber, H.G. & E.Y. Haworth. 1981. A guide to the morphology the diatom frustule. Freshwat. Biol Assoc. Sc. Publ. 44.
- Bauer, D. E., J. Donadelli, N. Gómez, M. Licursi, C. Ocón, A. C. Paggi, A. Rodríguez Capítulo & M. Tangorra. 2002. Ecological Status of Pampean Plain streams and rivers en *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28: 259-262.
- Descy, J. P. 1979. A new approach to water quality estimation using diatom. *Beih. Nov Hedw.* 64:305-323.
- Descy, J-P & M.Coste. 1990. Utilisation des diatomeés benthiques pour l'évaluation de la qualité des eaux courants. Rapport Final, EC contract B-71-23, Rapport final. Cemagref. 64p.
- Descy, J.P. & M. Coste. 1991. A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 2112-2116.
- Gómez, N. 1997. Biomonitorio de la cuenca Matanza-Riachuelo a partir de las diatomeas epipélicas. Congreso Argentino de Limnología. Buenos Aires. 18-24 de septiembre de 1997.
- Gómez, N. 1998. Use of epipellic diatoms for evaluation of water quality in the Matanza-Riachuelo (Argentina), a pampean plain river. *Wat. Res.*
- Gómez, N. 1999. Epipellic diatoms of a high contaminated basin from Argentina (Matanza-Riachuelo river): biotic indices and multivariate analysis. *Aquatic Ecosystem Health & Management.* 2(1999) 301-309.
- Gómez, N. & M. Licursi. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, volume 5, pp. 173-181.
- Gómez, N. & M. Licursi. 2003. Abnormal forms in *Pinnularia gibba* (Bacillariophyceae) in a polluted lowland stream from Argentina. *Nova Hedwigia* 77 (3-4).
- Graça, M., A. Rodrigues Capítulo, C. Ocón & N. Gómez. 2002 *In situ* test for water quality assessment: a case study in Pampean Rivers Water Research. 36: 4033-4040.
- Hualde, P.R., M. Licursi & N. Gómez. Biofilms como indicadores de la calidad del agua en el Río de La Plata. Actas del V Congreso Latinoamericano de Ecología. (en prensa).
- INCHYT-CETUAA-ILPLA. 1995. Evaluación de la cuenca Matanza-Riachuelo a partir del estudio de la comunidad bentónica (macroinvertebrados-diatomeas bentónica). Report. Buenos Aires. 150 p
- Katoh, K. 1991. Spatial and seasonal variation of diatom assemblages composition in a partly polluted river. *Jpn. J. Limnol.* 52(4): 229-239.
- Kobayashi, H. & S. Mayama. 1982. Most pollution-tolerant diatoms of severely polluted rivers in vicinity of Tokyo, Jap. *J. Phycol.* 30,188-196
- Kolkwitz, R. & Marson. 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ver. Deutsche. Bot Ges.* 26^o: 505-519.
- Lange Bertalot, H. 1978. Diatomeen-Differentialarten anstelle von Leitformen: ein geeigneteres Kriterium der Gewässerbelastung. *Arch. Hydrobiol., Suppl.* 51, *Algological studies*, 21: 393-427.
- Lange-Bertalot, H. 1979. Pollution and tolerance of diatoms as criterion of water quality estimation. *Nova Hedwigia* 64, 285-304
- Licursi, M. & N. Gómez. 2002. Benthic diatoms and some environmental conditions in three lowland streams. *Annales de Limnologie* 38 (2): 109-118.
- Lobo, E.A., K. Katoh & Y. Aruga. 1995. Response of epilithic diatom assemblages to water pollution in rivers in the Tokio Metropolitan area, Japan. *Fresh.Biol.* 34: 191-204.
- Ludwig, J. A. & J. F. Reynolds. 1988. *Statistical Ecology*. John Wiley, Inc., New York. 337p.
- Patrick, R. 1949. A proposed biological measure of stream conditions, based on a survey of the Conestoga Basin, Lancaster County, Pennsylvania. *Proc. Acad. Nat. Sc. Philadelphia.* 101: 227-341.
- Patrick, R. 1957. Diatoms as indicators of changes in environmental condition. *Biol. Probl. In: Water Pollution.* Cincinnati, 71-83.
- Patrick, R. 1964. A discussion of natural and abnormal diatom communities. *In: Algae and Man*, S. F. Jackson edit., 185-204
- Prygiel, J. & M. Coste. 1999. Guide Méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées. NF T 90-354. 134 p.
- Prygiel, J., B.A. Whitton & J. Bukowska (eds). 1999.

- Use of algae for monitoring rivers III. Proc. International Symposium 29 September- 1 October 1997. Douai, France. 271 p.
- Sabater, S., F. Sabater & X. Tomas, 1987. Water quality and diatom communities in two catalan rivers (N.E. Spain). *Wat. Res.*, 20 (8): 901-911.
- Sabater, S. & F. Sabater. 1988. Diatom assemblages in the river Ter. *Arch. Hydrobiol.* 111 (3): 397-408.
- Sabater, S., S. Sabater & J. Armengol. 1993. Ecología de ríos mediterráneos. *Invest. y cienc.* : 72-79.
- Sala, J.M., N. Gonzalez & E.E. Kruse. 1983. Generalización hidrológica de la provincia de Buenos Aires. En: Coloquio internacional sobre hidrología de grandes llanuras. Olavarría-Argentina.
- Schoeman, F.R. 1976. Diatom indicator groups in the assessment of water quality in the Juskei-Crocodile river system (Transvaal. Republic of South Africa), *Journ. Limnol. Soc. Southern Africa*. 2: 21-24.
- Schwoerbel, J. 1975. Métodos de Hidrobiología. H. Blume ediciones. Madrid. 262p
- Shannon, C. E & W. Weaver. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. -Univ. Illinois Press, Urbana, 125 pp.
- Sladeczek, V. 1973. System of water quality from the biological point of view. *Arch. Hydrobiol.* 7, 1-218.
- Sladeczek, V. 1984. Diatoms as indicators of organic pollution. In: M. Ricard, ed., Proc. of the 8th Intern. Diatom Symposium, Paris, Aug. 84, Koeltz Koenigstein Publ., 757-758.
- Stevenson, R. J. & L. Bahls. 1999. Periphyton Protocols. En: EPA (ed.), *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Wadeable Streams and Rivers. Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Second Ed.; Washington: pp 326.
- Tangorra M., L. Mercado, A. Rodrigues Capítulo y N. Gómez. 1998. Evaluación de la calidad ecológica del A⁰ El Gato a partir del estudio del bentos, fitoplancton y variables fisico-químicas. *Anales del Congreso del Agua Tomo 5*: 212-220.
- Whitton, B.A., E. Rott & G. Friedrich (eds.). 1991. Use of algae for monitoring rivers. Proc. International Symposium 26-28 May 1991. Germany. 183p
- Whitton, B.A. & E. Rott (eds.). 1996. Use of algae for monitoring rivers II. Proc. II International Symposium, 17-19 September 1995 Innsbruck Austria. 196p.