



IDENTIFICACIÓN DE BIOINDICADORES EN LA LAGUNA DE ZUPITLÁN, MUNICIPIO DE ACATLÁN, HGO., MÉXICO

Misael Cruz Sánchez y Anallely Ávila Ortiz

Área Académica de Ciencias de la Tierra y Materiales, UAEH, Ciudad Universitaria,
carretera Pachuca-Tulancingo Km. 4.5, C.P. 42184, Col. Carboneras, Mineral de la Reforma, Hgo.

*e-mail: izaskm@yahoo.es

Resumen

Se han identificado por microscopía electrónica de barrido las principales diatomeas presentes en la laguna de Zupitlán, Municipio de Acatlán en el Estado de Hidalgo, observándose que predominan diatomeas de los géneros *Nitzschia* sp.; *Surirella* sp., *Aulacoseira* sp., *Asterionella* sp. y *Stephanodiscus* sp., además de dinoflagelados, ciliados y amibas. Estos microorganismos actúan como bioindicadores reflejando la disponibilidad y abundancia de materia orgánica tanto en el agua como en los sedimentos de la laguna. Los valores del índice diatómico de eutrofización y contaminación (EPI-D₀₋₂₀) permitieron clasificar el ambiente acuático como de mala calidad.

1. Introducción

Los bioindicadores son organismos o comunidades de organismos que responden fisiológica o conductualmente a un amplio espectro de sustancias o concentraciones tóxicas, ya sea de origen orgánico, inorgánico, natural o antropogénico (Hellawell, 1986). Aunque todo organismo es indicador de las condiciones del medio ambiente en el cual se desarrolla, un bioindicador acuático se ha considerado como aquel organismo específico cuya presencia y abundancia señala algún proceso o estado del sistema en el cual habita (Pinilla, 1998).

Entre los principales bioindicadores se encuentran macroinvertebrados (insectos, moluscos, anélidos y crustáceos), macrófitas y peces, los cuales son relativamente fáciles de coleccionar, manejar e identificar, existiendo una gran información ecológica asociada a ellos. De manera alternativa, se emplean microorganismos como protozoarios ciliados, diatomeas, dinoflagelados y cianobacterias. El empleo de diatomeas como bioindicadores para establecer la calidad del agua desde los años ochenta, siendo los países de Europa y Estados Unidos quienes más información han generado al respecto (Pan *et al.*, 1999).

Las diatomeas son algas unicelulares del reino protista pertenecientes a la clase *Bacillariophyceae*, las cuales se encuentran ampliamente distribuidas en habitats acuáticos tanto marinos como continentales. Son organismos que presentan membrana celular, cromatóforos, vacuolas y otros elementos. Su membrana celular está constituida por una mezcla de celulosa y sílice (SiO₂*nH₂O) que en ocasiones forma un caparazón denominado frústulo o teca. Las diatomeas tienen una gran diversidad florística (solo en aguas dulces 10,000 taxa) y estudiarlas representa un costo muy bajo ya que el muestreo es sencillo y rápido (Round *et al.*, 1990).





Las diatomeas son altamente sensitivas ya que proporcionan información asociada a la cantidad de material orgánico; son excelentes indicadores de algunas características fisicoquímicas de los sistemas acuáticos como la mezcla o estratificación, la temperatura, el pH o la salinidad (Gell, 1998). También son indicadores de eutrofización e impacto antropogénico (Christie y Smol, 1993; Smith *et al.*, 1999). Además, las valvas silíceas de las diatomeas bien preservadas, tanto fósiles como actuales, pueden ser utilizadas como trazadores para la reconstrucción paleolimnológica de sistemas acuáticos (Kelly *et al.*, 1998, Prygiel *et al.*, 2002), cambios climáticos (Bigler y Hall, 2002) y procesos naturales como erupciones volcánicas (Cruces *et al.*, 2006).

El objetivo de este trabajo es identificar las principales variedades de diatomeas presentes en la laguna de Zupitlán con la finalidad de establecer la calidad del ambiente acuático.

2. Materiales y procedimiento experimental

2.1. Descripción del área de estudio

La laguna de Zupitlán se localiza en el municipio de Acatlán, Hidalgo, México. Es un cuerpo de agua endorreico perenne léntico que tiene una superficie de 9 Km² aproximadamente, con una capacidad de 2.08x10⁶ m³ y una profundidad máxima del orden de 10 m. Las principales fuentes de recarga de la laguna son la precipitación pluvial, escorrentías y una recarga subterránea que se encuentra en la parte SW del cuerpo de agua, siendo ésta zona la de mayor profundidad. El agua subterránea que recarga la laguna fluye sobre rocas basálticas que datan del Pleistoceno, estas rocas descansan concordantemente en la Formación Atotonilco y discordantemente en las rocas del Grupo Pachuca y Riolita Navajas.

La laguna de Zupitlán se encuentra dentro de la provincia geológica del Cinturón Volcánico Transmexicano, la geología del área está constituida superficialmente de rocas ígneas extrusivas y depósitos sedimentarios continentales de acumulación reciente (figura 1). Los basaltos cubren áreas aisladas alrededor de la laguna, sus afloramientos están representados por derrames masivos de estructura compacta y vesicular, asociada en el subsuelo con depósitos de tezontle, arenas y cenizas volcánicas finas. La unidad formada por depósitos sedimentarios ocupa la mayor parte de la superficie del valle; los sedimentos consisten en gravas, arenas y arcillas medianamente consolidados, derivados de las rocas preexistentes, los cuales se encuentran cubiertos por una capa de suelo agrícola.

El agua de laguna de Zupitlán presenta una gran cantidad de partículas suspendidas que le dan una coloración verdosa, lo cual es indicativa de la proliferación de microorganismos acuáticos y por ende de una abundancia de materia orgánica. La desaparición progresiva de peces como carpa (*Cyprinus carpio*) y tilapia (*Oreochromis* sp.) actúa como un indicador de eutrofización en la laguna, lo cual es validado por una elevada turbidez, desarrollo de plantas macrófitas (tular) y abundancia de lodos en gran parte de la periferia de la laguna, además de la desaparición de actividades recreativas en el área bajo estudio.

En Junio de 2009 la laguna de Zupitlán presentó una temperatura de 18°C, siendo su pH alcalino (8.44) y su conductividad eléctrica relativamente baja (208 µS/cm), con una dureza de 257.2 mg/L; materia suspendida 279 mg/L, demanda química de oxígeno (DQO) 19.7 mg/L y concentración de oxígeno disuelto de 4.8 mg/L (Ávila *et al.*, 2009).



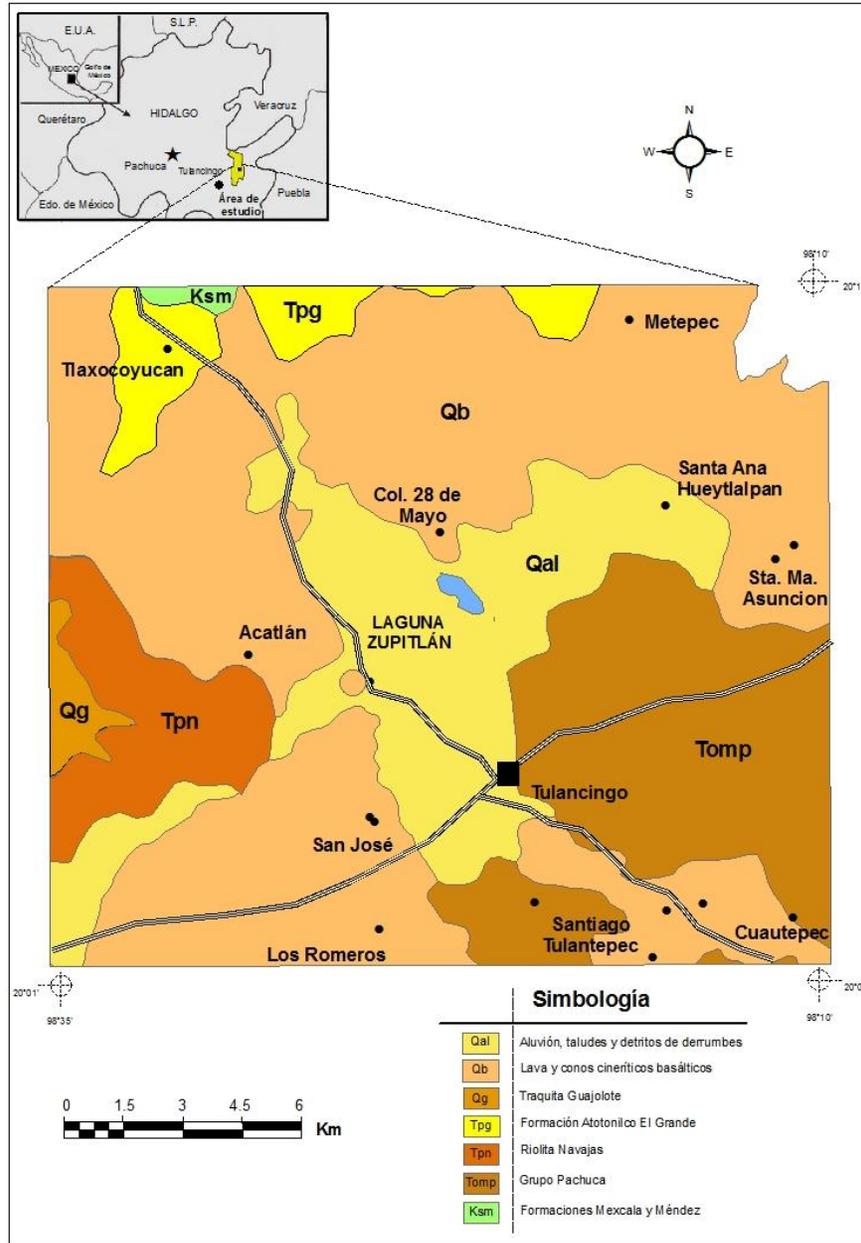


Figura 1. Ubicación geográfica de la laguna de Zupitlán y características geológicas de la región.

2.2. Muestreo

En el mes de Junio de 2009 se colectaron de manera aleatoria ocho muestras simples de agua de la laguna de Zupitlán en los primeros 30 cm de la columna de agua empleando frascos Winkler con capacidad de 100ml y ocho muestras de sedimentos lacustres superficiales (30 cm) con ayuda de una draga Van Veen, colocándolos en bolsas de polietileno. Las muestras de agua y sedimentos almacenaron en hielo a 4 °C para su traslado al laboratorio.





2.3. Identificación de diatomeas

La preparación de las diatomeas presentes en las muestras de agua de la laguna de Zupitlán se realizó mediante la deposición de partículas de agua en una serie de cubreobjetos de vidrio con una pipeta Pasteur, llevándolos a sequedad en una estufa a 80°C, evitando la incorporación de polvo o partículas contenidas en el aire. Una vez evaporada el agua, los cubreobjetos secos se colocaron en portamuestras metálicos empleando cinta de grafito como adhesivo, recubriéndose con una aleación Au-Pd. Para analizar los sedimentos, inicialmente se colocaron en capsulas de porcelana y se secaron a 80°C durante 24hs. Posteriormente, se depositaron en una serie de portamuestras metálicos utilizando como adhesivo cinta de grafito, recubriéndose con una aleación Au-Pd

Con la finalidad de identificar y realizar una estimación de la abundancia relativa de las diatomeas, tanto en agua como en sedimentos se tomaron micrografías en un Microscopio Electrónico de Barrido marca Jeol, modelo 6300, aplicando un voltaje de 20 KeV. La identificación se llevo a cabo mediante la comparación de su morfología respecto de lo reportado por Krammer y Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a, 1991b, 2000) así como Prygiel y Coste (2000). Para la estimación de la abundancia relativa se consideraron 420 individuos, incluyendo aquellos que aunque fragmentados pudieron ser identificados.

2.4. Índice Diatómico de Eutrofización y Contaminación (EPI-D)

El EPI-D (Eutrophication and/or Pollution Index –Diatom based) es un índice integrado y ponderado de eutrofización y/o contaminación basado en la sensibilidad de las diatomeas a las condiciones ambientales; materia orgánica, nutrientes y sales minerales disueltas en el agua, particularmente de los cloruros (que representan un factor preponderante en la contaminación acuática). El EPI-D permite establecer la calidad del cuerpo hídrico respecto de la contaminación orgánica e inorgánica. Debido a sus implicaciones ecológicas, este índice es ampliamente utilizado en la mayoría de los países de Europa y Estados Unidos (Dell 'Uomo, 1996).

El EPI-D se calcula mediante la ecuación de Zelinka y Marvan (1961):

$$EPI-D = (\sum a_j r_j i_j) / (\sum a_j r_j) \quad (1)$$

donde:

a_j = % abundancia relativa de la especie j .

r_j = valor de confiabilidad de la especie j el cual es inversamente proporcional a su valor ecológico, los valores que se emplean son 5 para un indicador óptimo, 3 para un indicador bueno y 1 para un indicador deficiente.

i_j = índice integral ponderado de sensibilidad de la especie j , en él se considera la tolerancia de la especie a la contaminación orgánica, inorgánica y al grado trófico del cuerpo hídrico. Su valor va de cero (para una especie que indica un ambiente de óptima calidad) a cuatro (para una especie que indica un cuerpo hídrico completamente degradado).

Para establecer la calidad del ambiente acuático se dispone de una clasificación basada en los valores del EPI-D en una escala de 0 a 4 utilizada particularmente en Italia (tabla 1).





Tabla1. Clasificación de la calidad del agua en base al índice EPI-D en escala 0-4 (Dell 'Uomo, 2004).

Valor EPI-D en la escala 0-4	Calidad del agua
0.0 < EPI-D ≤ 1.0	Excelente
1.0 < EPI-D ≤ 1.5	Buena
1.5 < EPI-D ≤ 1.8	Suficiente
1.8 < EPI-D ≤ 2.0	Ligeramente alterada
2.0 < EPI-D ≤ 2.2	Moderadamente contaminada
2.2 < EPI-D ≤ 2.5	Fuertemente contaminada
2.5 < EPI-D ≤ 3.0	Pésima
3.0 < EPI-D ≤ 4.0	Completamente degradada

Aunque el valor del EPI-D en la escala 0-4 proporciona una excelente guía para establecer la calidad de un cuerpo hídrico, en Europa es más empleado el valor del EPI-D en una escala 1-20 con la siguiente ecuación de transformación de la escala 0-4 hacia la escala 1-20:

$$\text{EPI-D}_{1-20} = [(-4.75) (\text{EPI-D}_{0-4})] + 20 \quad (2)$$

De esta manera, de acuerdo al valor del EPI-D₁₋₂₀ la clasificación del cuerpo hídrico se define en 5 clases de calidad (tabla 2).

Tabla 2. Guía de calidad del agua de acuerdo al valor del EPI-D en la escala 1-20 utilizada generalmente en Europa (Dell 'Uomo, 2004).

EPI-D en la escala 1-20	Clase	Calidad
20 > EPI-D > 15	I	Óptima
15 > EPI-D > 12	II	Buena
12 > EPI-D > 9	III	Mediocre
9 > EPI-D > 6	IV	Mala
6 > EPI-D > 1	V	Pesima

3. Resultados y discusión

Las principales diatomeas identificadas tanto en el agua como en los sedimentos de la laguna de Zupitlán corresponden a *Nitzschia* sp.; *Surirella* sp., *Aulacoseiras* sp., *Asterionella* sp. y *Stephanodiscus* sp. (figura 2). La mayoría de las especies identificadas son características de aguas dulces con temperaturas cercanas a la ambiente (20 °C), tolerantes a condiciones alcalinas y salinidades relativamente bajas, siendo *Nitzschia* sp. y *Stephanodiscus* sp. las especies más tolerantes a elevadas salinidades y ambientes eutróficos. Además, se han observado diatomeas como *Pseudo nitzschia* sp.; *Cymbella* sp., *Synedra* sp., *Denticulopsis* sp., *Eupodiscus* sp. y *Eunotia* sp. cuya abundancia relativa es muy baja. Otros microorganismos abundantes en el ambiente acuático corresponden a dinoflagelados, ciliados y amibas.



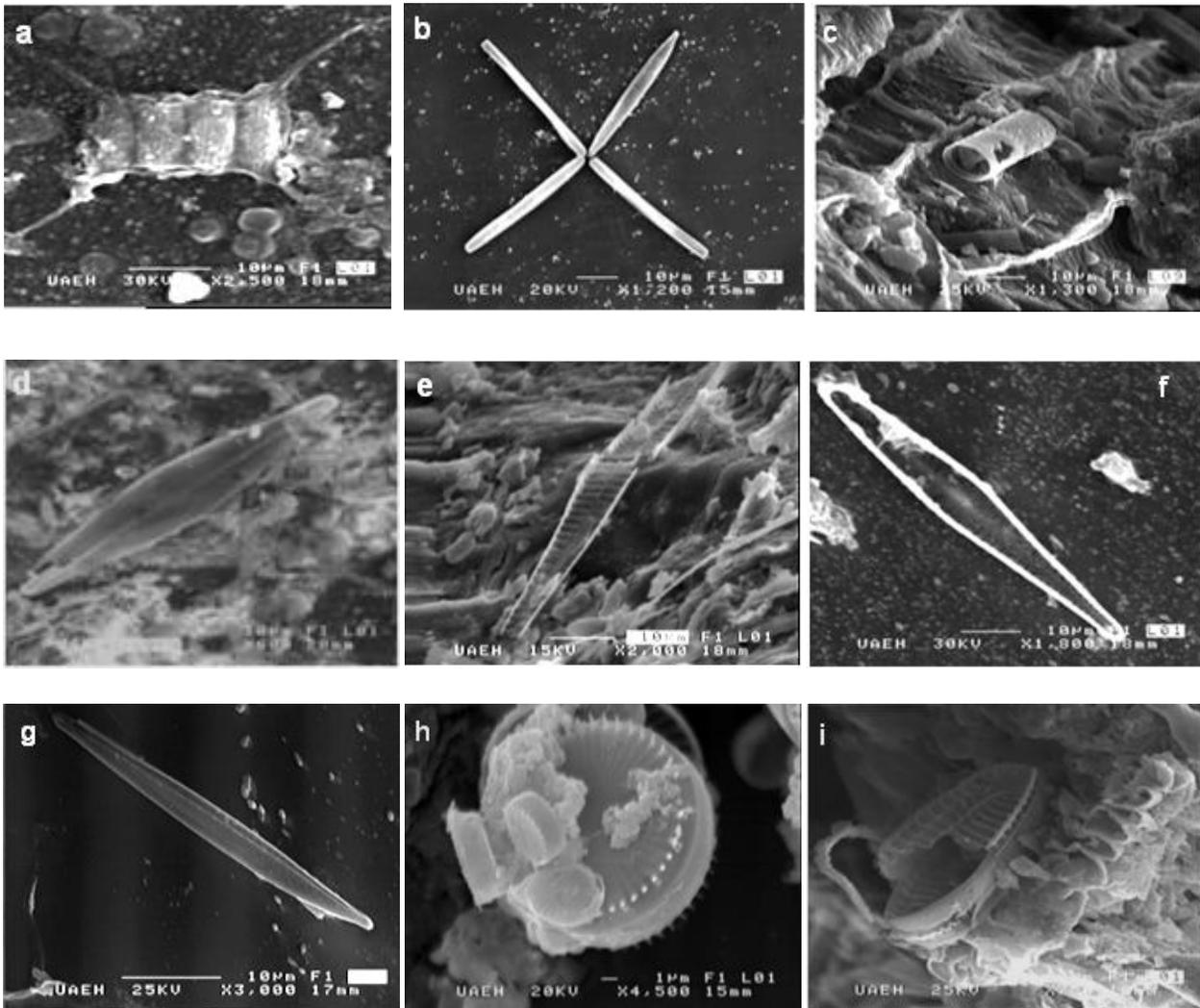


Figura 1. (a) *Acanthoceras zachariasii* (Brun) Simonsen; (b) *Asterionella formosa* Hassall, (c) *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen, (d) *Frustulia vulgaris* (Thwaites) De Toni, (e) *Gomphonema acuminatum* Ehrenberg, (f) *Navicula cryptocephala* Kutzing, (g) *Nitzschia sigmoidea* (Nitz.) W. M. Smith, (h) *Stephanodiscus hantzschii* Grunow y (i) *Surirella tenera* Gregory.

La presencia de los diversos microorganismos esta asociada a una gran disponibilidad de materia orgánica en el ambiente acuático, cuya naturaleza puede ser de origen antropogénico, derivado de las actividades agrícolas y ganaderas realizadas en la periferia de la laguna, donde la lixiviación y escorrentía gradual de residuos orgánicos permiten su acumulación en la columna de agua y posteriormente en los sedimentos, los cuales actúan en etapas posteriores como fuentes de materia orgánica en un ciclo dinámico que afecta la calidad del cuerpo hídrico.



La abundancia de materia orgánica en un ambiente acuático favorece el crecimiento explosivo de algas, donde una de las principales consecuencias de la sobreproducción de fitoplancton es que la demanda bioquímica de oxígeno, necesaria para la degradación de la materia orgánica y procesos fotosintéticos, aumenta. Lo anterior es parte de los procesos naturales de la vida acuática, sin embargo, al presentarse un mayor número de especies, el consumo de oxígeno es tal, que puede convertirse en una limitante para el desarrollo de ciertas variedades de peces.

La evaluación del índice diatómico de eutrofización y contaminación EPI-D se realizó considerando únicamente las especies más abundantes, clasificando al ambiente acuático de la laguna de Zupitlán como de pésima calidad de acuerdo al EPI-D₀₋₄, en tanto que de acuerdo a la clasificación Europea con el EPI-D₀₋₂₀ se considera de clase IV o mala calidad (tabla 3). Esta clasificación es congruente con las características físicas y químicas de la laguna de Zupitlán reportadas en trabajos previos (Ávila *et al.*, 2009).

Tabla 3. Abundancia relativa de las principales diatomeas presentes en la laguna de Zupitlán en el mes de Junio de 2009.

Género	Especie	Autor	Acrónimo	a	r	i
<i>Acanthoceras</i>	<i>zachariasii</i>	(Brun) Simonsen	AZAC	2.36	0	0
<i>Asterionella</i>	<i>formosa</i>	Hassall	AFOR	17.45	1	1.2
<i>Aulacoseira</i>	<i>granulata</i>	(Ehrenberg) Simonsen	AUGR	12.26	1	2.0
<i>Frustulia</i>	<i>vulgaris</i>	(Thwaites) De Toni	FVUL	1.89	3	1.5
<i>Gomphonema</i>	<i>acuminatum</i>	Ehrenberg	GACU	0.47	3	1.5
<i>Navicula</i>	<i>cryptocephala</i>	Kutzing	NCRY	1.89	3	2.3
<i>Nitzschia</i>	<i>inconspicua</i>	Grunow	NINC	1.89	3	2.5
<i>Nitzschia</i>	<i>linearis</i>	(Agardh) W. M. Smith	NLIN	3.30	3	2.3
<i>Nitzschia</i>	<i>sigmoidea</i>	(Nitz.) W. M. Smith	NSIO	0.94	3	2.5
<i>Stephanodiscus</i>	<i>hantzschii</i>	Grunow	SHAN	48.11	5	3.0
<i>Surirella</i>	<i>tenera</i>	Gregory	SUTE	9.43	3	1.5
EPI-D ₀₋₄						2.66
EPI-D ₁₋₂₀						7.36
Clase						IV

4. Conclusión

La identificación y estimación de la abundancia relativa de las principales diatomeas presentes en la laguna de Zupitlán ha permitido evaluar la calidad del cuerpo hídrico en función del valor del índice diatómico de eutrofización y contaminación (EPI-D₀₋₂₀) como agua de mala calidad. Destacando la observación de diatomeas características de ambientes eutróficos (*Nitzschiasp.* y *Stephanodiscus sp.*). La presencia de ciertas especies de diatomeas permite efectuar un diagnóstico del nivel de contaminación de un sistema acuático que comparado con los análisis fisicoquímicos o de toxicidad son relativamente más sencillos y económicos.

5. Referencias

Ávila, O. A., Cruz, S. M., Girón, G. P. y Salcedo, L.C. (2009). Índices de calidad del agua de la laguna de Zupitlán, Municipio de Acatlán, Estado de Hidalgo, resúmenes en extenso de la I Semana Nacional y XXII Semana de la Investigación y la Docencia en Química, Universidad Autónoma Metropolitana, México, D.F., 370-379.

Bigler, C. and Hall, R. (2002). Diatoms as indicators of climatic and limnological change in Swedish Lapland: a 100-lake calibration set and its validation for paleoecological reconstructions. *J. Paleolimnol.*, 27, 97-115.





Christie, C. and Smol, J. (1993). Diatom assemblages as indicators of lake trophic status in southeastern Ontario lakes. *J. Phycol.*, 29, 575-586.

Cruces, F., Urrutia, R., Parra, O., Araneda, A., Treutler, H., Bertrand, S., Fagel, N., Torres, L., Barra, R. and Chirinos, L. (2006). Changes in diatom assemblages in an Andean lake in response to a recent volcanic event. *Arch. Hydrobiol.*, 165, 23-35.

Dell 'Uomo, A. (1996). Assessment of water quality of an Apennine river as a pilot study for diatom-based monitoring of Italian watercourses. In: Whitton B.A. & Rott E. (eds), *Use of algae for monitoring rivers II* (pp. 65-72). Institut für Botanik, Universität Innsbruck.

Dell 'Uomo, A. (2004). *L'indice diatomico di eutrofizzazione/polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle acque correnti*. Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici Centro Tematico Nazionale "Acque Interne e Marino Costiere". Roma, pp. 25.

Gell, P. (1998). Quantitative reconstruction of the Holocene palaeosalinity of paired crater lakes based on a diatom transfer function. *Paleoclim.*, 83-96.

Hellawell, J. (1986). Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. London and New York: Elsevier Applied Science, pp. 546.

Kelly, M.G., Cazaubon, A., Coring, E., Dell' Uomo, A., Ector, L., Goldsmith, B., Guasch, H., Hurlimann, J., Jarlman, A., Kawecka, B., Kwadrans, J., Laugaste, R., Lindstrom, E.A., Leitao, M., Marvan, P., Padisak, J., Pipp, E., Prygiel, J., Rott, E., Sabater, S., Van Dam, H. and Vizinet, J. (1998). Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *J. Appl. Phycol.*, 10, 215-224.

Krammer, K. and Lange-Bertalot, H. (1986, 1988, 1991a, 1991b, 2000) *Bacillariophyceae*. Teil: Naviculaceae; Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae; Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae; Achnathaceae. Kritische Ergänzungen zu Navicula und Gomphonema; and french translation of the keys. Sü-wasserflora von Mitteleuropa, Stuttgart, Fischer, 2/1-5,

Pan, Y.D., Stevenson, R.J., Hill, B.H., Kaufmann, P.R. and Herlihy, A.T., (1999). Spatial patterns and ecological determinants of benthic algal assemblages in Mid-Atlantic streams, USA. *J. Phycol.*, 35, 460-468.

Pinilla, G. (1998). *Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia*. Centro de investigaciones científicas. Fundación Universitaria de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, pp. 67.

Prygiel, J., Carpentier, P., Almeida, S., Coste, M., Druart, J.C., Ector, L., Guillard, D., Honore, M.A., Iserentant, R., Ledeganck, P., Lalanne-Cassou, C., Lesniak, C., Mercier, I., Moncaut, P., Nazart, M., Nouchet, N., Peres, F., Peeters, V., Rimet, F., Rumeau, A., Sabater, S., Straub, F., Torrissi, M., Tudesque, M., Van de Vijver, B., Vidal, H., Vizinet, J., Zydek, N. (2002). Determination of the biological diatom index (IBD NF T 90-354): results of an intercomparison exercise. *J. Appl. Phycol.*, 14, 27-39.

Prygiel, J. et Coste, M. (2000). *Guide méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées NFT 90-354*.

Round, F. E., Crawford, R. M. and Mann, D. G. (1990). *The Diatoms: biology and morphology of the genera*, England-New York: Cambridge University Press, pp. 1-747.

Smith, V. H., Tilman, G. D. and Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs of freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environ. Pollut.*, 100, 179-196.

Zelinka, M. and Marvan, P. (1961) Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.*, 57, 389-407.

