



**SEP**  
SECRETARÍA  
DE EDUCACIÓN  
PÚBLICA



TECNOLÓGICO  
NACIONAL DE MÉXICO



SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA

TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE BOCA DEL RÍO

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

**EFFECTO DEL GRADO DE CONSERVACIÓN DE  
LA VEGETACIÓN RIBEREÑA SOBRE EL  
FUNCIONAMIENTO DE RÍOS CON BASE EN  
INDICADORES FISICOQUÍMICOS Y BIOLÓGICOS.**

**TESIS**

**COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRO EN  
CIENCIAS EN INGENIERIA AMBIENTAL.**

**PRESENTA:**

**IACU. ANA KAREN TRUJEQUE MARÍN**

**DIRECTOR DE TESIS:**

**DRA. MARÍA DEL REFUGIO CASTAÑEDA CHÁVEZ**

**CO-DIRECTOR:**

**DRA. GABRIELA VÁZQUEZ HURTADO**

**ASESORES:**

**DRA. FABIOLA LANGO REYNOSO**

**DR. JESÚS MONTOYA**

Diciembre, 2019.

BOCA DEL RÍO, VERACRUZ, MÉXICO.



"2019, Año del Caudillo del Sur, Emiliano Zapata"

**ACTA DE REVISIÓN DE TESIS**

Número Registro **A-608-120118**

En la ciudad de Boca del Río, Ver., siendo las 14:00 horas del día 30 del mes de agosto de 2019 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Consejo del Posgrado de la Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental del ITBOCA, para examinar la Tesis de Grado titulada:

**"EFECTO DEL GRADO DE CONSERVACIÓN DE LA VEGETACIÓN RIBEREÑA SOBRE EL FUNCIONAMIENTO DE RÍOS CON BASE EN INDICADORES FÍSICOQUÍMICOS Y BIOLÓGICOS"**

Que presenta el (la) alumno(a):

**C. ANA KAREN TRUJEQUE MARÍN**  
Aspirante al Grado de:

**Maestro en Ciencias en Ingeniería Ambiental**

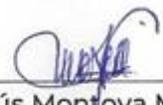
Después de escuchar las opiniones sobre el documento escrito e intercambiar puntos de vista, los miembros de la Comisión manifestaron SU APROBACIÓN, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes para su defensa ante el jurado correspondiente.

**LA COMISIÓN REVISORA:**

  
\_\_\_\_\_  
Dra. María del Refugio Castañeda Chávez  
Directora

  
\_\_\_\_\_  
Dra. Gabriela Vázquez Hurtado  
Codirectora

  
\_\_\_\_\_  
Dra. Fabiola Lango Reynoso  
Asesora

  
\_\_\_\_\_  
Dr. Jesús Montoya Mendoza  
Asesor





"2019, Año del Caudillo del Sur, Emiliano Zapata"

Boca del Río, Ver., **13/septiembre/2019**

ASUNTO: AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN

**C. ANA KAREN TRUJEQUE MARÍN**  
**PASANTE DE LA MAESTRÍA EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL**  
**PRESENTE**

De acuerdo con el fallo emitido por los integrantes del Comité Revisor de la TESIS PARA OBTENCIÓN DE GRADO, desarrollada por usted cuyo título es:

**"EFECTO DEL GRADO DE CONSERVACIÓN DE LA VEGETACIÓN RIBEREÑA SOBRE EL FUNCIONAMIENTO DE RÍOS CON BASE EN INDICADORES FÍSICOQUÍMICOS Y BIOLÓGICOS"**

Esta División de Estudios de Posgrado e Investigación le concede AUTORIZACIÓN para que proceda a su impresión.

**ATENTAMENTE**

*Excelencia en Educación Tecnológica  
Por nuestros mares responderemos*

**M. C. ANA LETICIA PLATAS PINOS**  
**JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN**

c.c.p. Coordinación de la Maestría  
c.c.p. Expediente



## RESUMEN.

Las zonas ribereñas proporcionan una variedad de servicios ecosistémicos hidrológicos, pero la especificidad, magnitud e importancia de esos servicios dependen de características particulares de los ríos como características del cauce, historia de la formación del paisaje, clima (Kuglerová, 2015). La vegetación ribereña funciona como amortiguador contra impactos naturales y humanos: las raíces estabilizan las riberas y reducen los impactos erosivos durante las crecientes y previenen los deslaves de las mismas (Hawes, 2005). El área de estudio está localizada en la cuenca alta del río de La Antigua, Veracruz. Se seleccionaron dos ríos pareados mediante una exploración a partir de SIG y exploración de campo, con la presencia de los escenarios propuestos, el primer río con el escenario bosque-pastizal y el segundo río con el escenario pastizal bosque y se colocaron los puntos de muestreo a una distancia de entre 100 y 200m. Para los análisis de calidad de agua se tomaron parámetros fisicoquímicos in situ y en laboratorio se analizó la concentración de amonio, nitratos, nitritos, fósforo total y sólidos suspendidos totales. La obtención de las diatomeas epilíticas, se realizó mediante el raspado de cada piedra y la muestra obtenida se colocó en 50 ml de agua deionizada. Para la identificación taxonómica, se efectuó la limpieza de frústulas, para eliminar la materia orgánica. Se realizaron preparaciones permanentes de las diatomeas tratadas en portaobjetos de vidrio, con resina como medida para montaje. Se observaron las preparaciones al microscopio y se utilizaron las claves taxonómicas para la identificación a nivel género. Como resultado de estos análisis se encontró que en el uso de suelo pastizal todas las concentraciones de nutrientes fueron más altas que en el bosque. Para realizar este estudio se tomó en cuenta la problemática del cambio de uso de suelo que es el principal estresor en los ecosistemas ribereños, ya que la remoción de la vegetación ribereña para convertir el bosque en pastizal, resulta en la degradación de la calidad del agua, disminuyendo los servicios ambientales que otorga.

**Palabras clave:** vegetación ribereña, amortiguador, calidad del agua, usos de suelo, ríos, diatomeas.

## ABSTRACT.

Riparian zones provide a variety of hydrological ecosystem services, but the specificity, magnitude and importance of these services depend on particular characteristics of the rivers like channel characteristics, history of landscape formation, climate (Kuglerová, 2015). The riparian vegetation works as a buffer against natural and human impacts: the roots stabilize the banks and reduce erosive impacts during floods and prevent landslides (Hawes, 2005). The study area is located in the upper basin of the La Antigua River, Veracruz. Two paired rivers were selected by means of an exploration from GIS and field exploration, with the presence of the proposed scenarios, the first river with the forest-grassland scenario and the second rivers with the grassland forest scenario and the sampling points were placed at a distance of between 100 and 200m. For the water quality analyzes, physicochemical parameters were taken in situ and in the laboratory the concentration of ammonium, nitrates, nitrites, total phosphorus and total suspended solids was analyzed. The obtaining of epilithic diatoms was carried out by scraping each stone and the sample obtained was placed in 50 ml of deionized water. For the taxonomic identification, the frustules were cleaned, to eliminate the organic matter. Permanent preparations of treated diatoms were made on glass slides, with resin as a measure for assembly. The preparations were observed under a microscope and the taxonomic keys were used for gender identification. As a result of these analyzes, it was found that in the use of pasture land all nutrient concentrations were higher than in the forest. To carry out this study, the problem of land use change, which is the main stressor in riparian ecosystems, was taken into account, since the removal of riparian vegetation to convert the forest into pasture, results in the degradation of water quality, decreasing the environmental services it grants.

**Key words:** riparian vegetation, buffer, water quality, land uses, rivers, diatoms.

## DEDICATORIA.

A mi familia, sobre todo a mis padres Enrique y Carmen, por su apoyo incondicional y paciencia, porque me han motivado día tras día a lo largo de mi vida y me ayudaron a alcanzar todas mis metas.

A mi hermana Samantha y hermanos Oscar y Luis Eduardo.

A Luna y Harley por acompañarme en mis noches de desvelo.

A mis mejores amigos...

Mariana, Mónica, Gina, Luis Pablo, Lalo y Antonio, por sus buenos consejos, calmarme en momentos de crisis, y porque a pesar de los años siempre han estado a mi lado, nos hemos reencontrado una y mil veces como si el tiempo no hubiera transcurrido, aunque todos hayamos tomado caminos diferentes el cariño y apoyo siempre será el mismo. Son personas que valoro mucho, ya que hemos compartido miles de experiencias y hemos crecido juntos.

Eydddy y Azucena que además de ser parte de mis mejores amigos son como mis hermanas, siempre me regañan y me hacen ver las cosas tal como son, jamás me juzgan, se preocupan por mí, sobre todo cuando no doy señales de vida, y siempre que tropiezo están ahí para levantarme.

Luis Javier, porque nadie me entiende como usted y siempre está en sincronía conmigo, *todo lo que tenemos por decidir es qué hacer con el tiempo que se nos ha entregado.*

A mis compañeros y amigos de maestría, Warry, Missael, Axel, Norberto, Toño, Dora, porque en ustedes encontré más que una amistad, una familia con apoyo incondicional y porque han dejado una huella en mi corazón.

Estoy segura de que no estaría aquí si no fuera por el apoyo, buenos consejos y ánimos que todos me han brindado, y por eso estoy muy agradecida y le tengo mucho cariño.

## **AGRADECIMIENTOS.**

Al proyecto “Importancia de la vegetación ribereña en los ecosistemas acuáticos: Su función en la conservación de la calidad de agua en ríos en paisajes agropecuarios tropicales” (No. 285962) por parte de CONACYT Ciencias Básicas.

A la Dra. Gaby, por permitirme ser parte de este proyecto, brindarme todo el nuevo conocimiento que adquirí, su apoyo para seguir avanzando y sobre todo el tiempo compartido para la realización de este trabajo.

A las doctoras Fabiola y Refugio, por aconsejarme, apoyarme y guiarme para encontrar mi camino, alcanzar mis metas y superación académica, desde antes de entrar a la licenciatura hasta la maestría.

A Adriana y Daniela del laboratorio de ecología funcional, quienes me enseñaron todas las técnicas de laboratorio, me apoyaron en mis análisis y siempre estuvieron ahí para mí.

A Javier y Carlos que me acompañaron en las salidas de campo y me ayudaron a realizar los muestreos.

A mis maestros por el conocimiento y experiencia que me brindaron.

Al Instituto Tecnológico de Boca del Río, por ser mí casa estos últimos años, al INECOL por abrirme sus puertas, y al CONACYT por el apoyo económico para impulsar el estudio.

## ÍNDICE

RESUMEN.....	III
ABSTRACT.....	IV
DEDICATORIA.....	V
AGRADECIMIENTOS.....	VI
ÍNDICE DE CUADROS.....	VIII
INTRODUCCIÓN.....	1
<b>1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....</b>	<b>7</b>
<b>2. ANTECEDENTES.....</b>	<b>9</b>
2.1 AGUA.....	9
2.2 CUENCA.....	13
2.3 RÍOS.....	15
2.4 BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA.....	16
2.5 ZONA RIBEREÑA Y VEGETACIÓN RIBEREÑA.....	18
2.6 PERIFITON.....	20
2.7 DIATOMEAS.....	25
<b>3. JUSTIFICACIÓN.....</b>	<b>39</b>
<b>4. HIPÓTESIS Y PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN.....</b>	<b>40</b>
<b>5. OBJETIVOS.....</b>	<b>40</b>
5.1 OBJETIVO GENERAL.....	40
5.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	40
<b>6. ÁREA DE ESTUDIO.....</b>	<b>41</b>
<b>7. MATERIALES Y MÉTODOS.....</b>	<b>44</b>
7.1 SELECCIÓN DE SITIOS.....	44
7.2 ESCENARIOS.....	44
7.3 METODOLOGÍA.....	46
7.3.1 Análisis Físicoquímicos.....	46
7.3.2 Análisis de Epífiton.....	48
7.3.3 Análisis Estadísticos.....	51
<b>8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....</b>	<b>52</b>
8.1 ANÁLISIS DE LAS VARIABLES BIOLÓGICAS (EPILITON).....	52
8.1.1 Lista taxonómica de especies de diatomeas.....	52
8.1.2 Número de especies registradas por temporada.....	54
8.1.3 Clasificación de las diatomeas con base en sus valores indicadores ecológicos y su forma de crecimiento.....	55
8.1.4 Análisis espacial y temporal de diatomeas.....	57
8.2 ANÁLISIS DE LAS VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS.....	59
<b>9. CONCLUSION.....</b>	<b>64</b>
<b>10. LITERATURA CITADA.....</b>	<b>65</b>
<b>11. ANEXOS.....</b>	<b>79</b>
11.1 ESPECIES ENCONTRADAS EN LOS RÍOS.....	79

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización del río La Antigua, Veracruz. ....	42
Figura 2. Zonificación altitudinal de la cuenca del río La Antigua. ....	43
Figura 3. Escenarios de estudio .....	45
Figura 4. Ubicación de los puntos de muestreo y escenarios. ....	46
Figura 5. Análisis fisicoquímicos del agua. ....	47
Figura 6. Proceso para la obtención de clorofila- $\alpha$ /cm <sup>2</sup> . ....	48
Figura 7. Proceso para análisis cualitativo de diatomeas. ....	49
Figura 8. Identificación taxonómica y toma de fotografías de diatomeas. ....	50
Figura 9. Proceso para análisis cuantitativo de diatomeas. ....	51
Figura 10. Número de especies registradas en las temporadas de lluvias y nortes por sitio. ....	54
Figura 11. Grafica de las formas de crecimiento de las diatomeas encontradas. ....	56
Figura 12. Grafica del estado trófico de las diatomeas encontradas. ....	57
Figura 13. Grafica de la abundancia de diatomeas por temporada y sitio. ....	58
Figura 14. Gráfica de diversidad de especies. ....	58
Figura 15. Gráfica de Equitatividad de especies. ....	59
Figura 16. Grafica de Dominancia de especies. ....	59
Figura 17. Gráficas de resultados de parámetros fisicoquímicos in situ. ....	62
Figura 18. Gráficos de resultados de parámetros fisicoquímicos realizados en laboratorio. ....	63

## ÍNDICE DE CUADROS

Tabla 1. Zonificación altitudinal de la cuenca del río La Antigua. ....	42
Tabla 2. Ubicación de los sitios de muestreo y sus coordenadas geográficas. ....	44
Tabla 3. Lista taxonómica de las especies encontradas y aparición temporal en los diferentes escenarios. ....	52
Tabla 4. Clasificación de valores indicadores ecológicos. ....	55
Tabla 5. Lista taxonómica de las especies encontradas, su forma de crecimiento y sus valores indicadores ecológicos. ....	56
Tabla 6. Índices Ecológicos. ....	59
Tabla 7. Valores promedio de las variables físicas y químicas de los ríos de estudio en la época de lluvias en los diferentes escenarios. ....	60
Tabla 8. Valores promedio de las variables físicas y químicas de los ríos de estudio en la época de nortes en los diferentes escenarios. ....	61

## INTRODUCCIÓN

La vida surgió en el agua y ésta es esencial para el mantenimiento de todo tipo de vida en nuestro planeta. Ningún proceso metabólico ocurre sin su acción directa o indirecta. El agua disuelve rocas, erosiona terrenos y arrastra sedimentos a lagos, ríos y al océano. Cubre el 71% de la superficie terrestre y es el medio natural para muchas formas de vida. La interacción entre el agua y la atmósfera constituye el principal factor determinante del clima. El ecosistema acuático, al igual que el terrestre, es el resultado de la interacción entre agua, atmósfera, tierra y organismos vivos. Por definición el ecosistema es una unidad ecológica de carácter convencional y disipativo en la cual un grupo de organismos interactúa entre sí y estos con el ambiente.

Todos los factores ambientales que influyen en la estabilidad y productividad de los ecosistemas acuáticos, los denominamos factores abióticos y estos son: penetración de la luz solar, la luz que llega a la superficie del agua penetra en ella diferencialmente, de acuerdo con la longitud de onda absorbida, el efecto más importante de la absorción de luz en el agua es el calentamiento; gases disueltos en el agua, los más importantes son el oxígeno y el dióxido de carbono, el primero es producto de la fotosíntesis y el segundo de la respiración, ambos son esenciales para que haya un adecuado balance en el metabolismo global del ecosistema; y los sólidos disueltos, que agrupan a todos los iones que se encuentran presentes en el agua como cloruros, sulfatos, bicarbonatos, nitratos, fosfatos y sílice. Las concentraciones son muy variables, bien sea por la influencia ejercida a causa de la naturaleza del sustrato, o por efectos de la contaminación doméstica e industrial producida por el hombre.

Los factores bióticos del ecosistema constituyen todos los organismos que en él viven, estos se dividen en tres grandes grupos: los productores o fotosintetizadores, constituidos por algas, ciertas bacterias y plantas acuáticas; los consumidores, a los cuales pertenecen todos los animales acuáticos y los descomponedores o mineralizadores de la materia orgánica, a los que pertenecen los hongos y bacterias acuáticas. La acción conjunta de estos tres grupos de organismos determina la productividad y el balance ecológico del ecosistema acuático.

Los ríos son ecosistemas acuáticos de aguas corrientes o lóaticas, asociados comúnmente a lugares de erosión, transporte y sedimentación de materiales. El agua que transportan los ríos está íntimamente ligada al ciclo hidrológico. Del agua que cae como lluvia o nieve, sólo una porción llega hasta los cauces, parte se evapora directamente de las rocas, suelo y vegetación, parte es tomada por las raíces de las plantas y otra entra como agua subterránea. Los ríos presentan orígenes muy variados, en regiones volcánicas la deposición de lava puede formar canales a lo largo de los cuales se encauza el agua proveniente de la lluvia o deshielo; la mayoría de los ríos se forma por excavación causada por la fuerza de la corriente sobre el terreno, mientras mayor sea el volumen de agua y la pendiente, mayor será la erosión y la formación de tributarios de varios órdenes.

Existen varios factores que gobiernan los procesos físicos y morfológicos de los ríos; entre los factores que influyen en la morfología están el clima local, la naturaleza de la vegetación ribereña, el uso de suelo y la intervención directa del hombre por extracción de materiales y modificación del curso.

El total del área que recibe las aguas de un sistema de corrientes (ríos) recibe el nombre de cuenca de drenaje o cuenca hidrográfica. Un sistema de corrientes se forma a partir de nacimientos de agua en las partes altas de las montañas que, aprovechando la topografía del terreno y por erosión, van formando cauces hasta llegar a los valles y finalmente al mar.

El tamaño de una cuenca varía desde pocos kilómetros cuadrados (microcuenca) hasta miles o millones.

Los factores que más interesa considerar en una cuenca hidrográfica son la naturaleza geológica del terreno y el estado de los suelos superficiales, ya que estos son la fuente del tipo de materiales que arrastran las corrientes. Por tanto, la naturaleza fisicoquímica y su productividad biológica, están en función de la naturaleza de sus suelos, su uso y su estado de conservación.

Las corrientes transportan materiales, principalmente sólidos disueltos y sólidos suspendidos. Los primeros se refieren a la materia inorgánica en forma iónica y los segundos a la materia orgánica como detritus, o de origen aluvial, restos de roca, arena, arcilla y similares.

Los sólidos suspendidos pueden verse a simple vista como pequeñas partículas y son los que dan turbidez al agua. Desde el punto de vista ecológico, aguas con elevadas cantidades de sólidos disueltos indican alta conductividad que puede ser un factor limitante para la vida de muchas especies por estar sometidas a una presión osmótica. Por su parte, un alto contenido de sólidos en suspensión o alta turbidez, también es limitante para el ecosistema acuático, ya que impide el paso de los rayos solares, daña y tapona el sistema de intercambio gaseoso en los animales acuáticos y destruye sus hábitats naturales (Roldan & Ramírez, 2008).

En los ríos se encuentran comunidades muy diversas y dinámicas a nivel de composición, estructura y metabolismo (Allan & Castillo, 2007). Una de estas comunidades es el perifiton, la cual está compuesta por microorganismos bentónicos autótrofos y heterótrofos (bacterias, algas, hongos y protozoos) que se encuentran adheridos a diferentes superficies orgánicas e inorgánicas dentro del río, como hojas, madera, raíces, tallos y rocas (Margalef, 1983; Stevenson, 1996). En particular se denomina epilíton o comunidad epilítica a los organismos que se encuentran y desarrollan sobre el sustrato rocoso (Wetzel, 1982; Roldán & Ramírez, 2008). Su presencia, crecimiento, composición, estructura y abundancia han sido continuamente estudiados considerando sus respuestas a las variaciones del ambiente en los ríos como cambios de caudal, nutrientes, temperatura, intensidad lumínica, pH y conductividad (Larned, 2010).

La biopelícula formada por el epilíton está compuesta por diferentes polímeros, como polisacáridos y péptidos, que son resultado principalmente del metabolismo de la comunidad de bacterias y algas que lo componen (Sabater & Romaní, 1996). Debido al metabolismo algal y la abundancia del sustrato rocoso, el epilíton se ha establecido como la comunidad principal de productividad primaria en los ríos de bajo orden, especialmente en los menores o iguales a tercer orden (Vannote *et al.*, 1980; Minshall *et al.*, 1985).

La comunidad epilítica contiene diferentes ensamblajes de algas, como diatomeas (Bacillariophyceae), algas verde-azules (Cyanophyceae), algas verdes (Chlorophyceae), algas pardas (Chrysophyceae) y algas rojas (Rhodophyceae).

Las diatomeas son el grupo de algas más diverso y abundante, que puede encontrarse en sistemas marinos y continentales, loticos y lenticos, con más de 100,000 especies distribuidas en 260 géneros (Mann & Droop, 1996). Actualmente 24,000 especies de diatomeas tienen nombre científico (Fourtanier & Kociolek, 2009). Estas algas forman parte de la base de las redes tróficas acuáticas en hábitats marinos y de agua dulce.

Los ensamblajes de especies de diatomeas a menudo son específicos de hábitats particulares y se pueden utilizar para caracterizar esos hábitats.

La célula de la diatomea tiene el mismo patrón general que muchos plastidios protistas. Tiene una pared celular externa alineada internamente con una membrana plasmática que contiene el citoplasma y una colección de organelos, está compuesta de dióxido de silicio ( $\text{SiO}_2$ ) y en general, consta de dos mitades, llamadas valvas. Las valvas tienen tamaños ligeramente diferentes, la más grande se denomina epiteca y la menor hipoteca. Ambas valvas encajan juntas para formar una caja. Entre las valvas hay una serie de bandas silíceas o cinturones denominados bandas de faja. Las valvas y toda la banda de fajas comprenden una pared celular completa que se denomina frústula (Round et al., 1990).

En el interior de la célula se encuentra un puente citoplásmico central que contiene el núcleo, el cual está limitado por una gran vacuola (Sicko-Goad et al., 1984) ésta se asocia frecuentemente con cloroplastos situados lateralmente, que pueden depositar productos fotosintéticos.

Las diatomeas usan los pigmentos a y c para recolectar energía del sol a través de la fotosíntesis. También contienen los pigmentos accesorios fucoxantina y  $\beta$  (beta) caroteno, que les dan un color dorado característico. Las células almacenan energía de la fotosíntesis en forma de crisolaminarina (un carbohidrato) y lípidos (grasas en forma de aceites). La alta producción de lípidos en muchas especies de diatomeas ha creado un gran interés en ellas como fuente de biocombustibles.

De hecho, como una de las fuentes mundiales importantes de fijación de carbono, las diatomeas ya son un biocombustible importante para las redes alimentarias acuáticas. Se estima que la actividad fotosintética de las diatomeas produce entre 20 y 40% del oxígeno de la tierra (Round et al., 1990).

En el epilíton de ríos de bajo orden de magnitud, las diatomeas son el grupo más frecuente y abundante, debido a su constante crecimiento y desarrollo sobre el sustrato rocoso disponible en estos sistemas (Mann, 1999).

La biomasa algal y la productividad primaria de la comunidad epilítica dependen de las condiciones ambientales prevalentes y la disponibilidad de nutrientes en los sistemas acuáticos (Biggs & Kilroy, 2000).

En los ríos de bajo orden, las diatomeas de epilíton aportan una gran cantidad de energía en forma de carbono orgánico, ya que contribuyen con el 90% de la productividad primaria y fijan alrededor del 20% de carbono del ambiente acuático (Stevenson, 1996; Stevenson *et al.*, 2010). Por lo tanto, son un excelente indicador ecológico por su sensibilidad a los cambios de las diferentes variables ambientales como luz, temperatura, potencial de hidrogeno, velocidad de corriente, nutrientes orgánicos e inorgánicos como carbono, fosforo, nitrógeno, sílice y hierro (van den Hoek *et al.*, 1995; Stevenson *et al.*, 2010).

Los cambios en los procesos metabólicos del epilíton, y las interacciones que establecen con los nutrientes disponibles en el medio, han sido estudiados desde hace más de 50 años mediante experimentos de campo y laboratorio en diferentes ecosistemas acuáticos (Hoellein *et al.*, 2013). A partir de estos, se ha reconocido que la variación en las concentraciones de nutrientes del agua tiene efectos inmediatos y específicos sobre el metabolismo de la comunidad epilítica.

Algunos de estos cambios metabólicos se producen principalmente cuando existe un uso diferente del suelo en las microcuencas, originando alteraciones en los lixiviados provenientes de la materia orgánica ribereña y la intensidad lumínica sobre el cauce, los cuales pueden ocasionar un aumento en la productividad primaria respecto de la respiración comunitaria, promoviendo así un cambio heterotrófico hacia el autótrofo (Biggs & Kilroy, 2000; Lampert & Sommer, 2007; Buhmann *et al.*, 2012).

En síntesis, el epilíton es una comunidad que puede ser afectada drásticamente por las alteraciones de la zona ribereña, debido a la modificación de las condiciones apropiadas para su funcionamiento y crecimiento (Hill *et al.*, 2001; Snyder *et al.*, 2003).

Esta comunidad puede considerarse un eje fundamental para investigar el metabolismo de los ríos, principalmente porque puede reflejar el aporte de la materia orgánica proveniente de la zona ribereña y el estado de conservación de la misma a nivel microcuencas (Abelho, 2001; Wantzen *et al.*, 2008; Young *et al.*, 2008). Asimismo, las diatomeas presentes en el epilíton pueden servir para estudiar los efectos del cambio de uso de suelo en ríos de bajo orden, ya que responden a factores ambientales específicos de las microcuencas (Vázquez *et al.*, 2011). Los análisis de las características estructurales del epilíton, particularmente de las diatomeas, se pueden complementar con el metabolismo de materia orgánica disuelta y nutrientes, para conocer el efecto de los lixiviados de materia orgánica ribereña sobre la función integrada de la comunidad epilítica (Mann, 1999; Bere & Tundisi, 2010; Lowe & LaLiberte, 2011; Segura-García *et al.*, 2012).

La clorofila-a es un pigmento activo que está contenido en todos los grupos microplanctónicos y nanoplanctónicos (Margalef, 1983). La concentración de clorofila-a, se considera como un índice de la biomasa fitoplanctónica y, por tanto, su concentración permite evaluar indirectamente la productividad primaria en la columna de agua. En ocasiones los valores por arriba de lo “normal” en clorofila-a están ligados a procesos de eutrofización (Castillo, 1983; Contreras *et al.*, 2005), dado que existe una cantidad “excedente” de biomasa fitoplanctónica, lo que usualmente provoca una sobresaturación de fitoplancton diurno y/o un agotamiento de oxígeno disuelto, principalmente durante la noche (Lara *et al.*, 2008).

El mantenimiento de los ecosistemas acuáticos depende de un adecuado balance entre el agua que entra a través de la precipitación, la escorrentía, los nacimientos subterráneos, los afloramientos superficiales, las infiltraciones en el terreno y los procesos de evaporación. Cada uno de estos procesos de ganancia y pérdida de agua varía geográficamente y estacionalmente, y depende del clima de la región.

El estado de conocimiento de la hidrología de montañas está en pleno desarrollo.

Su avance está sujeto a la falta de información de los procesos hidrológicos en general y de manera particular al escaso conocimiento del estado original de los ecosistemas. Por otro lado, la intervención antrópica ha traído consecuencias negativas y han cambiado entre otros aspectos, el uso del suelo y su cobertura vegetal.

Las principales características de los ecosistemas de montaña que han permanecido en su estado natural, es la alta capacidad de almacenamiento de agua de los suelos y la protección que ejerce la vegetación en el suelo contra la lluvia, evitando así la erosión y secado. Las cuencas de montaña son zonas de drenaje o captación donde se junta el agua de las montañas y corre río abajo para alimentar los ríos y los lagos, pero la presión del crecimiento demográfico, la deforestación, las prácticas agrícolas insostenibles, el cambio climático del planeta, entre otros están ejerciendo un gran peso y por lo tanto poniendo en peligro la escasa agua dulce disponible.

## **1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA**

El cambio de uso de suelo es el principal estresor en los ecosistemas ribereños. La remoción de la vegetación ribereña tiene como resultado la degradación de la calidad del agua disminuyendo los servicios ecosistémicos que otorga (Welsch, 1991). El uso intensivo del paisaje para ganadería y agricultura no solo modifica la cobertura de vegetación del paisaje, sino también contribuye a la contaminación de los ríos por agroquímicos, uno de los mayores problemas ambientales de los ecosistemas terrestres y acuáticos del planeta (Pan, 2011).

Los cambios en la vegetación del bosque mesófilo de montaña (BMM), resultado de la agricultura y la ganadería, han modificado las propiedades físicas y químicas de los suelos, principalmente la capacidad para retener agua y la reserva de nutrientes. Además, se ha reducido la calidad del agua de los ríos e impactado la estructura, composición y dinámica de las comunidades bióticas asociadas a los corredores ribereños, afectando los procesos ecológicos clave para el funcionamiento de los ecosistemas.

El exceso de nitrógeno y fósforo de los fertilizantes y de los desechos animales (excretas), así como contaminantes como los plaguicidas orgánicos persistentes (POPs), regularmente se vinculan con partículas del suelo (Hawes, 2005) y con la fauna.

Esta carga de sedimentos y nutrientes son llevados principalmente por escurrimientos superficiales a los cuerpos de agua cercanos donde se depositan (Hawes, 2005), y son la principal causa de la acelerada eutrofización de los ríos y lagos (Jontos, 2004). La remoción de la vegetación ribereña también altera la composición y dinámica de las especies dentro de cada nivel trófico (Soto, 2013), formándose redes tróficas dentro del ecosistema que varían en el número de especies que intervienen, su naturaleza y la intensidad de sus relaciones (Polis & Strong, 1996).

La complejidad de las redes tróficas puede ser un indicador de la diversidad, el funcionamiento y el estado de conservación de las microcuencas.

La robustez de las redes tróficas aumenta la resiliencia de los ecosistemas, por lo que el estudio de las redes tróficas permite analizar la integridad del paisaje con diferentes grados de antropización (Dunne et al. 2002). La identificación de los rasgos funcionales de las especies que responden de manera similar al mismo filtro ambiental, permite entender cómo estos filtros ambientales afectan la diversidad funcional de la comunidad y el funcionamiento de los ecosistemas. Se ha demostrado que evaluar los rasgos funcionales a nivel de la comunidad, proporciona una visión más precisa y completa de los procesos que operan a escala del paisaje.

Estudios previos, principalmente de zonas templadas, han demostrado el papel fundamental de las zonas ribereñas para proveer todos estos servicios ambientales; pero en ecosistemas montañosos tropicales no se ha determinado claramente el efecto de la vegetación ribereña sobre la calidad del agua. Menos aún se ha medido la contribución específica de los diferentes grupos funcionales de plantas y animales en los procesos relacionados con la conservación de la calidad de la vegetación ribereña a través de las redes tróficas.

## 2. ANTECEDENTES

### 2.1 Agua

El agua cubre más del 70 % de la superficie del planeta; se la encuentra en océanos, lagos, ríos; en el aire, en el suelo. Es la fuente y el sustento de la vida, contribuye a regular el clima del mundo y con su fuerza formidable modela la Tierra. Posee propiedades únicas que la hacen esencial para la vida. Es un material flexible: un solvente extraordinario, un reactivo ideal en muchos procesos metabólicos; tiene una gran capacidad calorífica y tiene la propiedad de expandirse cuando se congela. Con su movimiento puede modelar el paisaje y afectar el clima. Los océanos dan cuenta de casi el 97,5 % del agua del planeta. Únicamente un 2,5% es agua dulce. Los glaciares, la nieve y el hielo de los cascos polares representan casi el 80% del agua dulce, el agua subterránea 19% y el agua de superficie accesible rápidamente sólo el 1%. Esta baja cantidad de agua de superficie fácilmente accesible se encuentra principalmente en lagos (52%) y humedales (38%).

El agua es un recurso renovable pero finito. Se calcula que al año se evaporan aproximadamente 505.000 km<sup>3</sup> de agua de los océanos. Sin embargo, la mayor parte se precipita nuevamente sobre los mismos océanos, no pudiendo ser utilizada como recurso de agua dulce. La precipitación anual sobre tierra firme se estima en 120.000 km<sup>3</sup>. Ese movimiento masivo del agua, esencialmente causado por la energía del sol se conoce como ciclo hidrológico. Este ciclo es un proceso complejo que incluye la precipitación, el escurrimiento, la evapotranspiración y la infiltración.

No habrá sustentabilidad si no se conocen y tienen en cuenta todas las fases de este ciclo. Para ello, es necesario no solo velar por la utilización y la distribución eficiente del agua dulce sino también salvaguardar el estado de la cuenca de captación y las aguas subterráneas (antes del consumo), así como el tratamiento y la eliminación adecuada de las aguas de desecho (después del consumo). Es necesario privilegiar el conocimiento del vínculo existente entre el uso del agua y los ecosistemas que la abastecen. En la medida en que usamos el agua, hemos generado ciclos antrópicos. Captamos el agua de las fuentes naturales en condiciones mejores a las que habitualmente la devolvemos a esos mismos cuerpos de agua.

La disponibilidad de agua es de suma importancia para la vida y el desenvolvimiento económico de cualquier región del mundo. Los recursos disponibles deben repartirse entre numerosos usuarios además de tener en cuenta las necesidades del medio ambiente. Durante muchos años, todos los recursos eran considerados disponibles para cualquier uso antrópico, sin tener en cuenta la calidad o las necesidades para los usos ambientales. Cuando se considera la distribución del agua entre los distintos usuarios, la agricultura aparece como el sector de mayor demanda. Las dos terceras partes de los recursos hídricos se destinan al uso agrícola, con una demanda creciente para el turismo, usos urbanos e industriales, compitiendo por un acceso a un recurso cada vez menos disponible.

Normalmente los recursos hídricos se obtienen de aguas superficiales o de aguas subterráneas. El uso de unas u otras depende de muchos factores, inicialmente de la disponibilidad de cada recurso. Normalmente las aguas superficiales ofrecen cantidades mayores de agua a corto plazo, mientras que las subterráneas son un recurso más constante, al menos, a mediano plazo.

Existen diversas áreas en el mundo donde la demanda de agua supera la oferta. En ellas se apela a los recursos no convencionales, como por ejemplo el agua de lluvia, usada como recurso desde la época bíblica. Otra solución frecuente consiste en la desalinización del agua de mar o el tratamiento del agua residual. Otras soluciones son las aguas de escorrentía y el agua procedente del rocío o escarcha. Existe una relación estrecha entre el uso de aguas residuales sin tratar y los problemas sanitarios. La creciente competencia por el agua está llevando a un mejor uso de este enorme recurso. El agua es usada para muchas finalidades y en cada caso se requiere una calidad particular, siendo importante no utilizar agua de calidad superior para un uso que no lo requiera.

El aprovisionamiento de agua para uso doméstico es el más exigente, en términos de calidad y seguridad del suministro. La calidad de agua tiene consecuencias directas en la salud humana, situación que se torna más grave por la demanda creciente. El agua potable es necesaria para la vida, para la salud y para una existencia productiva.

Los criterios de calidad para agua potable han sido desarrollados tomando en cuenta el empleo de agua de primer uso o sin contaminantes tóxicos sintéticos.

En las últimas tres décadas, se incrementó la preocupación por la producción, uso y destino final de numerosos productos químicos empleados en la industria, agricultura, ganadería, medicina, etc. Las investigaciones realizadas han demostrado que estas sustancias pueden incorporarse en el medio ambiente, dispersarse y persistir en extensiones mucho más grandes que las esperadas. Algunas de ellas, como por ejemplo los agroquímicos y en particular los pesticidas, son esparcidos intencionalmente sobre vastas regiones para proteger los distintos tipos de cultivos de plagas; otras, como los subproductos industriales, son vertidas al agua o al aire de manera directa o indirecta.

El deterioro de la calidad del agua es un gran problema que va en aumento, y es considerado uno de los principales problemas ambientales (Salgot et al., 1999).

Las principales causas, tanto para el agua dulce como la salada, son los vertidos incontrolados de las aguas residuales urbanas e industriales, muchas veces sin tratamiento, así como las prácticas agrícolas deficientes. La contaminación atmosférica, la acumulación de sustancias químicas en suelos y sedimentos, el exceso de bombeo de aguas subterráneas, la minería y otras industrias de extracción, la destrucción de zonas pantanosas, también contribuyen a su deterioro.

Los principales efectos que produce el agua contaminada en el medio ambiente son: contaminación microbiológica del agua, con la transmisión hídrica de enfermedades; pérdida de los ecosistemas acuáticos; riesgo de infecciones crónicas en el hombre, asociadas a la contaminación química; pérdida de la capacidad productiva en suelos regados, a causa de procesos de salinización, pérdida de la reserva de proteínas de los peces; pérdida de suelos por erosión.

Hay que considerar que no todos los problemas de calidad de agua son únicamente consecuencia del impacto del hombre. Las características geoquímicas naturales pueden aportar cantidades elevadas de hierro reducido, flúor, arsénico y sales a las aguas subterráneas, reduciendo su uso como agua de bebida. Las erupciones volcánicas y sus consiguientes torrentes de lava, las inundaciones y sequías pueden provocar un deterioro local y regional del ambiente acuático.

No obstante, cualquiera de estos eventos, impacta menos que cualquier actividad desarrollada por el hombre (Pepper et al., 1996).

Los principales contaminantes del agua subterránea son: amplia gama de compuestos orgánicos e inorgánicos procedentes de fuentes puntuales urbanas, industriales, mineras, áreas militares, vertederos de escombros (basureros); lixiviación de nitratos; lixiviación de plaguicidas; acidificación; sales originadas por intrusiones de origen marino; sales procedentes del uso de aguas salinas para regar.

Los contaminantes de las aguas superficiales son: amplia gama de compuestos orgánicos e inorgánicos procedentes de fuentes puntuales urbanas, industriales y áreas de ganadería; nutrientes de origen difuso, en áreas agrícolas y urbanas; contaminantes derivados de problemas de eutrofización; acidificación; filtraciones de basureros; filtraciones de embalses.

Es posible establecer una diferencia entre la contaminación de origen puntual y la de origen difuso o no puntual, en función de la forma de llegada a la fuente de agua. La contaminación de origen puntual es fácil de detectar y es posible limitarla. En cambio, no es posible afirmar lo mismo sobre la contaminación de origen no puntual, que proviene en gran parte de la agricultura y de los habitantes rurales. Los contaminantes agrícolas, con los sedimentos provenientes del suelo erosionado, el fósforo adsorbido a las partículas del suelo, las bacterias en suspensión, los nitratos disueltos y otros minerales y los plaguicidas en suspensión o soluciones no se pueden asociar fácilmente con una fuente u origen concreto. Tanto en un caso como en el otro, lo que se produce es una degradación del recurso.

Normalmente se intenta primero solucionar el problema de las fuentes puntuales, para después establecer una estrategia de limitación de las fuentes no puntuales. El manejo de las fuentes de contaminación puntuales se soluciona con medidas estructurales, donde la limitante normalmente es económica. En el caso de las fuentes no puntuales, deben aplicarse medidas no estructurales de difusión y concientización.

## 2.2 Cuenca

Las cuencas hidrográficas son espacios territoriales delimitados por un parteaguas (partes más altas de montañas) donde se concentran todos los escurrimientos (arroyos y/o ríos) que confluyen y desembocan en un punto común llamado también punto de salida de la cuenca, que puede ser un lago (formando una cuenca denominada endorreica) o el mar (llamada cuenca exorreica). En estos territorios hay una interrelación e interdependencia espacial y temporal entre el medio biofísico (suelo, ecosistemas acuáticos y terrestres, cultivos, agua, biodiversidad, estructura geomorfológica y geológica), los modos de apropiación (tecnología y/o mercados) y las instituciones (organización social, cultura, reglas y/o leyes).

Las cuencas hidrográficas permiten entender espacialmente el ciclo hidrológico, así como cuantificar e identificar los impactos acumulados de las actividades humanas o externalidades (sedimentos, contaminantes y nutrientes) a lo largo del sistema de corrientes o red hidrográfica, que afectan positiva o negativamente la calidad y cantidad del agua, la capacidad de adaptación de los ecosistemas y la calidad de vida de sus habitantes.

Si consideramos las externalidades generadas por distintas actividades humanas constatamos que el papel de cada actividad y, por ende, de cada actor es diferente en relación con su posición en la cuenca (cuenca arriba o aguas arriba o cuenca abajo o aguas abajo). Los movimientos de agua, suelos, nutrientes y contaminantes provenientes de distintas partes de una cuenca crean una conexión física entre poblaciones distantes unas de otras (Swallow, et. al., 2001).

Las cuencas hidrográficas además de ser unidades funcionales, tener límites bien definidos y salidas puntuales, están estructuradas jerárquicamente, ya que pueden subdividirse en subcuencas, delimitadas también por un parteaguas y donde se concentran los escurrimientos que desembocan en el curso principal del río. Al interior de cada subcuenca se ubican las microcuencas, cuyos límites pueden incluir o no límites administrativos, como los de un ejido o un municipio. Esta delimitación múltiple expresa el carácter jerárquico y anidado de las cuencas.

La elección de los niveles jerárquicos (cuencas, subcuencas o microcuencas) dependerá de los objetivos, del problema o los problemas que se busquen resolver y de los alcances del manejo y gestión.

Además de este tipo de subdivisión y estructura jerárquica, es importante reconocer que el funcionamiento de una cuenca hidrográfica no es el mismo en toda su extensión.

En función de la dinámica hidrológica se pueden reconocer tres zonas funcionales distintas al interior de una cuenca (Garrido, et. al., 2010):

1. La zona de captación, de cabecera o cuenca alta. Son áreas aledañas a la divisoria de aguas o parteaguas en la porción altimétrica más elevada de la cuenca; abarca sistemas de montaña y lomeríos. En esta zona se forman los primeros escurrimientos (arroyos) luego que los suelos han absorbido y retenido toda el agua según su capacidad.

2. La zona de almacenamiento, de transición o cuenca media. Es una zona de transición entre la cuenca alta y la cuenca baja, donde los escurrimientos iniciales confluyen aportando diferentes caudales cuyas concentraciones de sedimentos, contaminantes y materia orgánica diferirán en función de las actividades que se realizan en cada subcuenca; es un área de transporte y erosión.

3. La zona de descarga, de emisión o cuenca baja. Es el sitio donde el río principal desemboca en el mar o bien en un lago. Se caracteriza por ser una zona de importantes ecosistemas, como los humedales terrestres y costeros, además de muy productiva para el uso agrícola y donde se acumulan los impactos de toda la cuenca.

Entonces, la principal fuerza que gobierna lo que sucede naturalmente en una cuenca es la gravedad, todo lo que está cuenca arriba podrá ser arrastrado superficialmente cuenca abajo en algún momento, generando una vinculación clara entre la cuenca alta, la media y la baja.

En el territorio los flujos de agua superficial y subterránea no siempre tienen los mismos límites, ya que responden a dinámicas hidrológicas que son espacial y temporalmente distintas.

De esta forma, los flujos de agua superficial que se relacionan con la cuenca hidrográfica se refieren a ríos y arroyos, directamente alimentados por la precipitación y los escurrimientos, y los flujos de agua subterránea vinculados con la cuenca hidrológica están relacionados con los acuíferos, que se irán recargando en función del estrato geológico y las direcciones de los flujos. Estos dos tipos de flujo (superficial y subterráneo) tienen una relación estrecha y es necesario comprender y estudiar su dinámica de manera interrelacionada.

### 2.3 Ríos

Los ríos se forman en las altas montañas, bajan por valles empinados y recorren llanuras extensas y zonas de inundación hasta llegar a su desembocadura en el mar. A su paso río abajo drenan los terrenos de las cuencas hidrográficas por donde cruzan, y acarrean la signatura química de la geología de los suelos que lavan y erosionan. A lo largo de este continuo, desde su origen hasta su desembocadura, el caudal del río se incrementa. El caudal, es posiblemente la variable más importante de los ríos puesto que define su morfología, estructura, diversidad biológica y las tasas de sus procesos ecosistémicos.

Los ríos son ecosistemas dinámicos, complejos e integradores, con múltiples conexiones con otros ecosistemas: longitudinales (conexión río arriba - río abajo), laterales (conexión con la cuenca hidrográfica y vegetación de la ribera) y verticales (conexión con las aguas subterráneas y la precipitación). Las conexiones longitudinales y laterales se reflejan en uno de los principales procesos ecosistémicos de los ríos, que es el transporte y procesamiento de materiales en suspensión, químicos y otros nutrientes que mantienen los ciclos biogeoquímicos del planeta. Por otro lado, los ríos constantemente reciben material orgánico, ya sea de origen antropogénico (como la basura) o de origen natural (como la hojarasca), y a lo largo de este continuo se da el procesamiento de materia orgánica (o descomposición) principalmente a cargo de organismos heterótrofos acuáticos, como bacterias saprofitas y hongos. De esta manera, los ríos, a través de su flujo de corriente, turbulencia y procesos de descomposición, tienen la capacidad de auto purificar sus aguas.

Así mismo, las complejas redes tróficas en estos ecosistemas son mantenidas por organismos fotosintéticos, la mayoría de ellos microscópicos, como el epilíton.

Los ríos cumplen diversas funciones ecosistémicas como provisión de agua para los seres humanos, auto purificación, control de inundaciones y sequías, mantenimiento de hábitat para peces, aves y otra vida silvestre, mantenimiento de los flujos de sedimento, nutrientes y salinidad de estuarios.

Los ríos reciben, almacenan y transportan el agua lluvia y este caudal, tanto en riachuelos de montaña como en grandes planicies de inundación, fluctúa de acuerdo con ciclos naturales y a la estacionalidad de cada región. La diversidad y abundancia de formas de vida en los ecosistemas lóticos, o ríos, reflejan millones de años de evolución y adaptación a estos ciclos naturales y a las fluctuaciones del caudal.

#### 2.4 Bosque Mesófilo de Montaña

Si bien no existe una evaluación reciente que permita determinar con exactitud el área que cubre el bosque mesófilo de montaña (BMM) en México, muy probablemente se trata del ecosistema más amenazado en el país (Challenger, 1998), y el ecosistema tropical que ocupa menos superficie a nivel mundial. Se estima que menos del 1 % del territorio nacional está ocupado por vegetación primaria de BMM (8,809 km<sup>2</sup>; serie III de INEGI 2005) y aproximadamente un 50% de la superficie original ha sido reemplazada por otros tipos de cobertura (Challenger, 1998).

El BMM se caracteriza principalmente por la presencia frecuente o persistente de nubes a nivel de la vegetación (Hamilton, 1995). Esta definición basada en el clima refleja la importancia de las nubes o niebla para la ecología de este ecosistema. De ahí que también se le conozca como bosque de niebla, selva nublada, bosque nebuloso y bosque nublado. En inglés los nombres más frecuentes son “tropical montane cloud forest” o simplemente “cloud forest”.

Los BMM son en realidad un grupo de comunidades distribuidas en las montañas, las cuales poseen estructura, afinidad florística y composición de especies diversas. Dado su complejo origen y naturaleza la clasificación y definición del BMM posee por lo tanto dificultades y ambigüedad.

No obstante, podemos decir que el BMM en México se caracteriza por presentar en su dosel una composición de especies donde predominan árboles caducifolios de clima templado (de afinidad holártica), por ejemplo de liquidámbar (*Liquidámbar*), encinos (*Quercus*), hayas (*Fagus*) y pinos (*Pinus*) mientras el sotobosque está conformado principalmente por especies tropicales perennifolias (de afinidad neotropical), como por ejemplo arbustos de las familias *Acantácea*, *Rubiácea* y *Mirsinácea*, y en las copas de los árboles abundan las epífitas de las familias *Orchidaceae*, *Bromeliácea*, *Piperácea* y *Arácea* (Challenger, 1998; Rzedowski, 2006).

Pese a ocupar una extensión tan reducida, el BMM es el ecosistema que alberga la mayor diversidad de especies de flora y fauna en relación con su área (Challenger 1998); se calcula que alrededor de 2500 a 3000 especies de plantas vasculares habitan exclusiva y preferentemente en estos bosques (Rzedowski 1996). Algunos elementos característicos de estos bosques son los helechos arborescentes, frecuentemente utilizados para elaborar maquique o xaxim (*Alsophila firma*, *Cyathea fulva*, *Dicksonia gigantea*) y la abundancia de epífitas como bromelias, también conocidas como tencho o ech '(*Tillandsia eizii*, *T. ponderosa*, *T. imperialis*), helechos (de los géneros *Elaphoglossum*, *Polypodium*, *Psilotum*), orquídeas (sobresalen las del género *Encyclia*) y musgos.

Además de la importancia ecológica intrínseca de la biodiversidad, numerosas especies de plantas y animales de los BMM son una fuente importante de productos para usos maderables, medicinales, ceremoniales, alimentarios, y fines comerciales para los habitantes de estas áreas (Ortega-Escalona & Castillo-Campos, 1996; Endress et al., 2006). El BMM es hábitat también de variedades silvestres de muchas especies de plantas de cultivo como la papaya, el tomate, la fruta de la pasión, el aguacate, el frijol, el pepino, el pimiento y la papa. De especial importancia para el país es el pariente silvestre del maíz, *Zea diploperennis*, encontrado en la Sierra de Manantlán en Jalisco.

Los BMM son reconocidos también como sistemas prioritarios para la conservación y restauración debido al papel vital que desempeñan en el mantenimiento de los ciclos hidrológicos y de nutrientes (Hamilton, 1995; Brujnzeel, 2001).

## 2.5 Zona ribereña y vegetación ribereña

La zona ribereña es una estrecha franja que se ubica adyacente a las riberas de los ríos, lagos y embalses, otros humedales y planicies de inundación (Price & Lovett, 2002). Esta zona vincula el ecosistema acuático con su cuenca de drenaje y presenta gradientes de condiciones biofísicas, procesos ecológicos y biota asociada, y por su proximidad influye en la estructura de las comunidades tanto acuáticas como terrestres asociadas (Osborne & Kovacic, 1993).

Las principales funciones ecológicas que desempeñan las zonas ribereñas se pueden asociar a tres categorías: (a) hidrología y dinámica de sedimentos, (b) biogeoquímica y ciclo de nutrientes, y (c) hábitat y mantención de tramas tróficas. Las funciones relacionadas con la dinámica hidrológica y de los sedimentos incluyen el almacenamiento de las aguas superficiales y los sedimentos, reduciendo los daños por inundaciones. Las zonas ribereñas interceptan, ciclan y acumulan componentes químicos en el flujo subsuperficial en diversos grados, eliminando contaminantes del flujo superficial y el agua subterránea poco profunda. Debido a estas funciones de amortiguamiento, a las zonas ribereñas también se las suele llamar vegetación ribereña franja buffer debido a que cumplen un rol de buffer biológico (National Research Council, 2002).

A escala global la fuente de contaminación difusa de mayor cuantía hacia las aguas superficiales proviene del uso agrícola del suelo (Hooke, 2000). También altas cargas de sedimentos provienen de cuencas urbanizadas (Woodward & Foster, 1997; Gellis et al., 2009). La producción agropecuaria es considerada una de las principales actividades productivas causantes de la contaminación de cursos de agua por aportes de nutrientes (Jarvis, 2002), producto de la aplicación de fertilizantes (Oyarzún & Huber, 2003) y otros agroquímicos, que afectan también las propiedades del suelo (Charbonneau & Kondolf, 1993).

Las principales amenazas a las que están sometidos los ecosistemas acuáticos derivan del cambio de uso del suelo de las cuencas (tala y/o reemplazo del bosque nativo, agricultura, ganadería y urbanización), causa considerada como la de mayor y más inmediato impacto (Soto & Campos, 1996).

En diversas regiones se ha observado que la pérdida de nutrientes microcuencas con praderas destinadas a la ganadería es superior a aquellas en que prevalecen con rotaciones de cultivos extensivos, praderas con matorrales o bosque nativo, respectivamente (Oyarzún et al., 1997). Por una parte, si bien en el caso de sistemas ganaderos existe poca información sobre la pérdida de nutrientes (Alfaro et al., 2008; Alfaro & Salazar, 2007; Alfaro et al., 2006), dada la intensificación del uso ganadero y las particularidades del suelo existe un alto potencial de eutrofización de cuerpos de agua por aporte de nutrientes desde esas fuentes no puntuales (Alfaro & Salazar, 2005). Por otra parte, el manejo silvícola asociado a plantaciones de especies exóticas modifica tanto la cantidad como la calidad del agua superficial (Huber & López, 1993; Oyarzún & Peña, 1995; Huber & Trecaman, 2000; Iroumé et al., 2006; Frêne, 2010). Estos impactos se asocian, entre otros, a incrementos en la exportación de sedimentos suspendidos desde las cuencas forestadas (Huber, 2009), y al déficit en el rendimiento hídrico (Huber et al., 2008; Little et al., 2009). Las fuentes de contaminación provenientes de fuentes difusas son las más difíciles de controlar.

En los países desarrollados vienen poniéndose en práctica diversas medidas de manejo para mitigar el impacto de estas actividades productivas, reconociéndose la importancia de las zonas ribereñas que actúan como franjas de amortiguamiento.

La zona ribereña minimiza la entrada de contaminación difusa proveniente del uso agrícola, ganadero y monocultivo forestal adyacente y proporciona estabilidad a los bordes del canal favoreciendo el hábitat acuático en términos estructurales y funcionales (Barling & Moore, 1994) y con ello la biodiversidad y la productividad (Knopf et al., 1988). Estas zonas ayudan a mantener la integridad hidrológica, hidráulica y ecológica del canal del cauce, del suelo y de la vegetación asociada, estabilizando las orillas y regulando crecidas, como también evitando el incremento de la escorrentía superficial (Price et al., 2004).

Además, proporciona alimento y refugio a la vida silvestre. También mejora la calidad estética del paisaje de los cauces y ofrece espacios para esparcimiento y recreación (Muñoz-Pedreros et al., 2004).

Las zonas ribereñas son el producto de la interacción de agua y materia en tres dimensiones, longitudinal, lateral y vertical. Incluyen porciones del canal (río, arroyo) y las características asociadas (barras de grava, islas, depósitos de madera), una zona vegetada en diferentes estados sucesionales que es influenciada por las crecidas, la deposición de sedimentos, los procesos de formación de suelo y la disponibilidad de agua, y una zona de transición a las tierras altas del valle, todo sustentado por un acuífero aluvial (National Research Council 2002). Las zonas ribereñas reciben agua por desbordamiento del canal del río, por la escorrentía desde las laderas y la lluvia que cae directamente sobre las zonas saturadas. A medida que aumenta el orden de un río el flujo por desbordamiento cobra mayor importancia relativa que la escorrentía desde la ladera. El agua que entra o sale de un río pasa a través del ecotono ribereño mediante cuatro vías, la escorrentía superficial, el escurrimiento, la escorrentía subsuperficial y la escorrentía profunda.

La vegetación ribereña desempeña funciones críticas para el control de la contaminación difusa y otras funciones ecosistémicas ya descritas. La capacidad de amortiguar los ingresos por fuentes difusas de contaminación radica en el retardo del tiempo de residencia hidráulica que favorece también la captura física de sedimentos, rol que es llevado a cabo por la vegetación litoral.

Ésta aumenta la fricción y la resistencia al flujo de agua y al escurrimiento durante las inundaciones, crea macro poros en el suelo por crecimiento y posterior decadencia de las raíces, las que además cumplen la función de estabilizar las orillas del canal. Los árboles interceptan, almacenan y evaporan una porción de la precipitación entrante. El dosel de las plantas ribereñas tiene un importante papel en influir en la temperatura del a corriente y la salud de las especies acuáticas.

Por último, áreas ribereñas boscosas contribuyen con madera a los arroyos y lagos, ayudando a mantener el hábitat físico, proporcionan una mayor resistencia al flujo hidráulico con lo que disminuye el arrastre de los sedimentos y la materia orgánica aguas abajo, y proveen de alimento a los microorganismos e invertebrados (National Research Council 2002).

## 2.6 Perifiton

Desde los orígenes de la palabra “perifiton” se ha generado confusión sobre su significado y alcance.

En 1905 se propuso el término alemán “Aufwuchs” que traduce “crecer sobre”, para referirse a organismos fijos que no penetran sobre un sustrato (Sládecková, 1962). De acuerdo con (Sládecková & Sládeček, 1977), el perifiton es la parte de la comunidad adherida, es decir, los organismos fijados al sustrato por rizoides, pedicelos, tubos u otros mecanismos. La definición más empleada es la planteada por (Wetzel, 1983), quien considera que el perifiton es una comunidad compleja de microbiota (algas, bacterias, hongos, animales, detritos orgánicos e inorgánicos) adherida a un sustrato, el que puede ser orgánico o inorgánico, vivo o muerto. Funcionalmente, se considera un microcosmos donde los procesos internos y los intercambios con el medio externo ocurren simultáneamente.

El perifiton es un componente fundamental de las comunidades bióticas acuáticas donde juega un papel importante en los procesos de transferencia de energía, materia e información a través de las cadenas tróficas. Su estudio es importante tanto desde la perspectiva ecológica, para comprender el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, como desde el punto de vista ambiental, pues su composición y estructura pueden servir como indicadores de la calidad del agua y de procesos que, como la contaminación, puedan estar afectando a los ecosistemas. Según (Marshall, 1984), se designa como biofilm o biopelícula al agregado de microorganismos y productos extracelulares asociados a un sustrato. (Singh et al., 2006) consideran que el biofilm es un ensamblaje de poblaciones simples o múltiples, las cuales están adheridas a una superficie biótica o abiótica a través de sustancias poliméricas extracelulares. Estos mismos autores afirman que la expresión genética en las células del biofilm, difiere de la expresión del estado planctónico y esta expresión diferencial de genes regula la formación del biofilm y su desarrollo.

El término biofilm o biopelícula se ha empleado en forma equivalente al de perifiton en el contexto ingenieril, en el cual se hace alusión al crecimiento de organismos sobre materiales como tuberías, filtros, edificaciones, monumentos, entre otros. Aunque realmente no son equivalentes, ya que el perifiton incluye una mayor variedad de formas de vida.

Además, este ensamblaje puede darse en sustratos naturales y artificiales, mientras que el biofilm hace alusión al crecimiento de microorganismos (hongos, bacterias y sustancias inorgánicas y orgánicas) en un sustrato artificial. Es más preciso considerar la biopelícula como la matriz de polisacáridos sobre la cual crece el perifiton.

Entre los estudios que se han realizado predomina la caracterización del componente autotrófico, ya que las investigaciones sobre el zooperifiton son escasas. Autores como (Foertser & Schlichting, 1965; citados en Roldán y Ramírez, 2008) separan los componentes vegetal y animal, denominándolos respectivamente ficoperifiton y zooperifiton. Otro aspecto para resaltar hace alusión al tipo de sustrato sobre el cual crecen los microorganismos (Round, 1965; Roldán & Ramírez, 2008), ya que pueden colonizar plantas macroscópicas (epifiton), superficies de animales (epizoon), rocas (epiliton), granos de arena (episamon), pedazos de madera (epixilon) y el sedimento (epipelon).

En una revisión reciente, (Pouličková et al., 2008) plantean que el perifiton se divide en dos grandes grupos, el herpobentos (epipelon, endopelon [dentro de sedimentos orgánicos], endosamon [dentro de los granos de arena] y metafiton) y el haptobentos (epiliton, epixilon, episamon, epizoon, epifiton, endoliton [crece dentro de rocas], endozoon [crece dentro de animales] y endofiton [crece dentro de macrofitas]). Un término asociado al de perifiton es el de pseudoperifiton, el cual corresponde a los organismos de la región litoral que se desarrollan entre las macrofitas y fue propuesto por (Sládeková, 1962); el término es a su vez un sinónimo del pseudoplancton propuesto por (Neuman, 1931) y del metafiton planteado por (Wetzel, 1981; citado en Oliveira-Martins, 2006).

El término metafiton hace referencia a aquellas algas que no están totalmente adheridas al sustrato. Ejemplo de éstas son las algas verdes filamentosas *Mougeotia*, *Spirogyra* y *Zygnema*, que se encuentran en zonas de poca corriente (Gualtero-Leal, 2007).

La diferenciación entre estos componentes del ensamblaje es difícil, ya que las agregaciones en capas consecutivas impiden en muchos casos la clasificación de estos. Por otro lado, la heterogeneidad de la región litoral hace prácticamente imposible separar el pseudoperifiton del resto del ensamblaje (Cavati & De Oliveira,

2008). Otro concepto importante es el de ensamblaje algal, el cual al igual que un ensamblaje musical, consta de una serie de individuos autorregulables, con capacidades específicas, que pueden coexistir y cumplir una función en conjunto. Según (Rojo et al., 2006), un ensamblaje es un grupo de poblaciones o especies de organismos similares que coexisten en un área definida. (Roldán & Ramírez, 2008) consideran que, si un ensamblaje es un agrupamiento reunido para un fin determinado, la condición mínima es que ninguno de los elementos del grupo resulte excluido.

Una vez que la interacción comienza a cobrar importancia, el ensamblaje pasa a ser una comunidad. Por consiguiente, una comunidad es un ensamblaje interactivo de especies que ocurren juntas dentro de un área geográfica particular. El perifiton está conformado por un ensamble de especies que se ubica en la interfase agua-sustrato, lo que permite que pueda aprovechar recursos de este ecotono.

La distribución y porcentaje de cobertura del ensamblaje varía en cada sistema acuático, pero en el ecosistema presenta una importancia variada ya que:

- Se les considera fuente alimenticia ya que es rico en proteínas, vitaminas y minerales, Incluso el ensamblaje perifítico puede constituirse en la fuente principal de alimento para cladóceros, copépodos, larvas de insectos de los grupos quironómidos, Blephariceridae y Ephemeroptera, también de oligoquetos y peces como el bocachico (*Phaloceros reticulatos magdalena*), el cual raspa las superficies de las plantas sobre las que crece el perifiton (Rodríguez et al., 2003a; Rodríguez et al., 2003b; Mochini-Carlos, 1999).

- Útiles para el tratamiento de sustancias tóxicas y desechos, debido a la capacidad de las algas para acumular grandes cantidades de sustancias contaminantes como nutrientes, insecticidas, herbicidas, fungicidas, metales pesados y materia orgánica (Sládecková, 1962; 1991) y sustancias radioactivas (Neal, 1967 citado por Mochini-Carlos, 1999; McIntire, 1975).

Los microorganismos que segregan polímeros y forman biopelículas sobre la superficie de hidrocarburos, propiedad que ha sido empleada para el tratamiento de sustancias recalcitrantes y degradación lenta de compuestos, debido a su biomasa microbiana alta y su habilidad para inmovilizar

compuestos por biosorción (secuestro pasivo por interacciones con materia orgánica), bioacumulación (incremento en la acumulación de sustancias bajo influencia de los microorganismos) y biomineralización (formación de precipitados insolubles por interacciones con productos del metabolismo microbiano) (Barkay & Shaefer, 2001).

- Pretratamiento de agua potable e industrial (Sládecková, 1991; Mochini-Carlos, 1999). Participa en el proceso de purificación del agua al atrapar los nutrientes y otros compuestos orgánicos (Stevenson, 1996), y presenta tasas altas de reciclaje de nutrientes (Moreira, 1988). De acuerdo con (Branco, 1986; citado en Silva-Oliveira, 2007) las algas representan el grupo más importante desde el punto de vista hidrobiológico, ya que oxigenan el agua y contribuyen a la respiración de los organismos acuáticos, además de mejorar la calidad del agua a través de la oxidación de la materia orgánica.
- Se pueden emplear como bioindicadores de la calidad biológica del agua y de su estado trófico (Sládecková, 1962; Watanabe, 1990). Debido a su ciclo de vida corto y a su dinámica funcional alta, las algas responden rápidamente a las alteraciones ambientales y funcionan como sensores sensibles y confiables (Rodríguez et al., 2008). Ha aumentado la importancia del empleo del perifiton en estudios de conservación, evaluación de impactos ambientales, propuestas de recuperación y manejo (McCormick & Stevenson, 1998; Hill et al., 2000; Pan et al., 2000), ya que las formas de crecimiento sésil sobre el sustrato no les permiten evitar los contaminantes, y por tanto toleran el ambiente o fallecen (Hering et al., 2006).
- En estudios ecológicos, están relacionadas directamente con gran parte de la materia orgánica producida, y promueven el intercambio de los componentes físicos, químicos y biológicos.

Pueden originar formas planctónicas por el desprendimiento del sustrato (Oliveira-Martins, 2006). El perifiton ha sido utilizado para verificar aspectos relacionados con la colonización, sucesión, diversidad y estabilidad de las

comunidades, por lo que se puede emplear como un sistema modelo de estudio (Stevenson, 1996).

Otro tipo de investigación está relacionada con la evaluación de los efectos de los contaminantes sobre la morfología y la fisiología de los organismos (Whitton & Kelly, 1995). El perifiton brinda la posibilidad de proporcionar abrigo y alimento a varios tipos de organismos, principalmente peces (Moreira, 1988).

- Juega un papel importante en los balances de materia, en los ciclos biogeoquímicos y energéticos, ya que la biomasa producida por el perifiton puede ser trasladada a varios niveles, tales como en la acumulación algal, la descomposición (cadena de detritus), la herbivoría (cadena de consumidores) o en la exportación de materia orgánica.

Es importante considerar la participación del perifiton, en conjunto con las macrofitas, en la regulación del reciclaje de nutrientes (Wetzel, 2001). En ese orden de ideas, se considera al perifiton como regulador de la química del agua al cambiar muchos compuestos de forma inorgánica a orgánica (Stevenson, 1996).

- En algunos ambientes acuáticos el perifiton puede llegar a alcanzar entre el 5,5 y el 90% de la producción primaria total (Wetzel, 1964; 1990). El papel de esta comunidad asume mayores proporciones cuando se considera que la mayoría de los ecosistemas del mundo son poco profundos, con predominio de las regiones de interfase tierra-agua (Wetzel, 1996).

## 2.7 Diatomeas

Las Bacillariophyta, más comúnmente conocidas por el nombre de diatomeas, tienen un amplio registro fósil desde el Cretácico inferior (Harwood & Gersonde, 1990) aunque su origen se remonta al Jurásico (los fósiles más antiguos

generalmente aceptados como diatomeas son de ~190 Ma), o inclusive al Triásico ya que por métodos moleculares (reloj molecular) se estima un máximo probable para el origen de este grupo de hasta 240 Ma (Medlin et al., 1997).

Las primeras diatomeas fósiles son marinas, las formas dulceacuícolas aparecen un poco más tarde, durante el Cretácico superior (~70 ma). Ejemplares de estas primeras diatomeas dulceacuícolas se encuentran preservados en los sedimentos de la Formación Tarahumara, en Sonora (Chacón-Baca et al., 2002). Las formas dulceacuícolas se diversificaron rápidamente durante el Eoceno (55 ma), y para el Mioceno (23 ma) ya existían la mayoría de los géneros dulceacuícolas modernos.

Las diatomeas son organismos eucariontes, unicelulares cuyo tamaño puede variar entre más o menos 10 y 200  $\mu\text{m}$  (0.01 a 0.2 mm). Dado que son organismos acuáticos y fotosintéticos, son generalmente consideradas como algas. Las diatomeas son importantes productores primarios, cuyos cloroplastos tienen un tono especial, pardo-dorado, que se debe a la presencia de pigmentos como la fucoxantina, característico de las algas comúnmente llamadas pardas (ej. Bacillariophyta, Chrysophyta, Phaeophyta). Los cloroplastos de las diatomeas se caracterizan además por la presencia de clorofilas a + c, por estar delimitados por 4 membranas y por tener lamellas con 3 tilacoides. Todas estas características ubican a las diatomeas dentro del linaje de los *Stramenopiles* o *Heterokontas*.

La característica principal que distingue a las diatomeas es que sus células tienen una cubierta silíceo resistente a la degradación que se llama frústulo y que está formado por dos mitades, cada una de las cuales se llama theca (thecae plural); la pieza principal de cada theca es denominada valva y al conjunto de las bandas o cinturones que sirven para unir a las dos valvas que forman al frústulo se le llama cíngulo. En un frústulo siempre hay una theca un poco más chica que la otra, por lo que se distingue entre epiteca (la más grande) e hipoteca (la más chica).

Las valvas de las diatomeas tienen ornamentaciones características que permiten distinguir a las diferentes especies, e inclusive variedades, dentro del grupo.

Las especies de diatomeas son bastante específicas a las condiciones en las que viven, por ejemplo, al pH, alcalinidad, salinidad, nivel de nutrientes, etc. Debido a esto y a la gran abundancia que pueden llegar a tener, es posible utilizarlos como indicadores ambientales e inclusive realizar, a partir de las asociaciones

encontradas en una secuencia estratigráfica marina o lacustre, estimaciones sobre los valores que presentaron estos parámetros en el pasado (Battarbee et al., 2001, Stoermer & Smol, 1999). Es el grupo algal más diverso, y se encuentra tanto en ambientes marinos como continentales (Mann, 1999; Round, Crawford & Mann, 1990). Las diatomeas de ambientes lóticos presentan formas celulares adaptadas al flujo de agua y pueden crecer en un amplio intervalo de valores de pH, temperatura, salinidad, concentración de nutrientes y contaminantes orgánicos e inorgánicos (Bellinger & Sigee, 2010; Stevenson, Pan & van Dam, 2010).

Debido a su respuesta a perturbaciones ambientales mediante cambios en la estructura y la dinámica de la comunidad, hay creciente interés en su empleo como bioindicadores, ya que se ha demostrado que son una buena herramienta para determinar el estado trófico y la calidad del agua en ríos (Hering et al., 2006; Kelly et al., 2012; Potapova & Charles, 2007).

Además de cambios a nivel comunitario, cuando se les expone a diversos tipos de estrés ambiental durante la etapa reproductiva puede haber cambios bioquímicos que alteran la forma natural o normal de las células y los patrones de estriado, arreglo del conjunto de poros (Falasco et al., 2009; Morin et al., 2008). A las formas que presentan tales alteraciones se las conoce como teratológicas, las cuales están siendo incorporadas como métrica en valoraciones de calidad del agua (Debenest et al., 2008; Dziengo-Czaja et al., 2008; Falasco et al., 2009). Las teratologías pueden derivarse de condiciones estresantes crónicas relacionadas con factores físicos y químicos, por ejemplo, debido al contacto entre células por encontrarse en altas densidades, valores por encima de los intervalos de tolerancia en radiación solar y pH, deficiencias en sílice, altas concentraciones de nutrientes como nitrógeno y fósforo, presencia de plaguicidas y metales pesados (Debenest et al., 2008; Falasco et al., 2009; Morin et al., 2008).

No obstante la evidencia de la utilidad de las diatomeas como indicadores de cambios ambientales y calidad del agua en ríos (Kelly, 1998; Potapova & Charles, 2002; Smol & Stoermer, 2010), en México aún son pocos los estudios sobre diatomeas de ríos, los cuales se han enfocado en zonas relativamente puntuales de las cuencas de México, Pánuco, Balsas y Papaloapan (Cantoral-Uriza, 1997; Bojorge-García, 2006; Bojorge-García & Cantoral-Uriza, 2007; Bojorge-García,

Carmona & Ramírez, 2014; Ramírez-Vázquez & Cantoral-Uriza, 2003; Ramírez-Vázquez et al., 2001; Tavera, Elster & Marvan, 1994; Valadez-Cruz, Carmona-Jiménez & Cantoral-Uriza, 1996; Vázquez, Aké-Castillo & Favila, 2011).

La aseveración anterior es bien ejemplificada por los nuevos registros de diatomeas para el país, documentados recientemente por Abarca-Mejía (2010) y Segura-García (2011) para el río Lerma y algunos de sus tributarios.

Unas de las limitantes en el uso aplicado de las diatomeas en México, y en general para el trópico, es que prácticamente todas las monografías de identificación fueron generadas para Europa, lo que implica aceptar el supuesto de que las diatomeas son cosmopolitas. Identificaciones basadas en la ultraestructura, genética y reproducción han demostrado que existen diatomeas de amplia distribución o cosmopolitas, otras que son compartidas entre regiones con condiciones ambientales parecidas, pero también existe evidencia de especies endémicas a determinadas.

Considerando que son relativamente pocos los trabajos actuales publicados sobre diatomeas que se han llevado a cabo en México, es probable que se incrementen los nuevos registros de especies para el país, así como las diatomeas nuevas para la ciencia. Por lo tanto, es necesario dar continuidad a los estudios sobre diatomeas de México para que estudios futuros sean basados en monografías propias del país.

### **Descripción de Diatomeas**

- **Achnanthes**

Las frústulas de *Achnanthes* son heteros valvares. La valva de rafe generalmente posee un área central de sílice espesada, llamada fascia.

La valva sin rafe no tiene dicha área central y el esternón puede colocarse cerca del margen de la valva. En vista de la faja, el manto de la valva sin rafe parece estar más ornamentado que el de la valva con rafe. Las estrías son uni, bi o triseriadas y están compuestas de areolas cubiertas por cribas complejas o placas de tamiz.

Las células pueden crecer solas o pueden formar cadenas cortas. Las células vivas generalmente están unidas a los sustratos por un tallo de mucílago que

se extiende a través de un extremo de la válvula de rafe. La mayoría de las especies se encuentran en hábitats marinos, pero algunos taxones se encuentran en el interior, incluyendo *Achnanthes coarctata*. Las especies del interior se asocian comúnmente con musgos y líquenes en hábitats aeróbicos. Muchas especies comunes previamente clasificadas en este género ahora se reconocen como especies de *Achnanthidium*, *Psammothidium*, *Planothidium* y otros géneros.

- **Achnanthidium**

Las frústulas son heteros valvares, es decir, una válvula posee un rafe, mientras que la otra valva carece de un rafe. Las especies de *Achnanthidium* son generalmente de tamaño pequeño, con valvas estrechas (menos de 30  $\mu\text{m}$  de longitud y 5  $\mu\text{m}$  de ancho). La forma de las valvas difiere según la especie, pero los extremos pueden ser redondeados, capitados o rostrados. En vista de la faja, las frústulas aparecen arqueados. La cara de la valva de rafe es cóncava, mientras que la de la valva de rafe es convexa.

El área central de la valva de rafe puede formar una fascia o subfascia transversal. Las fisuras terminales del rafe suelen estar presentes y pueden estar muy desviadas. Las estrías suelen ser uniseriadas. Una fila aislada de areolas estrechas y alargadas están presentes en el manto, separadas de las areolas en la cara de la valva por un área hialina estrecha. Las células se unen a los sustratos mediante un tallo o almohadilla mucilaginoso. En algunas especies, la reproducción sexual es similar a la reproducción en *Planothidium* y *Lemnicola*.

*Achnanthidium* fue originalmente descrita por Kützing, pero fue incluido en *Achnanthes* hasta la aceptación de límites taxonómicos más estrechos.

El género se distingue por la morfología de las estrías, la forma del tronco y el hábito de crecimiento. Las especies comunes en América del Norte incluyen *A. minutissimum*, *A. rivulare* y *A. deflexum*. Al igual que muchos *Achnanthes* marinos, *Achnanthidium* generalmente se adhiere a sustratos bentónicos mediante un tallo mucilaginoso.

Las especies de *Achnanthydium* a menudo prosperan en las aguas que fluyen, a menudo dominando las comunidades de las zonas de alto flujo de los ríos y las zonas de olas de los lagos. Se considera que algunos taxones son "amantes del oxígeno" porque se encuentran en agua turbulenta y bien oxigenada, sin embargo, las células simplemente pueden ser más eficientes para obtener nutrientes en tales aguas. Las células pequeñas como *Achnanthydium minutissimum* (Kütz.) Czarnecki (= *Achnanthes minutissima* Kütz.) Son fisiológicamente más activas que las células más grandes, debido en parte a sus grandes proporciones de superficie a volumen.

- **Cocconeis**

*Cocconeis* es hetero valvar, es decir, la ornamentación de la valva de rafe difiere de la de la valva de rafe. La ornamentación de la valva de rafe puede diferir notablemente de la de la valva de rafe. El manto de la valva es estrecho en relación con la cara de la valva, por lo que las células rara vez (si alguna vez) se ven en la vista de la cintura. Las valvas pueden estar flexionadas o arqueadas a lo largo del eje apical formando una forma de "silla de montar". Las estrías a menudo son uniseriadas, pero algunos taxones poseen estrías multiseriadas compuestas de areolas loculadas. En varios taxones, la valva de rafe está marcada por una región cerca del borde de la valva que está adornada con un anillo hialino y un manto más definido que la valva sin rafe. *Valvocopula* puede estar cerrada o completa, con proyecciones internas de sílice. El género contiene taxones marinos y de agua dulce.

Las células vivas tienen un hábito de crecimiento solitario y adnado. Las células poseen un solo plastidio que es plano y en forma de C. Las especies de *Cocconeis* pueden ser epífitas en otras algas, así como en sustratos duros (por ejemplo, rocas, arena). Las células crecen con la valva de rafe en contacto con el sustrato.

- **Cymbella**

Las valvas de *Cymbella* son ligeramente asimétricas al eje apical. Las valvas son simétricas al eje transapical. Las fisuras terminales del rafe se desvían

hacia el lado dorsal, una característica de diagnóstico importante. Los campos de poros apicales están presentes en ambos polos. Las estrías son uniseriadas. Uno o más estigmas pueden estar presentes. Si hay un estigma o estigmas presentes, se ubican en el lado ventral del área central. Internamente, los estigmas son oclusiones internas enrevesadas. También internamente, el rafe proximal puede ser continuo a través del área central. Las células de *Cymbella* crecen predominantemente en hábitats bentónicos, y a menudo producen tallos mucilaginosos que se secretan a través del poro apical.

Históricamente, *Cymbella* ha sido un grupo grande y heterogéneo y no se considera un grupo natural o monofilético de especies. Recientemente, varios géneros se han separado de *Cymbella*, incluidos *Cymbopleura*, *Delicata* y *Encyonopsis*.

- **Encyonema**

Las frústulas de *Encyonema* son asimétricas al eje apical y simétricas al eje transapical. El margen dorsal es muy arqueado, mientras que el margen ventral es recto o casi recto. Los extremos distales del rafe se desvían ventralmente. Los estigmoides pueden estar presentes o ausentes. Si hay un estigmoide presente, se ubica en el lado dorsal del área central.

Los extremos distales del rafe se desvían ventralmente. Los campos de poros apicales están ausentes.

Las células pueden crecer como células individuales, producir vainas mucilaginosas o formar colonias dentro de los tubos mucilaginosos. *Encyonema* se distribuye ampliamente en América del Norte, principalmente en hábitats bentónicos.

- **Eunotia**

Los miembros de las Eunotiaceae (*Eunotia*, *Actinella*, *Amphicampa*) son inusuales entre las diatomeas rafidas, ya que las frústulas tienen un sistema de rafe muy corto. Los nódulos terminales se colocan en el manto. Desde el

nódulo terminal, la hendidura del rafe descansa sobre el manto de la valva y luego, leve o fuertemente, se curva sobre la cara de la valva.

Como resultado de esta morfología, las ramas del rafe son visibles en la vista de la cintura. Las valvas de Eunotia son asimétricas al eje apical. El margen dorsal es convexo, liso u ondulado. El margen ventral es recto o cóncavo. Las estrías uniseriadas se extienden a través de la cara de la valva. Las areolas de las estrías generalmente carecen de himenos y otras oclusiones. Por lo general, hay una rimoportula presente en el vértice de cada valva, aunque ocasionalmente puede haber dos rimoportulae, o pueden estar ausentes. Las células se presentan solas, libres o unidas por tallos mucilaginosos, o en colonias largas con forma de cinta. Las especies dentro de Eunotia están muy extendidas y diversas en hábitats ácidos y distróficos.

- **Fragilaria**

Las frústulas de Fragilaria son rectangulares a lanceoladas en la vista de la cintura. El patrón de ornamentación en la cara de la valva es variable, pero generalmente está presente un esternón central.

Las férulas están unidas por pequeñas espinas marginales para formar colonias en forma de cinta (una banda) está presente, generalmente colocado en un extremo distal. También están presentes pequeños poros apicales.

Las bandas de cintura están abiertas. Las células vivas contienen plastidios compuestos de 2 placas, colocadas contra la cara de la valva.

Fragilaria es a menudo abundante en el plancton de los lagos, incluidas las especies *F. crotonensis*, *F. capucina* y *F. vaucheriae*. Al igual que *Asterionella formosa*, *F. crotonensis* es una especie que se considera que tiene una distribución mundial y también se considera que ser introducido por las actividades humanas.

- **Frustulia**

Las estrías están compuestas de areolas finas, dispuestas en patrones que parecen formar filas apicales y transapicales. El género posee distintas costillas medianas y longitudinales que se extienden la mayor parte de la longitud del rafe se encuentra entre las costillas longitudinales. En el extremo de la válvula, las costillas forman una sola punta, o crayón de porte. Los extremos del rafe proximal y distal no se observan claramente con microscopía óptica. Las células vivas poseen una forma de H plastida.

Las especies de *Frustulia* están muy extendidas en América del Norte. Las células alcanzan su mayor abundancia en aguas como lagos de filtración donde el agua es ligeramente ácida, el carbono orgánico disuelto es alto, y la conductividad específica es relativamente baja.

- **Gomphonema**

En la vista valvar, las valvas tienen forma de palo o clavadas. En la vista de la conectiva, las frústulas tienen forma de cuña o cuneadas. Puede haber un estigma en un lado del área central. Un campo de poros apicales está presente y atravesado por el rafe terminal.

Las estrías son uniseriadas. Muchas especies crecen en tallos mucilaginosos y se pueden encontrar en casi todos los tipos de hábitat dentro de lagos y arroyos.

- **Gyrosigma**

Las valvas son sigmoideas. El área axial es estrecha y también sigmoidea, que contiene un rafe sigmoideo. Las estrías se componen de areolas punteadas y forman filas que son perpendiculares y paralelas a los ejes apical y transapical. El área central es redonda a elíptica. Los extremos del rafe proximal externo se desvían en direcciones opuestas entre sí. En las células vivas, hay dos plastidios presentes. *Gyrosigma* es característico de los hábitats epipelíticos y endopelíticos. El género está ampliamente distribuido en aguas dulces, con algunas especies que se encuentran en aguas salobres.

- **Melosira**

Las valvas *Melosira* tienen poca ornamentación. Carecen de características distintivas que incluyen costas, septos y espinas. Las frústulas forman largas colonias unidas en la cara de la valva. *Melosira* contiene una pequeña cantidad de especies de agua dulce. *M. varians*, una de las especies más comunes del género crece en hábitats bentónicos de arroyos y lagos eutróficos. *Melosira* también contiene la especie *M. undulata*, que crece en grandes lagos oligotróficos, así como en ríos distróficos.

- **Navicula**

Las valvas de *Navicula* tienden a ser elípticas a ampliamente lanceoladas en el contorno. Los extremos de las valvas pueden ser capitados, agudos, redondeados o no expandidos. El esternón central está engrosado y ese engrosamiento puede ser algo asimétrico. Pseudosepta puede estar presente o ausente.

El rafe es recto y filiforme, o lateral en algunas especies. Los extremos del rafe proximal están ligeramente desviados hacia un lado. El área central puede expandirse, pero la sílice no se engrosa en una fascia. Un carácter definitorio de *Navicula* es la areola lineal, o lineolae.

A mediados de la década de 1900, principalmente a través del trabajo de Hustedt, *Navicula* se convirtió en un género que contenía una gran cantidad de especies de lanceolados, birafidos no relacionados. Muchas de estas especies no relacionadas han sido separadas en nuevos géneros o reemplazadas en los géneros más antiguos, descritos originalmente.

- **Nitzschia**

El rafe nitzsquiideo se coloca excéntricamente dentro de una quilla que está soportada por peroné. Las valvas carecen de esternón. Dentro del género, las especies tienen un gran rango de tamaño, desde muy pequeño hasta muy

grande. *Nitzschia* es un género muy común con una gran cantidad de especies que a menudo son difíciles de identificar. Algunas especies de *Nitzschia* alcanzan una gran abundancia en aguas con alta contaminación orgánica.

- **Nupela**

Las especies de *Nupela* son de tamaño pequeño, generalmente menos de 20  $\mu\text{m}$ . Aunque el género se describió por primera vez como isovalvar, se ha descubierto que muchas especies recientemente descritas son heterovalvares con respecto al desarrollo del rafe. Las especies de heterovalvares tienen una valva con un rafe completamente desarrollado y la otra valva con un rafe reducido o ausente. Las valvas de *Nupela* son ligeramente asimétricas al eje apical y el área central es asimétrica. El área central puede extenderse casi hasta el margen de la valva. Las areolas son elípticas, alargadas en el eje transapical. Las areolas están cubiertas por himenos.

Una característica distintiva de *Nupela* parece ser que las aberturas externas de las areolas son más grandes que las aberturas internas. Las areolas están dispuestas en estrías de longitud variable. Las estrías aparecen como bandas estrechas y longitudinales.

Estas bandas longitudinales son de 2 a 4, y pueden ser de número variable entre los lados del rafe de la misma valva. El rafe proximal externo está ligeramente expandido. El rafe proximal interno es algo curvo. Algunos taxones tienen extremos de rafe proximales en forma de T.

*Nupela* fue descrita originalmente de estanques de alta elevación de Papua Nueva Guinea. Desde su descubrimiento inicial, *Nupela* se ha informado en toda Europa, América del Sur, América del Norte, Asia y África en aguas de pH neutro y baja conductividad.

- **Pinnularia**

Las frústulas de *Pinnularia* pueden ser grandes, de hasta 300  $\mu\text{m}$  de longitud. Las estrías son alveoladas. Internamente, las estrías se colocan dentro de las cámaras. Las aberturas de las cámaras son evidentes como líneas longitudinales que cruzan las estrías. El sistema de rafe puede ser recto o complejo. Externamente, los extremos del rafe proximal se expanden y se doblan ligeramente hacia el mismo lado.

Las fisuras terminales del rafe se desvían y pueden formar una curva distinta (una forma de signo de interrogación). El área central puede expandirse a uno o ambos lados. Las células vivas contienen dos plastidios.

*Pinnularia* está estrechamente relacionada con *Caloneis* y algunos autores sugieren que deberían considerarse como el mismo género. *Pinnularia* contiene una gran cantidad de especies y a menudo es abundante en aguas poco ácidas y de baja conductancia.

- **Planothidium**

Las frústulas de *Planothidium* son heteros valvares, con valva de rafe ligeramente cóncava y valva de rafe convexa. Las valvas son elípticas a lanceoladas, con ápices redondeados, rostrados o capitados. Las estrías son multiseriadas. La valva de rafe posee estrías radiales y un rafe prominente. Las fisuras terminales del rafe son largas, curvas y desviadas unilateralmente.

Muchas especies de *Planothidium*, poseen un área central asimétrica en la válvula sin rafe. Internamente, esta área central tiene una depresión bordeada y, en algunos casos, también hay una capucha. La estructura de la depresión con borde y la capucha no se reconocieron hasta que se examinaron bajo el microscopio electrónico de barrido.

Las células tienen un hábito de crecimiento adnado, en el que están unidas por la cara de la valva de rafe al sustrato. El género fue separado de *Achnantheidium* por Round y Bukhtiyarova (1996) y Lange-Bertalot (1997).

- **Reimeria**

Las valvas de *Reimeria* son simétricas al eje transapical y asimétricas al eje apical. El margen dorsal es ligeramente arqueado. El margen ventral está notablemente expandido, o tumid, en el área central. Los poros apicales están presentes en ambos polos en el margen ventral y bisecados por la fisura distal del rafe. El área axial es estrecha.

Se coloca un solo estigma en el lado dorsal del área central. Las fisuras distales del rafe se desvían hacia el margen ventral.

*Reimeria* contiene algunas especies, dos de las cuales están ampliamente distribuidas en hábitats bentónicos. La literatura más antigua contiene este grupo dentro del complejo *Cymbella sinuata*.

- **Rhoicosphenia**

Las frústulas de *Rhoicosphenia* son claviformes en vista valvar y hetero valvar. En vista de la conectiva, las valvas están flexionadas y curvadas. Como resultado de la asimetría al eje transversal, la cara de la valva es curva. Una valva tiene un rafe completo con dos ramas distintas de rafe. La otra valva tiene una rama de rafe muy pequeña en el asta. Pseudosepta están presentes y distintos en ambos polos. A diferencia de las especies en *Gomphonema*, las valvas carecen de campos de poros apicales.

Las células crecen en tallos cortos en arroyos y zonas de olas de lagos. *Rhoicosphenia* es común en el oeste de América del Norte. Durante muchos años, solo se encontró una sola especie de agua dulce existente en América del Norte, *R. abbreviata* (un homónimo anterior de *R. curvata*). Ahora, se reconocen varias especies.

- **Surirella**

Las células de *Surirella* crecen como células individuales y aisladas. Las frústulas pueden ser isopolares o heteropolares.

Al igual que otros géneros dentro de la familia Surirellaceae, el sistema de rafe se coloca a lo largo del margen de la valva. El rafe se encuentra dentro de un canal, que puede elevarse por encima de la superficie de la valva en algunas especies. Las células pueden estar altamente silicificadas, con espinas y nódulos de sílice en la superficie de la valva.

Las especies de *Surirella* son comunes en los bentos, especialmente en los hábitats epipélicos.

Las células pueden ser relativamente pequeñas, muy grandes (unos pocos cientos de micrómetros), dependiendo de la especie. Debido al extenso sistema de rafe, las especies de *Surirella* tienen una alta movilidad en comparación con otros géneros de diatomeas.

Pueden vivir dentro de granos de arena y sedimentos finos, y pueden moverse a través del sedimento por medio del sistema de rafe.

- **Ulnaria**

Las valvas son lineales y alargadas, con algunas especies cerca de 50  $\mu\text{m}$  de longitud, otras alcanzando más de 500  $\mu\text{m}$  de longitud. Está presente un esternón central estrecho, con estrías que se unen desde cada lado de la valva o están ligeramente desplazadas.

Puede estar presente un área central, que varía de pequeña y ovalada a rectangular y se extiende hasta los márgenes de la valva. El área central puede contener "estrías fantasmas", o estrías débiles que están presentes en parte o en toda el área central. Hay uno o dos rimoportulae presentes, en uno o ambos vértices. En muchas especies, los ápices son claramente rostrados. Las estrías son puntiagudas y pueden ser uniseriadas o biseriadas. Las bandas de faja están cerradas.

Las células vivas son comunes en ríos y lagos. Están unidos al sustrato por una almohadilla de mucílago secretada por un poro apical.

### **3. JUSTIFICACIÓN**

En México hay pocos estudios en zonas ribereñas que integren el análisis de grupos funcionales de diferentes niveles tróficos de ambientes acuáticos y terrestres, así como de los procesos ecológicos que efectúan, en relación con cambios en el uso del suelo. En particular, en ecosistemas montañosos tropicales no se ha determinado claramente el efecto de la vegetación ribereña sobre la calidad del agua y el impacto que esto tiene en la diversidad de especies tanto a nivel ecológico como funcional.

La propuesta de investigación que se hace aborda el estudio de la relación entre la calidad del agua y la diversidad de grupos funcionales de diferentes niveles tróficos en la zona ribereña del bosque mesófilo de montaña, ecosistema cuya conservación está muy amenazada por las actividades humanas. En particular, se analizará si la vegetación ribereña en diversos escenarios de uso de suelo (bosque, cafetal y pastizal), afecta la presencia y diversidad de grupos de organismos clave en el funcionamiento de los ambientes ribereños y de ríos asociados.

## 4. HIPÓTESIS Y PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

La calidad del agua y el epilíton funcionan como indicadores ecológicos complementarios para conocer el estado de conservación de la zona ribereña de ríos y fundamentalmente como un filtro de retención en diferentes escenarios de uso de suelo.

P1: ¿Cuál es el efecto de las características de la vegetación ribereña sobre la calidad del agua de los ríos y de la materia orgánica al actuar como filtro que retiene nutrientes y sedimentos en diferentes escenarios de uso de suelo?

P2: ¿Funciona el epilíton (estructura y composición) como indicador ecológico del estado de conservación de la zona ribereña?

## 5. OBJETIVOS

### 5.1 Objetivo General.

Evaluar el efecto de la vegetación ribereña sobre la calidad del agua y la estructura y composición del epilíton de ríos en diferentes usos de suelo, de la cuenca del La Antigua, Veracruz.

### 5.2 Objetivos Específicos.

OE1: Analizar la variación espacial y temporal de la calidad del agua de ríos.

- *Meta: Determinar la concentración de nutrientes (nitratos, nitritos, amonio, fosforo reactivo, fosforo total y sílice), la cantidad de sedimentos (sólidos suspendidos totales), clorofila y materia orgánica (materia orgánica fina y gruesa) en el agua de ríos en diferentes escenarios de uso de suelo.*

OE2: Analizar el cambio en la composición y estructura del epilíton (diatomeas) de ríos en diferentes escenarios de uso de suelo.

- *Meta: Realizar un análisis cualitativo y cuantitativo del epilíton de ríos en diferentes escenarios de uso de suelo.*

OE3: Analizar la influencia que tiene la calidad del agua sobre la estructura y composición del epilíton.

- *Meta: Determinar si la calidad del agua de los diferentes escenarios de uso de suelo afecta o no al epilíton, modificando su estructura y composición.*

## 6. ÁREA DE ESTUDIO

La cuenca de La Antigua ha sido definida por la CONABIO como región hidrológica prioritaria; está situada en la porción central del estado de Veracruz (19°13'12" - 18°51'00" N; 97°16'12" - 95°55'12" E); En un contexto fisiográfico, la cuenca está dividida en dos regiones (provincias fisiográficas); en dirección este se encuentra la Llanura Costera del Golfo Sur, mientras que en dirección oeste se ubica el Eje Neovolcánico (Faja Volcánica Mexicana). La cuenca completa ocupa una superficie de 2,176 km<sup>2</sup> y está conformada por los estados de Veracruz (80.4%) y Puebla (19.6%), el primero representado por veintidós municipios, y el segundo por cinco. La mayor elevación registrada es de 4,204 msnm y la menor es de 0, con una elevación promedio de 1,376 msnm. El cauce principal del río La Antigua se extiende hasta 148 km. Las localidades más importantes en la cuenca, de acuerdo con el Censo de Población y Vivienda más reciente (INEGI, 2010) son: Coatepec (53,621 habitantes), Xico (18,652 habitantes) y Teocelo (9,967 habitantes).

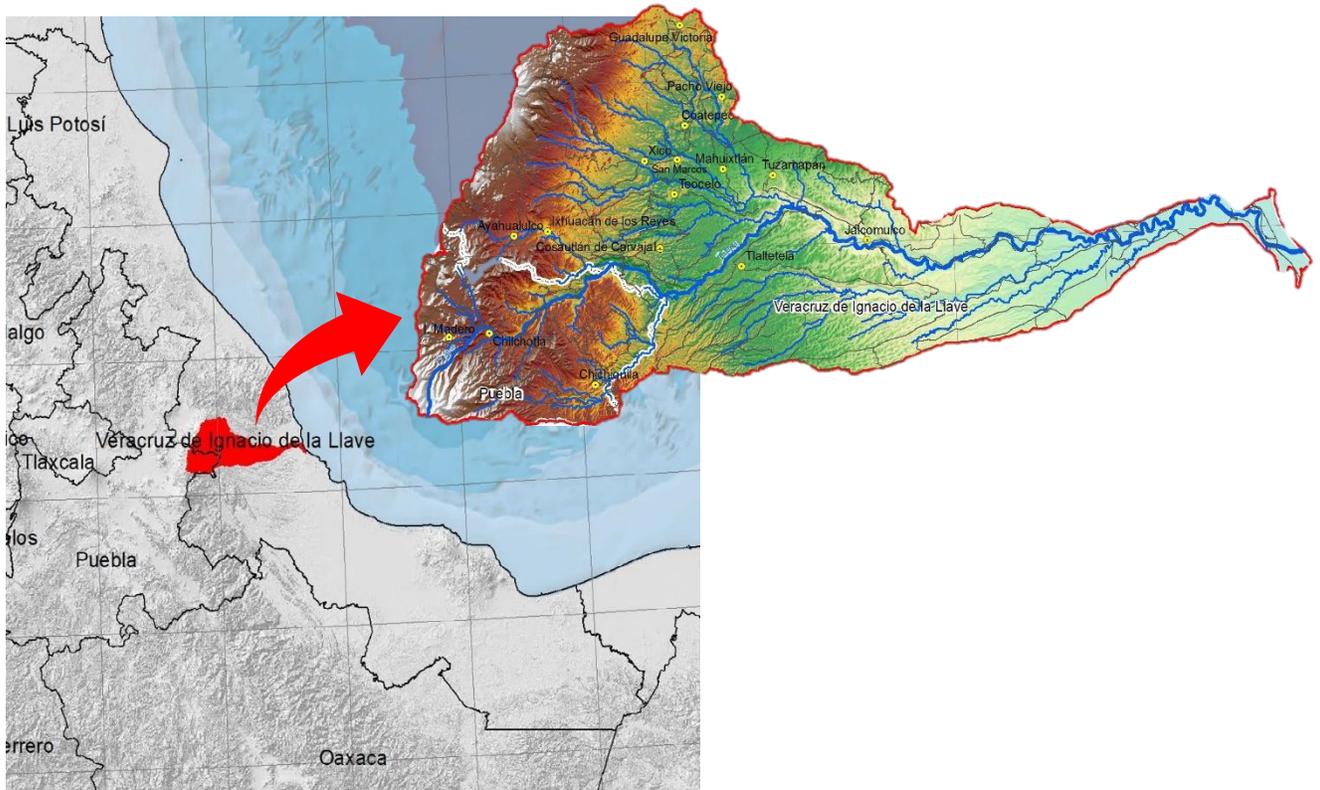


Figura 1. Localización del río La Antigua, Veracruz.

La cuenca fue dividida en tres grandes zonas de acuerdo con sus diferencias altitudinales, así como a la funcionalidad de tales zonas en el territorio de la cuenca.

La Tabla 1 describe las características de las zonas: cuenca alta, cuenca media y cuenca baja.

Tabla 1. Zonificación altitudinal de la cuenca del río La Antigua.

Zona	Función Principal	Pendiente (grados)	Desnivel Altitudinal (m)	Superficie	
				km2	%
<b>Cuenca Alta</b>	Captación	20.78	3,733	998.98	45.90
<b>Cuenca Media</b>	Acumulación y transporte	12.06	1,378	1,055.11	48.49
<b>Cuenca Baja</b>	Descarga	4.54	251	121.89	5.60

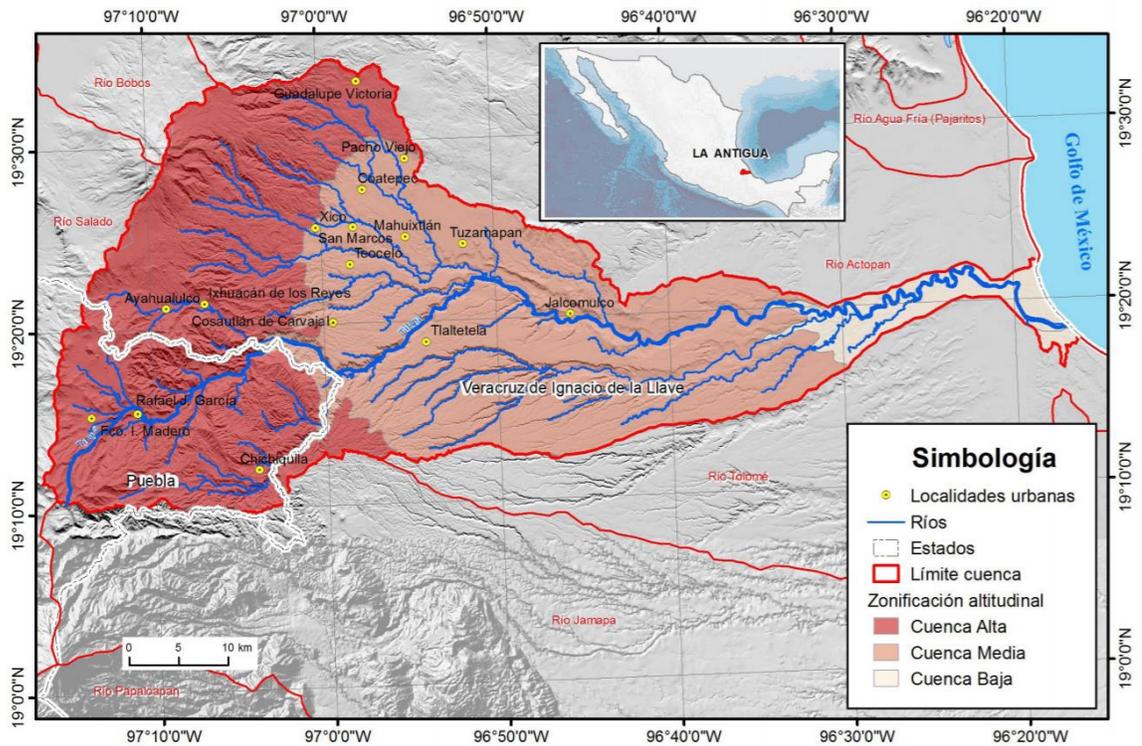


Figura 2. Zonificación altitudinal de la cuenca del río La Antigua.

El área de estudio está localizada en la cuenca alta del río de La Antigua, Veracruz. El área total de la cuenca es de 1,322 km<sup>2</sup>.

El tipo de suelo predominante en esta región es andosoles, litosoles andicos y suelos muy porosos y fangosos. El clima es templado-húmedo, con temperatura promedio de 18°C y una precipitación anual de 1,500 mm (Williams-Linera, 2007). La vegetación dominante de la región es bosque mesófilo de montaña, hay una tasa de conversión extremadamente alta del bosque original a varios usos de suelo, en los últimos años, como resultado de esto la región se caracteriza por un paisaje fragmentado que comprende el bosque, parcelas agrícolas, pastizales, cafetales y asentamientos humanos. Es una unidad hidrológica importante por su uso urbano, recreativo, de pesca y riego.

## 7. MATERIALES Y MÉTODOS

### 7.1 Selección de Sitios

Se seleccionaron sitios lo más comparables posible que solo difirieran en el uso de suelo, para hacer los muestreos. Para ello se hizo una exploración por medio de un Sistema de Información Geográfico (SIG), de los ríos y la vegetación presente para escoger dentro de una misma cota altitudinal (1000 a 2000 m). Los ríos son permanentes, con al menos una longitud de 500-1000 m, con el mismo tipo de suelo. Estos sitios tienen al menos 70% de bosque y pastizal que colinda con el río (Vázquez et al., 2011).

Posteriormente se hicieron visitas de prospección para confirmar que los ríos elegidos tuvieran las características descritas, una vez confirmados los sitios se procedió a realizar los muestreos. En cada sitio se ubicó un transecto de más de 100 m, donde se hicieron los muestreos de agua y epiliton. Se realizaron dos muestreos, en temporada de lluvia y norte, de un río por cada escenario.

*Tabla 2. Ubicación de los sitios de muestreo y sus coordenadas geográficas.*

<b>Sitio</b>	<b>Latitud (N)</b>	<b>Longitud (O)</b>	<b>Altitud</b>
<b>B1</b>	19°24'14.54"	97° 5'43.82"	1845 m
<b>P1</b>	19°24'16.04"	97° 5'37.80"	1832 m
<b>P2</b>	19°24'9.68"	97° 5'36.06"	1816 m
<b>B2</b>	19°24'10.82"	97° 5'29.95"	1795 m

### 7.2 Escenarios

Para evaluar el papel de la zona ribereña como filtro se plantean dos escenarios dentro de la microcuenca:

1. B/P: Un área de bosque, seguida de un área con uso de suelo de pastizal siguiendo el flujo del río. (Figura 3. A).
2. P/B: Un área con uso de suelo de pastizal, seguida de un área con bosque siguiendo el flujo del río. (Figura 3. B).

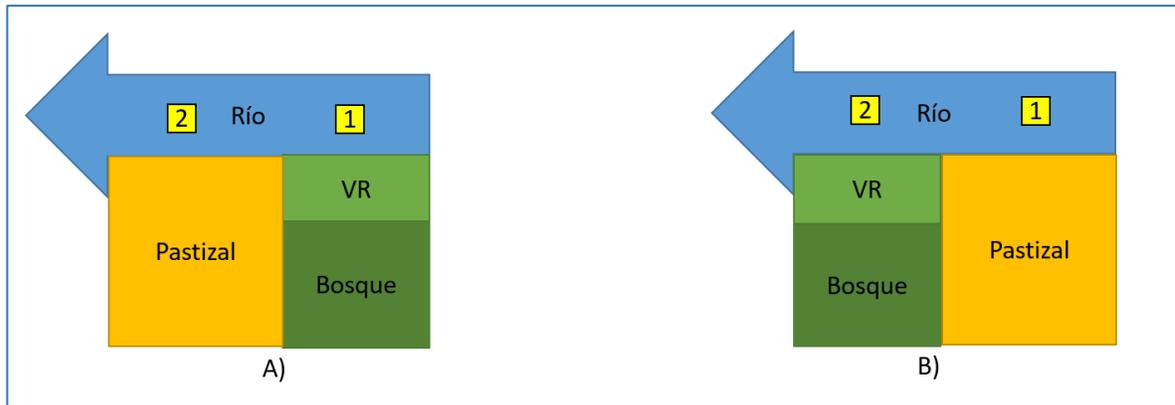


Figura 3. Escenarios de estudio. Se muestran las diferentes combinaciones de uso de suelo, las flechas azules indican el flujo del agua del río, los cuadros amarillos indican los puntos de muestreo.

Se seleccionó un río por escenario, sumando un total de 2 sitios de muestreo. En cada sitio de muestreo se ubicarán 2 puntos de muestreo (ver Figura 3) en donde se realizaron los estudios propuestos para cada objetivo específico. El escenario P/B permitió comparar la calidad del agua de las escorrentías, del manto freático y del agua infiltrada que provienen del punto del pastizal sin zona ribereña, con las muestras que provienen del punto del bosque (control).

En este caso esperaríamos que el agua del río tuviera altas concentraciones de nutrientes, y/o sedimentos antes de pasar por la zona del punto del bosque y al llegar a este punto disminuyan. En el escenario B/P esperaríamos que el agua proveniente del punto del bosque tenga bajas concentraciones de nutrientes, y/o sedimentos y al pasar por el punto del pastizal estas concentraciones se eleven considerablemente.

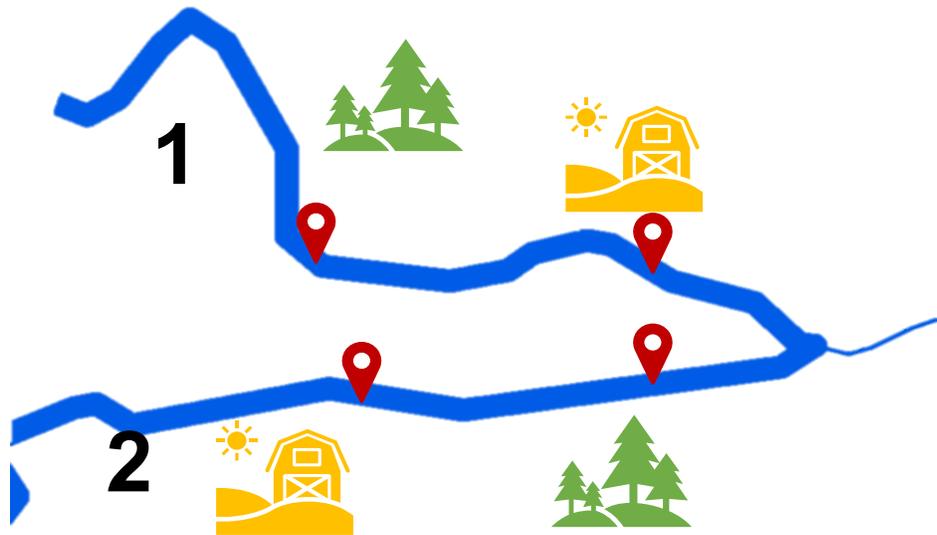


Figura 4. Ubicación de los puntos de muestreo y escenarios.

## 7.3 Metodología

### 7.3.1 Análisis Físicoquímicos

Para evaluar la calidad del agua en cada río se establecieron dos puntos de muestreo donde se midieron *in situ* con el Multiparamétrico YSI, temperatura (T, °C), oxígeno disuelto (DO, mg l<sup>-1</sup>), conductividad (EC, μS cm<sup>-1</sup>); con el potenciómetro se midió pH.

Usando botellas de polietileno de 1 litro se tomaron muestras de agua para la determinación de concentración de nutrientes (nitratos, nitritos, amonio, fosforo reactivo, fosforo total, y sílice), alcalinidad, cloruros, y sulfatos, mediante espectrometría siguiendo las técnicas de (Strickland & Parsons, 1997) y la cantidad

de sedimentos (solidos suspendidos totales y turbidez), los cuales se analizaron en el laboratorio de Ecología Funcional del INECOL.



SST



Turbidez



Amonio



Sílice



Fósforo reactivo



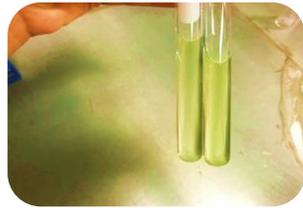
Fósforo Total

*Figura 5. Análisis fisicoquímicos del agua.*

Para clorofila- $\alpha$  se colectaron tres piedras de cada punto muestreo y se colocaron en botes de 250 ml cubiertos de aluminio con metanol al 90%, se mantuvieron en refrigeración a 4°C y lejos de la luz, durante 24 h.

Después de haberse realizado la extracción, se midió el volumen de las muestras y se filtraron para ser observadas en el espectrofotómetro a 635, 650 y 665 nm, para obtener el área total de las piedras se envolvieron cuidadosamente con aluminio y se marcaron, la forma de aluminio obtenida se escaneó para ser medida mediante el programa de análisis foliar WinFOLIA, una vez obtenidos todos estos datos se calculó la clorofila- $\alpha$  por centímetro cuadrado, con la siguiente fórmula:

$$\text{Clorofila-}\alpha/\text{cm}^2 = (\text{clorofila-}\alpha * \text{volumen}) / \text{área de la piedra}$$



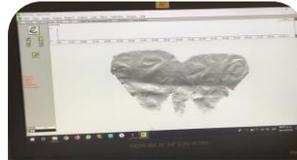
Extracción de clorofila



Empapelado y etiquetado de piedras



Escaneo



Obtención del área de la piedra

*Figura 6. Proceso para la obtención de clorofila-a/cm<sup>2</sup>.*

### 7.3.2 Análisis de Epilíton

Para el análisis cualitativo de epilíton, se colectaron tres piedras de cada uno de los puntos de muestreo de los sitios seleccionados, en cada muestreo (lluvia y norte), estas piedras se colocaron juntas en botes de 250ml con agua del río.

La obtención de las diatomeas epilíticas, se realizó mediante el raspado de cada piedra y la muestra compuesta obtenida se colocó en 250 ml de agua deionizada, agregando formol.

Para la identificación taxonómica, se efectuó la limpieza de frústulas, mediante una serie de lavados y centrifugados para eliminar el formol y conservar la materia orgánica, se agregaron 4 gotas de permanganato de potasio y se dejó en reposo por 24 horas, posteriormente se agregó 1 ml de ácido clorhídrico para eliminar la materia orgánica y se esperaron 10 min, se calentó a baño maría hasta que las muestras tomaran una coloración amarillo claro, finalizando nuevamente con lavados y centrifugados para eliminar el ácido de las muestras, quitando el sobrenadante y desechándolo.

Se realizaron las preparaciones permanentes de las diatomeas tratadas agregando varias gotas en el portaobjetos dejándolas deshidratar por medio de calor, al notarse una mancha seca se agregó una gota de resina como medio de montaje y se selló con un cubreobjetos.



Raspado de  
pedras



Muestra  
compuesta



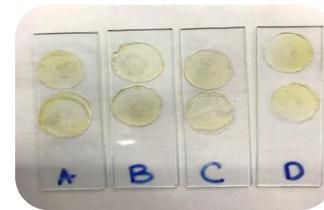
Lavados para  
eliminar formol



Eliminacion de  
MO con  $KMnO_4$



Baño maría con  
ac. clorhídrico

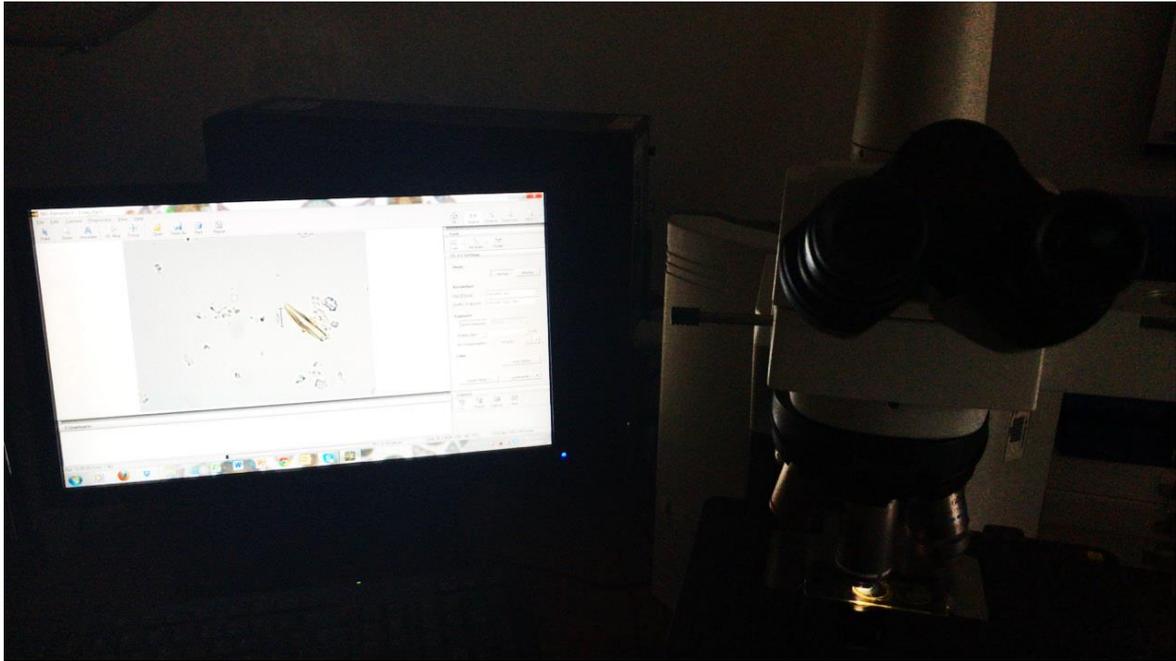


Preparaciones  
permanentes

*Figura 7. Proceso para análisis cualitativo de diatomeas.*

Una vez realizado este procedimiento se observaron las preparaciones al microscopio compuesto y se utilizaron las claves taxonómicas especializadas de (Tiffany & Britton, 1952), (Krammer & Lange-Bertalot, 1986-1991) y consultando las bases de datos de Diatoms.org y Algaebase, para la identificación a nivel género, y en algunos casos hasta especie.

Se tomaron fotos de todos los organismos observados con una cámara OMAX especial para microscopio, conectada vía USB a la computadora.



*Figura 8. Identificación taxonómica y toma de fotografías de diatomeas.*

Para el análisis cuantitativo se colectaron tres piedras diferentes de cada punto y se colocaron en botes de 250 ml con agua del río que solo cubriera la piedra. Al llegar al laboratorio se hizo la técnica de cepillado de piedras, se midió el volumen de muestra y se agregaron 8 gotas de Lugol. Las piedras se empapelaron con aluminio y se etiquetaron para obtener su área total con el programa WinFOLIA.

Para realizar la cuantificación primero se prepararon las muestras agitando con movimientos en ocho suavemente y tomando 16 ml de la muestra para colocarlo en las cámaras de conteo, la cuales se dejaron reposando 24 h para la sedimentación de la materia. Con un microscopio invertido se realizó el conteo de todos los organismos sobre la superficie total de la cámara con un aumento de 40x. Las fórmulas que se emplearon para estimar el número total de células y la densidad de organismos por piedra fueron:

**Total de células = número de células\*volumen de muestra/volumen leído**

**Densidad (cel./cm<sup>2</sup>) = total de organismos/área de la piedra**



Raspado de piedras



Muestra con Lugol y empapelado de piedras.



Conteo de diatomeas en microscopio invertido.



Obtención del área de las piedras.



Análisis para obtener los índices ecológicos por sitio y temporada.

Figura 9. Proceso para análisis cuantitativo de diatomeas.

### 7.3.3 Análisis Estadísticos

#### Análisis de las diatomeas y su relación con las variables ambientales

Para evaluar la dinámica espacio-temporal de las diatomeas presentes en los sitios de muestreo se determinaron los siguientes índices ecológicos (Ludwing & Reynolds, 1988; Reynolds, 2006):

- a) Índice de Riqueza específica (S): Se calculó con el número total de especies obtenidas en el registro de especies de cada sitio.

**S= número de especies**

- b) Índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'): Se calculó de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$H' = \sum_{i=1}^S (p_i)(\ln p_i)$$

$p_i$  = proporción de individuos de la especie  $i$  respecto al total de individuos (es decir la abundancia relativa de la especie  $i$ ): expresada como  $n_i/N$  donde:

$n_i$  = número de individuos de la especie  $i$

$N$  = número de todos los individuos de todas las especies

$S$  = número de especies (la riqueza de especies)

- c) Índice de Dominancia (D'): Dominancia de Simpson (D)

## 8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 8.1 Análisis de las variables biológicas (epilíton)

#### 8.1.1 Lista taxonómica de especies de diatomeas

Se presenta el listado de las especies determinadas de acuerdo a su grupo funcional y su aparición temporal en los escenarios, se determinaron 21 géneros y 27 especies correspondientes a la clase Bacillariophyceae.

Tabla 3. Lista taxonómica de las especies encontradas y aparición temporal en los diferentes escenarios.

Especies	Escenarios							
	B1		P1		P2		B2	
	L	N	L	N	L	N	L	N
<b>Phylum:</b> Bacillariophyta								
<b>Clase:</b> Bacillariophyceae								
<b>Subclase:</b> Bacillariophycidae								
<b>Orden:</b> Achnanthesales								
<b>Familia:</b> Achnantheaceae								
<b>Género:</b> <i>Achnantheidium exiguum</i> (Grunow) Czarn. 1994	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>Género:</b> <i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kütz.) Czarn. 1994	X	X	X		X	X	X	X
<b>Género:</b> <i>Achnanthes inflata</i> (Kütz.) Grunow 1867	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>Género:</b> <i>Planothidium lanceolatum</i> (Bréb. ex Kütz.) Lange-Bert. 1999	X	X	X	X		X	X	X
<b>Familia:</b> Cocconeidaceae								
<b>Género:</b> <i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg 1838	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>Género:</b> <i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg 1838	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>Orden:</b> Bacillariales								
<b>Familia:</b> Bacillariaceae								
<b>Género:</b> <i>Nitzschia dissipata</i> Hassall 1845	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>Género:</b> <i>Nitzschia linearis</i> Hassall 1845	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>Género:</b> <i>Pinnularia sp.</i> Ehrenberg 1843	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>Orden:</b> Cymbellales								
<b>Familia:</b> Cymbellaceae								
<b>Género:</b> <i>Cymbella sp.</i> Agardh 1830	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>Género:</b> <i>Encyonema silesiacum</i> Kützing 1833	X	X		X		X		X
<b>Familia:</b> Gomphonemataceae								
<b>Género:</b> <i>Gomphonema parvulum</i> Ehrenberg 1832	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>Género:</b> <i>Reimeria sinuata</i> (W.Greg.) Kociolek y Stoermer 1987	X	X		X	X	X	X	X
<b>Familia:</b> Rhoicospheniaceae								
<b>Género:</b> <i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C.Agardh) Lange-Bert. 1980	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>Orden:</b> Naviculales								
<b>Familia:</b> Amphipleuraceae								
<b>Género:</b> <i>Frustulia vulgaris</i> Rabenhorst 1853	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>Familia:</b> Brachysiraceae								
<b>Género:</b> <i>Nupela sp.</i> Vyverman y Compere 1991	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>Familia:</b> Diadesmidaceae								

<b>Género:</b> <i>Luticola nivalis</i> Mann in Round, Crawford and Mann 1990	X
<b>Familia:</b> Naviculaceae	
<b>Género:</b> <i>Gyrosigma acuminatum</i> Hassall 1845	X X X X X X X X
<b>Género:</b> <i>Navicula cryptocephala</i> Bory de Saint-Vincent 1822	X X X X X X X X
<b>Género:</b> <i>Navicula cryptotella</i> Bory de Saint-Vincent 1822	X X X X X X X X
<b>Género:</b> <i>Navicula radiosa</i> Bory de Saint-Vincent 1822	X X X X X X X X
<b>Género:</b> <i>Navicula schroeteri</i> Bory de Saint-Vincent 1822	X X X X X X X X
<b>Orden:</b> Surirellales	
<b>Familia:</b> Surirellaceae	
<b>Género:</b> <i>Surirella biseriata</i> Turpin 1828	X X X X X X X X
<b>Subclase:</b> Eunotiophycidae	
<b>Orden:</b> Eunotiales	
<b>Familia:</b> Eunotiaceae	
<b>Género:</b> <i>Eunotia exigua</i> Ehrenberg 1837	X X X X X X X X
<b>Subclase:</b> Fragilariophycidae	
<b>Orden:</b> Fragilariales	
<b>Familia:</b> Fragilariaceae	
<b>Género:</b> <i>Fragilaria sp.</i> Lyngbye 1819	X X X X X X X X
<b>Orden:</b> Licmophorales	
<b>Familia:</b> Ulnariaceae	
<b>Género:</b> <i>Ulnaria ulna</i> (Kützing) Compère 2001	X X
<b>Clase:</b> Coscinodiscophyceae	
<b>Subclase:</b> Coscinodiscophycidae	
<b>Orden:</b> Melosirales	
<b>Familia:</b> Melosiraceae	
<b>Género:</b> <i>Melosira varians</i> Agardh 1824	X X X X X X X X

---

Un género muy diverso fue *Nitzschia* que tiene afinidad a aguas salobres, orgánicamente contaminadas, ricas en nutrientes y pobres en oxígeno. Esto es reportado por muchos autores como característica de ambientes ricos en materia orgánica (Lange-Bertalot, 1979; Gómez, N. 1995; Kelly & Whitton, 1995 y Van Dam, H. et al., 1994), siendo utilizada como indicadora de aguas fuertemente contaminadas por su alta tolerancia a la contaminación (Lange-Bertalot H. 1980).

Otro género diverso fue *Navicula*, dicha especie se reporta para condiciones de alta conductividad, altas concentraciones de nutrientes y corrientes de flujos rápidos (Martínez de Fabricius, et al., 2003).

*Achnanthes* que es común en un amplio rango de condiciones ambientales, siendo representado mayormente por la especie *A. minutissima* es considerada una especie cosmopolita y reportada para aguas menos contaminadas.

Descy (1979) la clasificó como sensitiva a la contaminación, sin embargo, Mayama, S. & Kobayasi, H. (1984), la encontró en aguas de fuerte a severamente contaminadas, sin observarse altas densidades en aguas excesivamente contaminadas.

Los géneros Gomphonema y Cocconeis, considerados cosmopolitas y presentes en condiciones de aguas limpias a moderadamente enriquecidas (Biggs, B. J. F. & C. Kilroy, 2000), fueron encontrados en mayor abundancia.

#### 8.1.2 Número de especies registradas por temporada.

En las temporadas se registraron números muy parecidos de especies.

En temporada de lluvias en el Sitio 1 (B/P) encontramos en el punto del bosque 25 especies de diatomeas, en el punto de pastizal 24 especies. En el Sitio 2 (P/B) se encontraron 22 especies en el pastizal y 23 especies en el bosque. En esta temporada se destaca mayor número de especies en el bosque.

En la temporada de nortes en el Sitio 1 se registraron en el punto del bosque y en el punto de pastizal 23 especies de diatomeas por igual. En el Sitio 2 se encontraron 24 especies en el punto de pastizal y 22 especies en el punto del bosque.

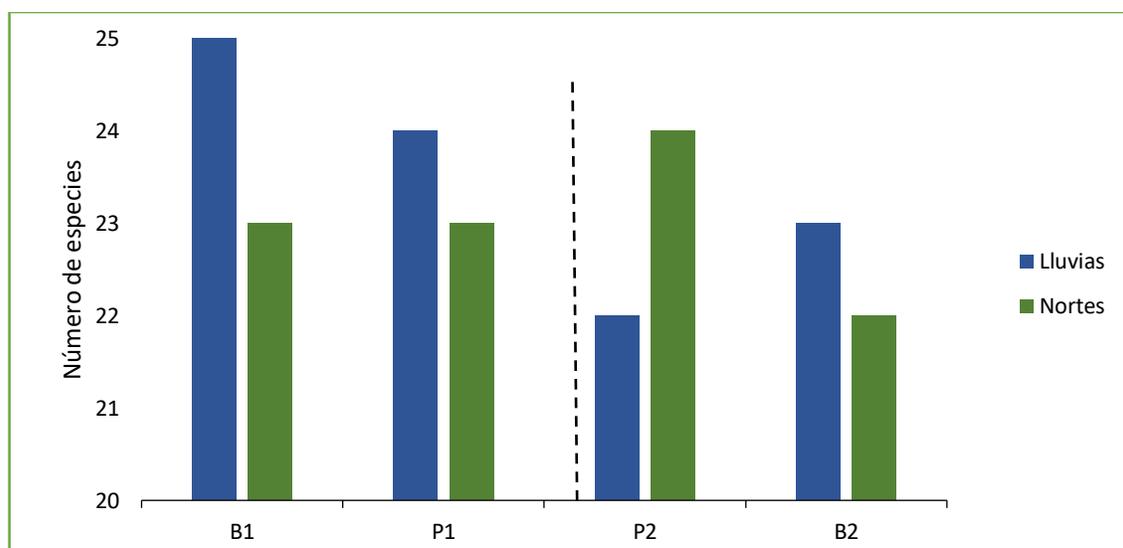


Figura 10. Número de especies registradas en las temporadas de lluvias y nortes por sitio.

### 8.1.3 Clasificación de las diatomeas con base en sus valores indicadores ecológicos y su forma de crecimiento

Una lista taxonómica y de los valores indicadores de variables ambientales son herramientas indispensables para conocer la calidad del agua.

Las diatomeas son sensibles a muchas variables ambientales, incluyendo luz, humedad, temperatura, velocidad de corriente, salinidad, pH, oxígeno, nutrientes inorgánicos (carbono, fósforo, nitrógeno, sílice), Carbono orgánico y nitrógeno orgánico. Por lo tanto, se consideran indicadores importantes para los cambios ambientales, incluyendo acidificación, eutrofización y cambios climáticos (Van Dam *et al.*, 1994).

Tabla 4. Clasificación de valores indicadores ecológicos.

pH		
1	Acidobiontico	Óptimo <5.5
2	Acidófilo	Principalmente <7
3	Circumneutral	Principalmente 7
4	Alcalófilo	Principalmente >7
5	Alcalobiontico	Exclusivamente >7
N Absorción metabólica de nitrógeno		
1	Autótrofos	Tolerando concentraciones muy pequeñas.
2	Autótrofos	Tolerando concentraciones elevadas.
3	Heterotróficos	Necesidad continua de elevadas concentraciones.
O Requerimiento de Oxígeno		
1	Continuamente alto	100%
2	Bastante alto	75%
3	Moderado	50%
4	Bajo	30%
T Estado Trófico		
1	Oligotraféntico	
2	Oligo-mesotraféntico	
3	Mesotraféntico	
4	Meso-eutraféntico	
5	Eutraféntico	
6	Hipereutraféntico	

Tabla 5. Lista taxonómica de las especies encontradas, su forma de crecimiento y sus valores indicadores ecológicos.

Especie	Forma de crecimiento	Indicador Ecológico			
		pH	N	O	T
<i>Achnanthes inflata</i>	Postrado	.	.	.	.
<i>Achnanthidium exiguum</i>	Postrado	4	2	1	6
<i>Achnanthidium minutissimum</i>	Postrado	3	2	1	6
<i>Cocconeis pediculus</i>	Postrado	4	2	2	5
<i>Cocconeis placentula</i>	Postrado	4	2	3	5
<i>Cymbella</i> sp.	Acechado	3	2	1	3
<i>Encyonema silesiacum</i>	Acechado	3	2	3	6
<i>Eunotia exigua</i>	Erecto	1	2	2	6
<i>Fragilaria</i> sp.	Sestónico	4	.	.	2
<i>Frustulia vulgaris</i>	Postrado	4	2	1	4
<i>Gomphonema parvulum</i>	Acechado	3	3	4	5
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	Postrado	5	2	3	5
<i>Luticola nivalis</i>	Postrado	3	.	.	5
<i>Melosira varians</i>	Sestónico	4	3	3	5
<i>Navicula cryptocephala</i>	Postrado	3	2	3	6
<i>Navicula cryptotella</i>	Postrado	4	.	.	6
<i>Navicula radiosa</i>	Postrado	3	2	2	4
<i>Navicula schroeteri</i>	Postrado	4	.	1	5
<i>Nitzschia dissipata</i>	Postrado	4	2	2	4
<i>Nitzschia linearis</i>	Postrado	4	2	2	4
<i>Nupela</i> sp.	Postrado	2	1	1	1
<i>Pinnularia</i> sp.	Postrado	3	2	3	6
<i>Planothidium lanceolatum</i>	Postrado	4	2	3	5
<i>Reimeria sinuata</i>	Acechado	3	2	1	3
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	Acechado	4	2	2	5
<i>Surirella biseriata</i>	Postrado	4	.	.	5
<i>Ulnaria ulna</i>	Sestónico	4	2	3	6

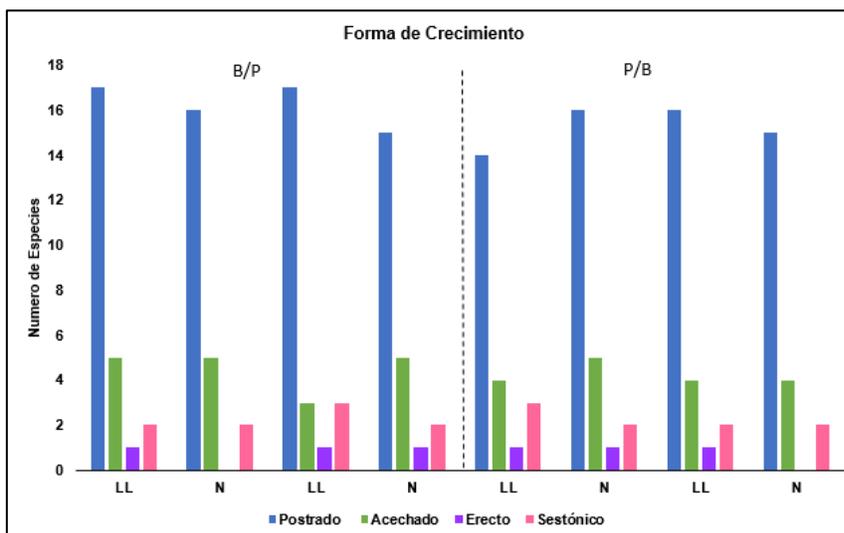


Figura 11. Grafica de las formas de crecimiento de las diatomeas encontradas.

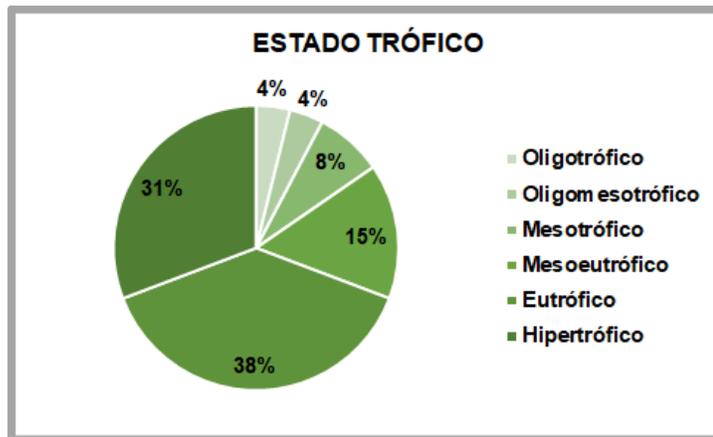


Figura 12. Gráfica del estado trófico de las diatomeas encontradas.

Basado en el Estado Trófico las diatomeas fueron clasificadas los sitios ubicados en la parte alta del río fueron clasificadas del 1 al 6 correspondiéndoles un estado trófico de oligotrófico a hipertrófico. La mayoría de las diatomeas fueron consideradas eutróficas y la minoría oligotróficas y oligo-mesotróficas.

#### 8.1.4 Análisis espacial y temporal de diatomeas.

##### Abundancia de especies

Durante los muestreos de lluvias y nortes, se registró mayor abundancia de 198.9049365 cel/cm<sup>2</sup> en el sitio P1 correspondiente al pastizal del escenario B/P en temporada de nortes y la menor abundancia de 67.25524552 cel/cm<sup>2</sup> en el sitio P2 correspondiente al pastizal del escenario P/B en temporada de lluvias.

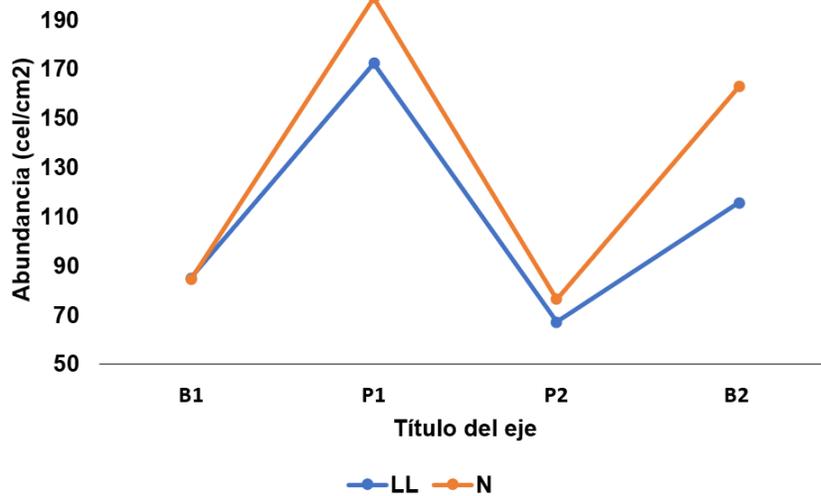


Figura 13. Gráfica de la abundancia de diatomeas por temporada y sitio.

### Índices ecológicos

La mayor diversidad ( $H'$ ) se registró en el escenario B/P en el sitio de bosque en la temporada de lluvias con el valor de 2.546, seguido por el sitio de pastizal de este mismo escenario en temporada de lluvias con un valor de 2.445; la menor diversidad la encontramos en el escenario P/B sitio de bosque en la temporada de lluvias con un valor de 1.996 (ver tabla 6).

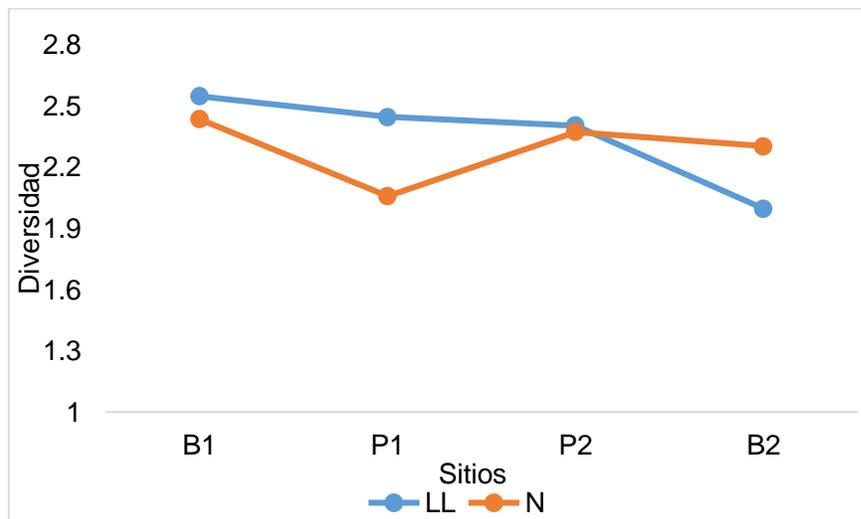


Figura 14. Gráfica de diversidad de especies.

La equitatividad (J') de las especies registrada fue mayor en el escenario P/B en el sitio de pastizal en temporada de lluvias con un valor de 0.8314 y menor en este mismo escenario, pero en el sitio de bosque en temporada de lluvias con un valor de 0.6778. Donde la equitatividad fue mayor nos indica que todas las especies son igualmente abundantes y donde la equitatividad fue menor nos indica que unas especies son abundantes y las demás son raras o poco abundantes (ver tabla 6).

La mayor dominancia (D') fue registrada en el escenario P/B en el sitio de bosque en temporada de lluvias con un valor de 0.2861 y menor en el escenario B7P en el sitio de bosque en temporada de nortes con un valor de 0.1362 (ver tabla 6).

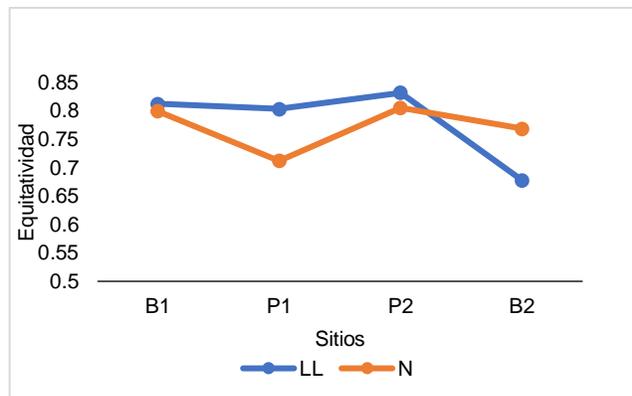


Figura 15. Gráfica de Equitatividad de especies.

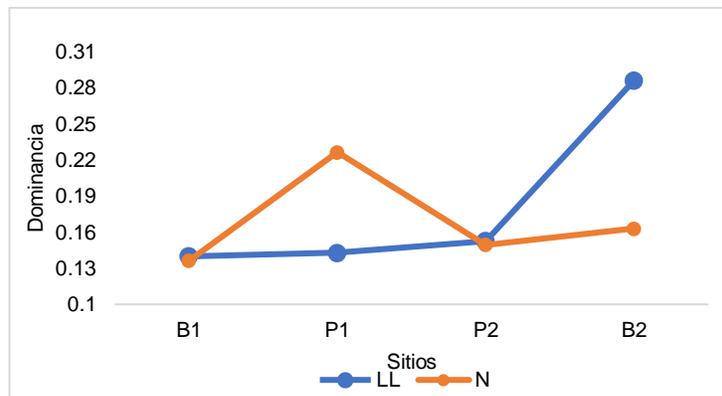


Figura 16. Gráfica de Dominancia de especies.

Tabla 6. Índices Ecológicos.

	B1		P1		P2		B2	
	LL	N	LL	N	LL	N	LL	N
Dominance_D	0.1399	0.1362	0.1429	0.2266	0.1527	0.1495	0.2861	0.1631
Shannon_H	2.546	2.434	2.445	2.057	2.403	2.371	1.996	2.302
Equitability_J	0.8121	0.7994	0.8029	0.7118	0.8314	0.8051	0.6778	0.7686

## 8.2 Análisis de las variables Físicoquímicas

Los valores promedio, valores máximos y mínimos de las variables físicoquímicas medidas *in situ* (Temperatura, pH y Conductividad) y analizadas en laboratorio (SST, turbidez, alcalinidad, nitritos, nitratos, fósforo total y reactivo, sílice, cloruros, sulfatos y clorofila) se describen en este apartado por escenario, sitio y punto de muestreo en cada temporada; para lluvias (ver Tabla 7) y para nortes (ver Tabla 8).

Tabla 7. Valores promedio de las variables físicas y químicas de los ríos de estudio en la época de lluvias en los diferentes escenarios.

	Río 3114		Río 2150	
	Bosque 1	Pastizal 1	Pastizal 2	Bosque 2
Temperatura (°C)	14.21±0.16 (14.11-14.40)	14.63±0.10 (14.57-14.75)	15.68±0.01 (15.67-15.69)	15.32±1.13 (14.01-15.99)
Oxígeno (mg/L)	9.03±0.31 (8.80-9.39)	9.75±0.09 (9.70-9.86)	9.54±0.19 (9.32-9.68)	7.26±0.12 (7.17-7.40)
pH	6.43±0.12 (6.30-6.50)	6.40±0.20 (6.20-6.60)	6.63±0.06 (6.60-6.70)	6.23±0.06 (6.20-6.30)
Conductividad (µS/cm)	23.33±0.58 (23-24)	24.33±0.58 (24-25)	25.33±0.58 (25-26)	24.67±0.58 (24-25)
SST (mg/L)	5.40±0.53 (5.09-6.01)	7.49±1.30 (5.99-8.32)	7.19±2.52 (5.26-10.05)	6.36±1.37 (5.50-7.94)
Turbidez	2.33±0.58 (2-3)	5±1.32 (4-6.50)	1.50±0.50 (1-2)	1.67±0.58 (1-2)
Alcalinidad (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	16.43±0.85 (15.94-17.41)	15.77±0.37 (15.45-16.18)	16.67±0.25 (16.43-16.92)	16.67±0.74 (15.94-17.41)
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	0.66±0.36 (0.25-0.89)	0.85±0.05 (0.80-0.89)	1.01±0.02 (1-1.03)	1.02±0.05 (0.98-1.08)
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	0.04±0.05 (0.01-0.10)	0.06±0.05 (0.01-0.11)	0.05±0.03 (0.01-0.07)	0.01±0.01 (0-0.01)
PT (mg/L)	0.01±0.01 (0-0.02)	0.25±0.34 (0.05-0.64)	0.10±0.06 (0.03-0.15)	0.04±0.07 (0-0.12)
PR (mg/L)	0.04±0.01 (0.03-0.04)	0.17±0.03 (0.14-0.20)	0.03±0.03 (0.01-0.06)	0.02±0.03 (0-0.05)
SiO <sub>2</sub> (mg/L)	20.51±0.15 (20.34-20.61)	20.12±0.11 (20.01-20.23)	18.11±0.68 (17.33-18.60)	18.10±0.07 (18.04-18.18)
Cl <sup>-</sup>	60.56±2.18 (58.29-62.63)	50.44±4.49 (45.27-53.33)	69.45±13.60 (54.57-81.23)	52.50±2.80 (49.61-55.19)
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	0.22±0.18 (0.04-0.39)	0.59±0.23 (0.34-0.79)	0.22±0.20 (0.08-0.44)	0.11±0.03 (0.08-0.13)
Clorofila α	0.20±0.10 (0.09-0.28)	0.16±0.26 (0-0.46)	0.65±0.83 (0.16-1.61)	0.28±0.08 (0.18-0.34)

Tabla 8. Valores promedio de las variables físicas y químicas de los ríos de estudio en la época de nortes en los diferentes escenarios.

	Río 3114		Río 2150	
	Bosque 1	Pastizal 1	Pastizal 2	Bosque 2
Temperatura (°C)	11.44±0.17 (11.29-11.62)	11.82±0.01 (11.81-11.83)	12.41±0.02 (12.39-12.43)	12.16±0.58 (11.49-12.49)
Oxígeno (mg/L)	7.79±0.17 (7.63-7.97)	8.30±0.23 (8.04-8.48)	7.52±0.09 (7.44-7.62)	8.09±0.61 (7.66-8.78)
pH	5.97±0.06 (5.90-6)	6.03±0.21 (5.80-6.20)	6.63±0.15 (6.50-6.80)	6.50±0.17 (6.40-6.70)
Conductividad (µS/cm)	28±1 (27-29)	27±0 (27-27)	31.33±0.58 (31-32)	30.33±2.08 (28-32)
SST (mg/L)	12.87±2.92 (9.57-15.12)	5.62±2.04 (3.27-6.89)	32.64±52.81 (1.91-93.62)	22.06±34.98 (1.80-62.46)
Turbidez	3.33±0.76 (2.50-4)	7.50±1.32 (6-8.50)	1.67±1.15 (1-3)	0±0 (0-0)
Alcalinidad (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	24.91±1.05 (23.70-25.52)	23.09±1.39 (21.87-24.61)	22.48±1.06 (21.87-23.70)	22.18±0.53 (21.87-22.79)
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	1.08±0.04 (1.03-1.11)	1±0.01 (1-1.01)	1.40±0.02 (1.38-1.42)	1.41±0.02 (1.40-1.43)
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	0.10±0.01 (0.09-0.11)	0.13±0.02 (0.11-0.14)	0.13±0.02 (0.12-0.15)	0.05±0.05 (0-0.08)
PT (mg/L)	0.02±0.01 (0.02-0.03)	0.11±0.01 (0.10-0.12)	0.02±0.01 (0.02-0.03)	0.03±0.01 (0.02-0.04)
PR (mg/L)	0.03±0 (0.03-0.03)	0.02±0.01 (0.02-0.03)	0.03±0.01 (0.03-0.04)	0.03±0.01 (0.02-0.03)
SiO <sub>2</sub> (mg/L)	27.47±0.04 (27.43-27.50)	26.54±0.17 (26.35-26.68)	25.65±0.36 (25.35-26.04)	24.44±0.12 (24.30-24.53)
Cl <sup>-</sup>	42.58±1.29 (41.55-44.03)	42.38±1.89 (40.31-44.03)	42.38±1.89 (40.31-44.03)	36.17±3.94 (31.62-3845)
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	1.59±0.60 (1-2.12)	2.36±0.62 (2-3.08)	0.59±0.95 (0-1.68)	1.04±1.33 (0.27-2.57)
Clorofila α	0.83±0.32 (0.47-1.02)	1.46±0.21 (1.23-1.64)	0.73±0.29 (0.43-1)	0.77±0.29 (0.57-1.11)

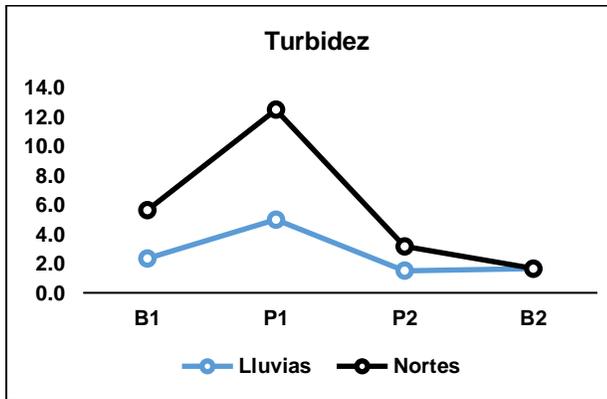
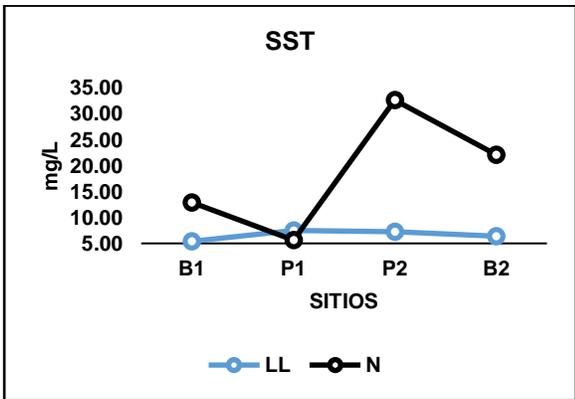
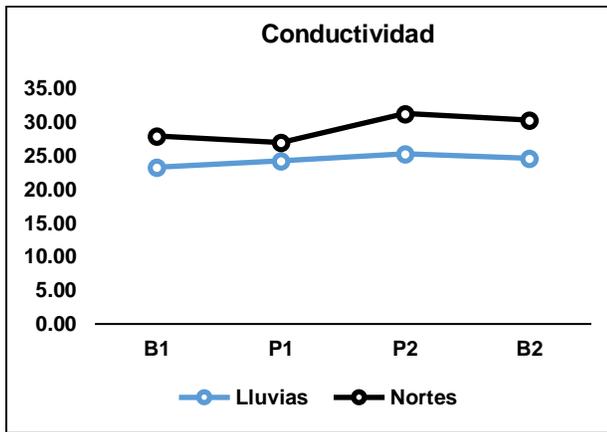
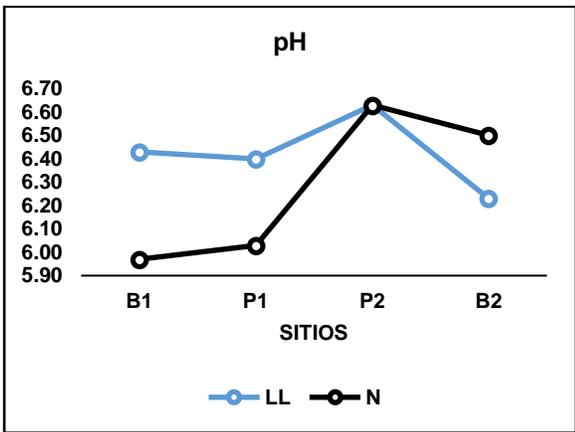
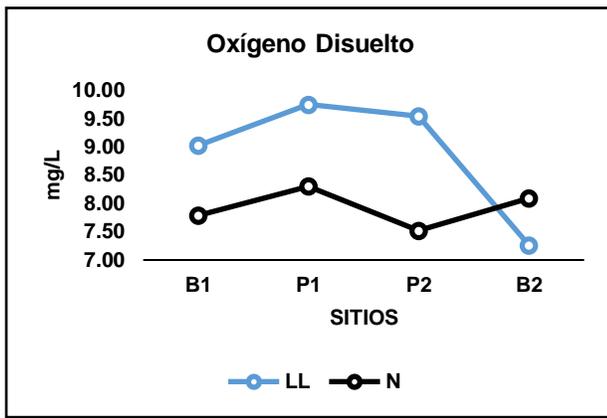
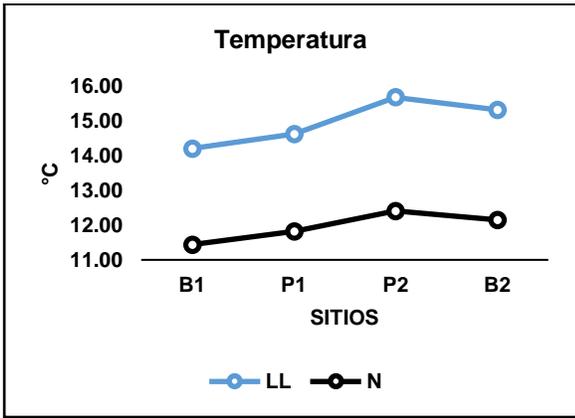


Figura 17. Gráficas de resultados de parámetros fisicoquímicos in situ.

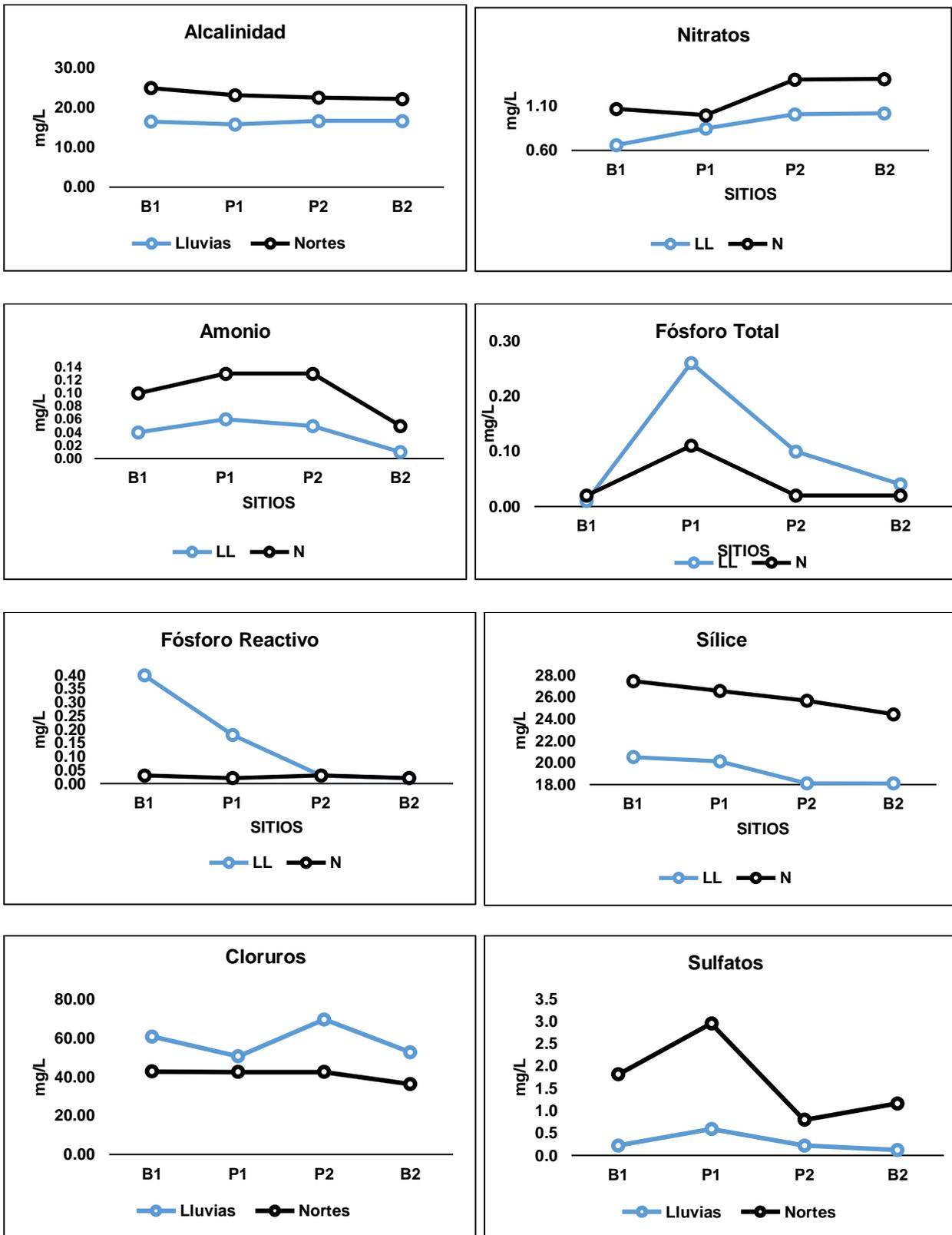


Figura 18. Gráficos de resultados de parámetros fisicoquímicos realizados en laboratorio.

## 9. CONCLUSION

Para realizar este estudio se tomó en cuenta la problemática del cambio de uso de suelo que es el principal estresor en los ecosistemas ribereños, ya que la remoción de la vegetación ribereña para convertir el bosque en pastizal resulta en la degradación de la calidad del agua, disminuyendo los servicios ambientales que otorga.

La modificación del paisaje sugiere contaminación de los ríos, por el exceso de nitrógeno y fosforo derivados de los desechos animales y fertilizantes que llegan a través de la escorrentía. Los resultados del escenario Pastizal-Bosque, indican que es importante conservar un porcentaje de vegetación ribereña, en este escenario se ve claramente como la carga de nutrientes del pastizal es más alta que cuando pasa por el bosque, esto porque la vegetación ribereña funciona como filtro transformador y sumidero de las concentraciones de contaminantes y nutrientes. El escenario Bosque-Pastizal indica que la carga de nutrientes en el bosque es menor que cuando pasa por la zona de pastizal, en este se elevan las concentraciones ya que no tiene vegetación ribereña, esta constante la encontramos en todos los análisis de la calidad de agua de los dos ríos. Al ser temporada de lluvias es muy posible que esté más disuelta la concentración, pero, aun así, es marcada la diferencia entre un bosque y un pastizal.

Las franjas de vegetación ribereña ejercen un efecto positivo en el amortiguamiento de los impactos naturales y de aquellos derivados de las actividades antrópicas sobre los cuerpos de agua adyacentes. Los estudios demuestran una gran variación en el ancho de la franja de vegetación recomendado para ejercer este efecto de amortiguamiento, el que dependerá del tipo y las sensibilidades del hábitat acuático, de la función prevista de la franja (reducción de nutrientes, remoción de sedimentos, control de inundaciones, hábitat de peces y vida silvestre), de la fisiografía del lugar (tipo de suelo, pendiente) y del uso del suelo. La disposición legal de anchos mínimos de franjas ribereñas debiera apoyarse en estudios científicos para servir efectivamente a los objetivos de protección o conservación deseados.

## 10. LITERATURA CITADA

- Abelho, M. 2001. From litterfall to breakdown in streams: a review. *The Scientific World Journal* 1: 656-680.
- Alfaro M. A. & Salazar F. J. 2005. Ganadería y contaminación difusa, implicancias para el sur de Chile. *Agricultura Técnica (Chile)* 65(3): 330-340.
- Alfaro M. A. & Salazar F. J. 2007. Phosphorus losses in surface run-off from grazed permanent pastures on a volcanic soil from Chile. *Soil Use Management* 23: 323-327.
- Alfaro M. A., Salazar F. J., D Endress D., Dumont J. C. & Valdebenito A. 2006. Nitrogen leaching losses on a volcanic ash soil as affected by the source of fertiliser. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 6: 54-63.
- Alfaro M.A., Salazar F. J., Iraira S., Teuber N., Villarroel D. & Ramírez L. 2008) Nitrogen, phosphorus and potassium losses in a grazing system with different stocking rates in a volcanic soil. *Chilean Journal of Agricultural Research* 68: 146-155.
- Allan J. & M. Castillo. 2007. *Stream ecology: structure and function of running waters*. 2nd ed. Springer Netherlands. 410 p.
- Barkay, T. y J. Shaefer. 2001. Metal and radionuclide bioremediation: issues, considerations and potentials. *Current Opinion in Microbiology* 4: 318-323.
- Barling R. D. & Moore I. D. 1994. Role of buffer strips in management of waterway pollution: A Review. *Environmental Management* 18: 543-558.
- Battarbee, R. W., Jones, V. J., Flower, R. J., Cameron, N. G., Bennion, H., Carvalho, L., Juggins, S. 2001. Diatoms. In: *Tracking environmental change using lake sediments Vol 3: Terrestrial, algal and siliceous indicators*. (eds Smol JP, Birks HJB, Last W) pp 155-202. Dordrecht, Kluwer.
- Bellinger, E. G., Sigeo, D. C. 2010. *Freshwater Algae and Their Use as Bioindicators*. Sussex: Wiley-Blackwell.
- Bere, T & J. Tundisi. 2010. Biological monitoring of lotic ecosystems: the role of diatoms. *Brazilian Journal of Biology* 70(3): 493-502.

- Biggs, B & C. Kilroy. 2000. Stream periphyton monitoring manual. National Institute of Water and Atmospheric Research. Christchurch, New Zealand. 226 p.
- Bojorge-García M. G., M. 2006. Indicadores biológicos de la calidad del agua en el río Magdalena, México, D.F. Tesis de maestría. México: Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Bojorge-García, M. G., Cantoral-Uriza, E. A. 2007. Estructura comunitaria de diatomeas asociadas a talos de *Prasiola mexicana* (Chlorophyta) en el río Magdalena, D.F. *Hidrobiológica*; 17:11p.
- Bojorge-García, M. G., Carmona, J. Ramírez, R. 2014. Species richness and diversity of benthic diatoms communities in tropical mountain streams of Mexico. *Inland Waters*. 2014; 4:279p.
- Bruijnzeel, L.A. 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104: 185 – 228.
- Buhmann, M., P. Kroth & D. Schleheck. 2012. Photoautotrophic-heterotrophic biofilm communities: a laboratory incubator designed for growing axenic diatoms and bacteria in defined mixed-species biofilms. *Environmental Microbiology Reports* 4(1): 133-140.
- Cantoral-Uriza, A. 1997. Diatomeas (Bacillariophyceae) de ambientes lóticos en la cuenca baja de la Huasteca Potosina. Tesis doctoral. México: Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Cantoral-Uriza, E. A., Carmona-Jiménez, J., Montejano, G. 1997. Diatoms of calcareous tropical springs in the central region of Mexico. *Cryptogamie Algologie*. 1997; 18:19p.
- Castillo, T. A. G. 1983. Productividad primaria en la laguna de Pueblo Viejo, Ver., en el periodo mayo-octubre de 1982. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, UNAM, México, 85 pp.
- Cavati, B. y F. De Oliveira. 2008. Algas perifíticas em dois ambientes do baixo rio Doce (lagoa Juparanã e rio Pequeno – Linhares, Estado do Espírito Santo, Brasil): variação espacial e temporal. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 30 (4): 439-448.
- Chacón-Baca, E., Beraldi-Campesi, H., Cevallos-Ferriz, S., Knoll, A., Golubic, S. 2002. 70 Ma nonmarine diatoms from northern Mexico. *Geology*, 30, 279-281.

- Challenger, A. 1998. La zona ecológica templada húmeda (el bosque mesófilo de montaña). En: Utilización y Conservación de los Ecosistemas Terrestres de México, Pasado, Presente y Futuro. CONABIO. México. Pp. 443-518.
- Charbonneau R. & Kondolf G. M. 1993. Land use change in California, USA: Nonpoint source water quality impacts. *Environmental Management* 17: 453-460.
- Contreras, E. F., N. E. Rivera-Guzmán y R. Segura-Aguilar. 2005. Nutrientes y productividad fitoplanctónica en una laguna costera tropical intermitente (La Mancha, Ver.) del Golfo de México, *Hidrobiológica* 15: 299-310.
- Debenest, T., Silvestre, J., Coste, M., Delmas, F. & Pinelli, E. 2008. Herbicide effects on freshwater benthic diatoms: Induction of nucleus alterations and silica cell wall abnormalities. *Aquatic Toxicology*; 88:88p
- Descy, J. P. 1979. A new approach to Water Quality Estimation using Diatoms. *Nova HedwigiaBeiheft* 64: 305-323.
- Dunne J., R. Williams & N. Martínez. 2002. Food-web structure and network theory: The role of connectance and size. *PNAS* 99(20): 12917-12922.
- Endress, B.A., D.L. Gorchoy, E.J. Berry. 2006. Sustainability of a non-timber forest product: Effects of alternative leaf harvest practices over 6 years on yield and demography of the palm *Chamaedorea radicalis*. *Forest Ecology and Management* 234: 181-191.
- F. Valadez-Cruz, J. Carmona-Jiménez, E.A. Cantoral-Uriza. Algas de ambientes lóticos en el estado de Morelos, México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica*. 1996; 67:227p
- Falasco, E., Bona, F., Badino, G., Hoffmann, L. & Ector, L. 2009. Diatom teratological forms and environmental alterations: A review. *Hydrobiologia*. 2009; 623:1p.
- Falasco, E., Bona, F., Ginepro, M., Hlúbiková, D., Hoffmann, L. & Ector, L. 2009. Morphological abnormalities of diatom silica walls in relation to heavy metal contamination and artificial growth conditions. *Water S. A*; 35:595p.
- Fourtanier, E. y J. P. Kociolek. 2009. Catalogue of Diatom names. Part 1: Bibliography. *Occasional Papers of the California Academy of Sciences* 156: 1–168.

Frêne C. 2010. Efecto inmediato de la práctica silvícola de tala rasa en plantaciones forestales de *Pinus radiata* sobre el caudal y transporte de sedimentos a escala de microcuenca, Cordillera de la Costa, Región del Biobío, Chile.

Furey, P. (2010). *Eunotia*. In *Diatoms of North America*.

Garrido A., Pérez D.J.L. y Enríquez C. (2010). "Delimitación de zonas funcionales de las cuencas hidrográficas de México". En: Cotler H. (Coord.) *Las cuencas hidrográficas de México. Diagnóstico y priorización*. México: Instituto Nacional de Ecología/Fundación Gonzalo Río Arronte I.A.P.

Gellis A. C., Hupp C. R., Pavich M. J., Landwehr J. M, Banks W. S. L., Hubbard B. E., Langland M. J., Ritchie J. C & Reuter J. M. 2009. Sources, transport, and storage of sediment in the Chesapeake Bay Watershed: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2008-5186. 95 pp.

Gómez, N. 1998. Use of epipellic diatoms for evaluation of water quality in the matanza Riachueleo (Argentina) a Pampean Plain river.

Gualtero-Leal, D. 2007. Composición y abundancia de las algas bénticas de cinco sistemas lóticos de Puerto Rico. Tesis de maestría, Universidad de Puerto Rico. 137 pp.

Hamilton, L.S., J.O. Juvik, F.N. Scatena (Eds.) 1995. *Tropical Montane Cloud Forests*. Ecological Studies 110, Springer Verlag, New York.

Harwood, D. M., Gersonde, R. 1990. Lower Cretaceous diatoms from ODP leg 113 site 693 (Weddell Sea). Part 2: resting spores, chrysophycean cysts, and endoskeletal dinoflagellate, and notes on the origin of diatoms. In: *Proceedings of the Ocean Drilling Program, Scientific Results*. (eds Barker PF, Kennett JP, Al. E) pp 403-425. College Station, TX (Ocean Drilling Program).

Hawes. 2005. *Riparian Buffer Zones: Functions and Recommended Widths*. Eightmile River Wild and Scenic Study Committee from Yale School of Forestry and Environmental Studies.

- Hering, D., R. Johnson, S. Kramm, S. Schmutz, K. Szoszkiewicz y P. Verdonshot. 2006. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metricbased analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology* 51: 1757-1785.
- Hill, B., A. Herlhy, P. Kaufmann, R. Stevenson, F. McCormick y C. Johnson. 2000. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *Journal of North American Benthological Society* 19: 50-67.
- Hill, W., P. Mulholland & E. Marzolf. 2001. Stream ecosystem responses to forest leaf emergence in spring. *Ecology* 82(8): 2306-2319.
- Hoellein, T., D. Bruesewitz & D. Richardson. 2013. Revisiting Odum (1956): a synthesis of aquatic ecosystem metabolism. *Limnology and Oceanography* 58(6): 2089-2100.
- Hooke R. L. 2000. On the history of humans as geomorphic agents. *Geology* 28: 843-846.
- Huber A. & López D. 1993. Cambios en el balance hídrico provocados por tala rasa de un rodal adulto de *Pinus radiata* (D. don), Valdivia, Chile. *Bosque* 14(2): 11-18.
- Huber A. & Trecaman R. 2000. Efecto de las características de una plantación de *Pinusradiata* en la distribución espacial del contenido de agua edáfica. *Bosque* 21(1): 37-44.
- Huber A. 2009. Impacto de la tala rasa en la calidad y cantidad de agua en caudales. En: Donoso P(ed). *Tala rasa: desafío y perspectivas*: 35-38. Publicación de la Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile.
- Huber A., Iroumé A. & Bathurst J. 2008. Effect of *Pinus radiata* plantations on water balance in Chile. *Hydrological Processes* 22: 142-148.
- Iroumé A, Mayen O. & Huber A. 2006. Run off and peak flow responses to timber harvest and forest age in southern Chile. *Hydrological Processes* 20: 37-50.
- J.P. Smol, E.F. Stoermer. *The diatoms: applications for the environmental and earth sciences*. Second edition. Cambridge: Cambridge University Press; 2010.

Jarvis S. C. 2002. Environmental impacts of cattle housing and grazing. In: Kaske M, H Scholzand M Höltershinken (eds). Recent developments and perspectives in bovine medicine: 10-23. Keynotes lectures of the 22ndWorld Buiatrics Congress (WBC), Hannover, Germany.

Jontos, B. 2004. Vegetative buffers for water quality protection: An introduction and guidance document. Connecticut Association of Wetland Scientists. White Paper on Vegetative Buffers. Draft V 1.0.

Kelly, M. G. & Whittton, B. A. 1995. The trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. J appl. Phycol. 7: 433-444.

Knopf F. L., Johnson R. R., Rich T., Samson F. B. & Szaro R. C. 1988. Conservation of riparian ecosystems in the United States. The Wilson Bulletin 100: 272–284.

Kuglerová, L., Jansson, R., Sponseller, R. A., Laudon, H., Malm-Renöfält, B. 2015. Local and regional processes determine plant species richness in a river-network metacommunity. Ecology 96: 381-391.

Lampert, W. & U. Sommer. 2007. Limnoecology: The ecology of lakes and streams. 2nd ed. Oxford University Press. Wilshire, Great Britain. 335 p.

Lange-Bertalot, H. 1980. Fur taxonomischen Revision einiger ökologischer wichtiger Navicula lineolatae Cleve. Die Formenkreise um Navicula lanceolata, Navicula viridula und Navicula cari. Cryptogamie Algologie 1: 29– 50.

Lara, D. A. L., E. Sáinz, R. Landgrave, A. B. González, R. A. Marín y J. W. Day. 2008. “Evaluación ambiental y de las comunidades de peces en la boca de conexión de la Laguna La Mancha y Laguna el Ostión, Veracruz Golfo de México”, en: Informe Etapa 02, Proyecto de Investigación: Evaluación de los Recursos Naturales y la Productividad Pesquera de dos Lagunas Costeras ante el Impacto del Cambio Climático y el Ascenso del Nivel Medio del Mar: Laguna La Mancha y Laguna el Ostión, Veracruz Golfo de México, FOMIX 37014, 56 pp.

Larned, S. 2010. A prospectus for periphyton: recent and future ecological research. Journal of the North American Benthological Society 29(1): 182-206.

Little, C., Lara, A., Mcphee, J. & Urrutia, R. 2009. Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South- Central Chile. Journal of Hydrology 374: 162-170.

- Lowe, R. & G. LaLiberte. 2011. Benthic stream algae: distribution and structure. In: Hauer, F. & G. Lamberti (eds). *Methods in stream ecology*. Academic press, pp. 327-356.
- Ludwing, J. A. J. F. y Reynolds. 1988. *Statistical ecology, a primer on methods and computing*. New York: John Wiley, 337 pp.
- M. Dziengo-Czaja, J. Koss, A. Matuszak. Teratological forms of diatoms (Bacillariophyceae) as indicators of water pollution in the western part of Puck Bay (Southern Baltic Sea). *Oceanological and Hydrobiological Studies*. 2008; 37:119p
- M. Ramírez-Vázquez, E.A. Cantoral-Uriza. 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*. 2003; 74:143p.
- M. Ramírez-Vázquez, Y. Beltrán-Magos, M. Bojorge-García, J. Carmona-Jiménez, E.A. Cantoral-Uriza, F. Valadez-Cruz. Flora algal del río La Magdalena, Distrito Federal, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 2001; 68:45p
- M.G. Kelly, C. Gómez-Rodríguez, M. Kahlert, S.F.P. Almeida, C. Bennett, M. Bottin. Establishing expectations for pan-European diatom based ecological status assessments. *Ecological Indicators*. 2012; 20:177p.
- M.G. Kelly. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Research*. 1998; 32:236p.
- M.G. Potapova, D.F. Charles. Benthic diatoms in USA rivers: distribution along spatial and environmental gradients. *Journal of Biogeography*. 2002; 29:167p.
- M.G. Potapova, D.F. Charles. Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. *Ecological Indicators*. 2007; 7:48p
- Mann, D. & Droop, S. 1996. Biodiversity, biogeography and conservation of diatoms. *Hydrobiologia* 336(1-3): 19-32.
- Mann, D. 1999. The species concept in diatoms. *Phycologia* 38(3): 437-495.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Ediciones Omega S. A., Barcelona, España. 1010 p.
- Marshall, K. (Ed.). 1984. *Microbial adhesion and aggregation*. Dahlem Konferenzen 1984. Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo: Springer. Verlag, 426 pp.

- Martínez de Fabricius, A. L., Maidana, N., Gómez, N., & Sabater, S. 2003. Distribution patterns of benthic diatoms in a Pampean river exposed to seasonal floods: the Cuarto River (Argentina). *Biodiversity and Conservation* 12: 2443–2454, 2003.
- Mayama, S. & Kobayosi, H. 1984. The separated Distribution of the Two Varieties of *Achnanthes minutissima* Kuetz. According to the Degree of River Water Pollution.
- McCormick, P. & Stevenson, R., 1998. Periphyton as a tool for ecological assessment and management in the Florida Everglades. *Journal of Phycology* 34: 726-733.
- McIntire, C., 1975. Periphyton assemblages in laboratory streams. Pp: 403-430. En: Whitton, B. A. *River Ecology*. Oxford: Blackwell Sci. Publ.
- Medlin, L., Kooistra, W., Gersonde, R., Sims, P., Wellbrock, U. 1997. Is the origin of diatoms related to the end-Permian mass extinction? *Nova Hedwigia*, 65, 1-11.
- Minshall, G., K. Cummins, R. Petersen, C. Cushing. D. Bruns, J. Sedell & R. Vannote. 1985. Developments in stream ecosystem theory. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic sciences* 42(5): 1045-1055.
- Mochini-Carlos, V. 1999. Importância, estrutura e dinâmica da comunidade perifítica nos ecossistemas aquáticos continentais. Em: POMPÊO, M. L. M. (Ed.). *Perspectivas da Limnologia no Brasil*, São Luís: Gráfica e Editora União, 198 pp.
- Moreira, J. 1988. Produtividade primaria do periphyton em viveiros destinados a piscicultura. Dissertação do Mestrado, Univ. Federal de Bahia, Bahia, Brasil. 250 pp.
- Morin, S., Coste, M., Hamilton, P. B. Scanning electron microscopy observations of deformities in small pennate diatoms exposed to high cadmium concentrations. *Journal of Phycology*. 2008; 44:1512p
- Muñoz-Pedrerros, A. 2004. Los humedales del río Cruces y la Convención de Ramsar: un intento de protección fallido. *Gestión Ambiental* 10: 11-26.

National Research Council. 2002. Riparian Areas: Functions and Strategies for Management Committee on Riparian Zone Functioning and Strategies for Management, Water Science and Technology Board, National Research Council. National Academy Press, Washington, D.C. 444 pp.

Neuman, E. 1931. Limnologische Terminologie. Berlin, Urban y Swarsenberg.

Oliveira-Martins, F. 2006. Respostas ecofisiológicas da comunidade perifítica in situ a diferentes condições ambientais no Rio Santa da Vitória, Es. Tesis doctoral. Universidade Federal Do Espírito Santo. 134 pp.

Ortega-Escalona, F., G. Castillo-Campos. 1996. El bosque mesófilo de montaña y su importancia forestal. Ciencias 43: 32-39.

Osborne, LL. & Kovacic, D. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. Freshwater Biology 29: 243-258.

Oyarzún, C. & Huber, A. 2003. Nitrogen export from forested and agricultural watersheds of southern Chile. Gayana Botánica 60(1): 63-68.

Oyarzún, C. & Peña, L. 1995. Soil erosion and overland flow in forested areas with pine plantations at coastal mountain range, central Chile. Hydrological Processes 9: 111-118.

Oyarzún, C., Campos, H. & Huber, A. 1997. Exportación de nutrientes en microcuencas con distinto uso del suelo en el sur de Chile (Lago Rupanco, X Región). Revista Chilena de Historia Natural 70: 507-519.

Pan, Y., R. Stevenson, P. Vaithyanathan, J. Slate y C. Richardson. 2000. Changes in algal assemblages along observed and experimental phosphorus gradients in a subtropical wetland, USA. Freshwater Biology 44: 339-353.

Pepper, I.L., Gerba, Ch. P. y Brusseau, M.L. (1996). Pollution Science, Academic Press, UK.

Polis, G. & D. Strong. 1996. Food Web Complexity and Community Dynamics. The American Naturalist 147(5):813-846.

Potapova, M., Spaulding, S., Edlund, M. (2008). Achnantheidium. In Diatoms of North America.

- Pouličková, A., P. Hašler, M. Lysáková y B. Spear. 2008. The ecology of freshwater epipellic algae: an update. *Phycologia* 47 (5): 437-450.
- Price, P. & Lovett, S. 2002. Maintaining riparian land, Fact Sheet 1, Land & Water Australia, Canberra.
- Price, P., Lovett, S. & Lovett J. 2004. Managing riparian widths, Fact Sheet 13, Land & Water Australia, Canberra.
- R. Tavera, J. Elster, P. Marvan. Diatoms from Papaloapan basin communities, Mexico. *Algological Studies*. 1994; 74:35p.
- Reynolds, C. S. 2006. Ecology of phytoplankton. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Rodríguez, L., A. Leandrini, I. Fonseca-Arnaldo, D. Granja-Russo y V. Algarte. 2003b. Algas perifíticas Componentes bióticos. Maringá-PR.
- Rodríguez, L., D. Bicudo y V. Moschini-Carlos. 2003a. O papel do perifiton em áreas alagáveis e nos diagnósticos ambientais. Pp: 211-229. En: Thomaz, S. M. y L. M. Bini. (Eds.). *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Eduem, Maringá.
- Rodríguez, L., J. Zanon, L. Carapurnala y S. Biolo. 2008. Perifiton en A Planície Alagável do Rio Paraná: estrutura e Processo Ambiental.
- Rojo, C., M. Rodrigo y M. Álvarez-Cobelas. 2006. Plankton diversity is the outcome of an assembly process. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 29 (3): 1906-1908.
- Roldan, G. & J. Ramírez. 2008. Fundamentos de Limnología neotropical. Universidad de Antioquia, Colombia. 15, 77-81, 85, 440 p.
- Round, F. 1965. The epipsammon: a relatively unknown algal association. *British Phycological Bulletin* 2: 456- 462.
- Round, F., R. Crawford & D. Mann. 1990. The diatoms: biology and morphology of the genera. Cambridge University Press, pp. 1-125.
- Rzedowski, J. 1966. Vegetación del estado de San Luis Potosí. *Acta Ci. Potos.* 5: 5-291.
- Rzedowski, J. 1996. Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botánica Mexicana* 35: 25-44.

- Rzedowski, J., 2006. Vegetación de México. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Sabater, S. & A. Romaní. 1996. Methabolic changes associated with biofilm formation in an undisturbed Mediterranean stream. *Hydrobiologia* 335: 107-113.
- Salgot, M., Sanchez, X. y Torrens, A. (1999), Recursos d'aigua, Fundación Agbar, España.
- Segura-García, V., E. Cantoral-Uriza, I. Israde & N. Maidana. 2012. Epilithic diatoms (Bacillariophyceae) as indicators of water quality in the upper Lerma River, México. *Hidrobiológica* 22(1): 16-27.
- Sicko-Goad, L., C. L. Schelske y E. F. Stoermer. 1984. Estimation of carbon and silica content of diatoms from natural assemblages using morphometric techniques. *Limnology and Oceanography* 29: 1170–1178.
- Silva-Oliveira, C. 2007. Caracterização da comunidade de algas perifíticas em estação de tratamento de água pela técnica de substrato artificial: estudo de caso Eta São Sebastião, Cuiabá-MT. Tese do Mestrado. Universidade Federal de Mato Grosso. 68 pp.
- Singh, R., P. Debarati y J. Rakesh. 2006. Biofilms: implications in bioremediation. *Trends in Microbiology* 14: 389-397.
- Sládeckova, A. y V. Sládecék. 1977. Periphyton as indicator of the reservoir water quality II. Pseudoperiphyton. *Arch. Hidrobiol. Berth. Limgebh. Limnol.* 9.
- Sládecková, A., 1962. Limnological investigation methods for the periphyton ("Aufwuchs") community. *Bot. Rev.* 28 (2): 286-350. Sládecková, A., 1991. The role of periphyton in water supply. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 24: 2174-2178.
- Snyder, C., J. Young, R. Villella & D. Lemarie. 2003. Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity. *Landscape Ecology*, 18: 647-664.
- Soto D. & Campos H. 1996. Los lagos oligotróficos del bosque templado húmedo del sur de Chile. En Armesto, Villagrán y Arroyo. *Ecología de los bosques nativos de Chile*:317-334. Editorial Universitaria S.A. Santiago, Chile.

- Soto, D., E. Gacia & J. Catalan. 2013. Freshwater food web studies: a plea for multiple tracer approach. *Limnetica* 32(1):97-106.
- Spaulding, S. (2013). *Ulnaria*. In *Diatoms of North America*.
- Spaulding, S., Edlund, M. (2008). *Achnanthes*. In *Diatoms of North America*.
- Spaulding, S., Edlund, M. (2008). *Cocconeis*. In *Diatoms of North America*.
- Spaulding, S., Edlund, M. (2008). *Cymbella*. In *Diatoms of North America*.
- Spaulding, S., Edlund, M. (2008). *Encyonema*. In *Diatoms of North America*.
- Spaulding, S., Edlund, M. (2008). *Fragilaria*. In *Diatoms of North America*.
- Spaulding, S., Edlund, M. (2008). *Frustulia*. In *Diatoms of North America*.
- Spaulding, S., Edlund, M. (2008). *Melosira*. In *Diatoms of North America*.
- Spaulding, S., Edlund, M. (2008). *Navicula*. In *Diatoms of North America*.
- Spaulding, S., Edlund, M. (2008). *Nitzschia*. In *Diatoms of North America*.
- Spaulding, S., Edlund, M. (2008). *Nupela*. In *Diatoms of North America*.
- Spaulding, S., Edlund, M. (2008). *Reimeria*. In *Diatoms of North America*.
- Spaulding, S., Edlund, M. (2008). *Rhoicosphenia*. In *Diatoms of North America*.
- Spaulding, S., Edlund, M. (2009). *Gomphonema*. In *Diatoms of North America*.
- Spaulding, S., Edlund, M. (2009). *Gyrosigma*. In *Diatoms of North America*.
- Spaulding, S., Edlund, M. (2009). *Pinnularia*. In *Diatoms of North America*.
- Spaulding, S., Edlund, M. (2010). *Surirella*. In *Diatoms of North America*.
- Spaulding, S., Edlund, M., Metzeltin, D. (2008). *Planothidium*. In *Diatoms of North America*.
- Stevenson, R. 1996. An introduction to algae ecology in freshwater benthic habitats. In: Stevenson, R., M. Bothwell & R. Lowe (eds). *Algal ecology*. Academic Press, San Diego, California, pp. 3-30.
- Stevenson, R. 1996. The stimulation and drag of current. Pp: 321-336. En: Stevenson, J., Bothwell, M. y Lowe, R. (Eds.). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystem*. Academic Press, California, USA.

- Stevenson, R., Pan, Y. & H. Van Dam. 2010. Assessing environmental conditions in rivers and streams with sciences. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 57-85.
- Stoermer, E. F., Smol, J. P. 1999. Applications and uses of diatoms: prologue. The diatoms: applications for the environmental and earth sciences, 3-10.
- Strickland, J. D. H., y Parsons, T. R. 1977. A practical handbook of seawater analysis. Ottawa: Fisheries Research Board Canada, Bulletin 167, 310 pp.
- Swallow M.B., Johnson L.N. y Meinzen-Dick R. (2001). "Working with people for watershed management". Water Policy 3: 449-455 pp.
- Van Dam, H., Mertens, A., & Sinkeldam, J. 1994. A Code checklist and ecological indicators values of freshwater diatoms from the Netherlands. Netherlands Journal of Aquatic Ecology 28(1) 117-133.
- van den Hoek, C., D. Mann & H. Jahns. 1995. Algae: an introduction to phycology. Cambridge Press, Cambridge, pp. 133-159.
- Vannote, R., G. Minshall, K. Cummins, J. Sedell & C. Cushing. 1980. The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37: 130-137.
- Vázquez, G., J. Aké-Castillo & M. Favila. 2011. Algal assemblages and their relationship with water quality in tropical Mexican streams with different land uses. Hydrobiología 667:173-189.
- Wantzen, K., C. Yule, K. Tockner & W. Junk. 2008. Riparian wetlands of tropical streams. In Dudgeon, D. (ed). Tropical ecology stream. Academic Press, London, pp. 199-217.
- Watanabe, T. 1990. Perifiton: comparação de metodologias empregadas para caracterizar o nível de poluição das águas. Acta. Limnol. Brasil. 3: 593-615.
- Welsch, D.J. 1991. Riparian forest buffers: function and design for protection and enhancement of water resources. USDA Forest Service, NA-PR-07-91.
- Wetzel, R. 1964. A comparative study of the primary productivity of higher aquatic plants, periphyton, and phytoplankton in a large, shallow lake. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie 49: 1-61.

Wetzel, R. 1983. Attached algal-substrata interactions: fact or myth, and when or how? In: Wetzel, R. (ed), Periphyton of freshwater ecosystems. Springer Netherlands. Pp. 207-215.

Wetzel, R. 1983. Periphyton of freshwater ecosystems. Proceedings of the First International Workshop on Periphyton of Freshwater Ecosystems held in Vaxjo, Sweden, 14-17 September 1982. Dr. W. Junk Publishers. The Netherlands. 346 pp.

Wetzel, R. 1990. Clean water: A fading resource. En: Ilmavirta, V. y R. I. Jones. (Eds.). The dynamics and use of lacustrine ecosystems. Develop. Hydrobiol. Junk.

Wetzel, R. 1996. Benthic algae and nutrient cycling in lentic freshwater ecosystems. Pp: 641-667. En: Stevenson, R., M. Bothwell y R. Lowe. (Eds.). Algal Ecology: freshwater benthic ecosystems. Academic Press, New York.

Wetzel, R. 2001. Limnology: Lake and river ecosystems. Tercera edición. Academic Press. San Diego.

Whitton, B. y M. Kelly. 1995. Use of algae and other plants for monitoring rivers. Australian Journal of Ecology 20: 45-56.

Williams-Linera. 2007. El Bosque de niebla del centro de Veracruz: Ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático. INECOL-CONABIO, Xalapa, Ver.

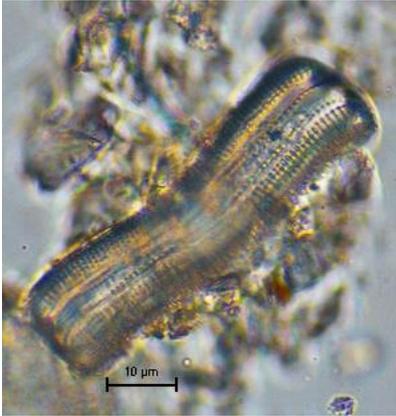
Woodward J. C. & Foster I. D. L. 1997. Erosion and suspended sediment transfer in river catchments: environmental controls, processes and problems. Geography 82 (4): 353-376.

Young, R., C. Matthaei & C. Townsend. 2008. Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health, Journal of the North America Benthological Society 27: 605-625.

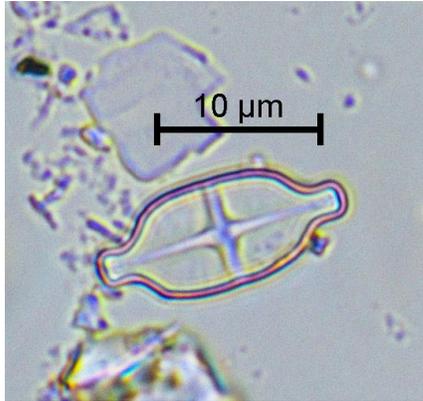
## 11. ANEXOS.

### 11.1 Especies encontradas en los ríos

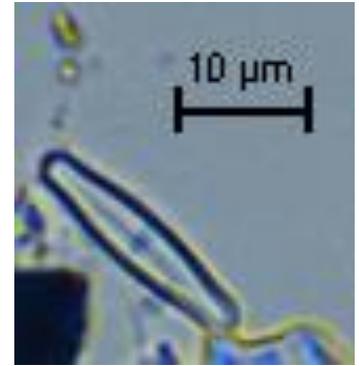
Fotografías de las especies de diatomeas encontradas en los ríos estudiados (objetivo 100x), identificadas con las claves de Tiffany & Britton, 1952; Algaebase y Diatoms.org.



*Achnanthes inflata*



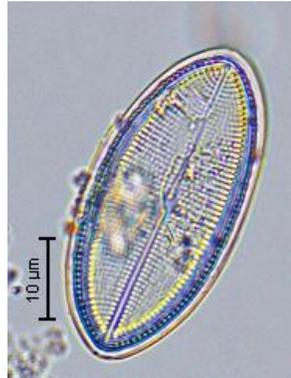
*Achnanthidium exiguum*



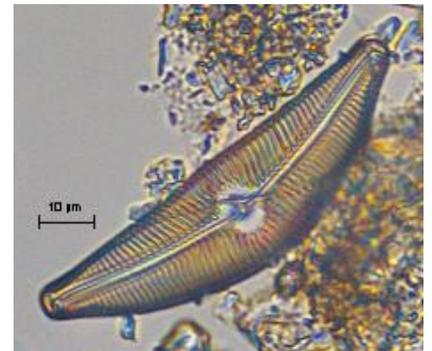
*Achnanthidium  
minutissimum*



*Cocconeis pediculus*



*Cocconeis placentula*



*Cymbella* sp.



*Encyonema silesiacum*



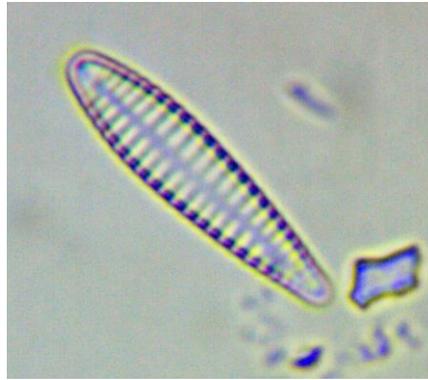
*Eunotia exigua*



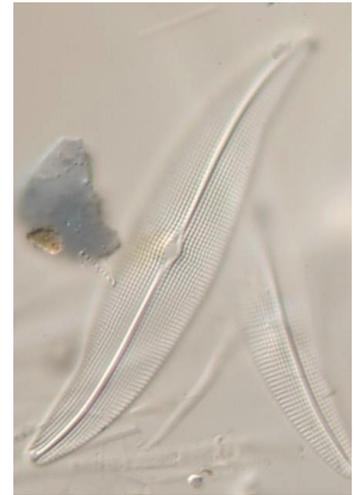
*Fragilaria* sp.



*Frustulia vulgaris*



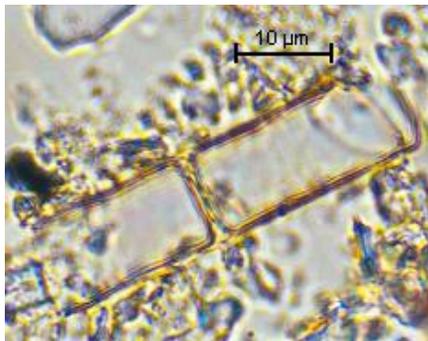
*Gomphonema parvulum*



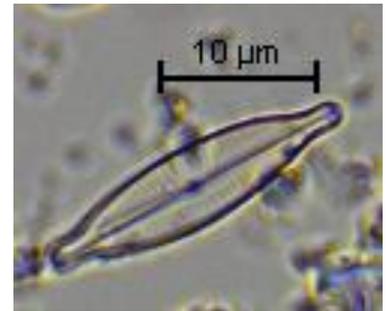
*Gyrosigma acuminatum*



*Luticola nivalis*



*Melosira varians*



*Navicula cryptocephala*



*Navicula cryptotella*



*Navicula radiosa*



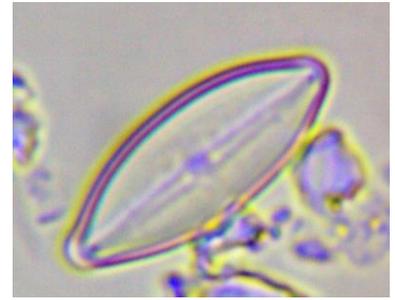
*Navicula schroeteri*



*Nitzschia dissipata*



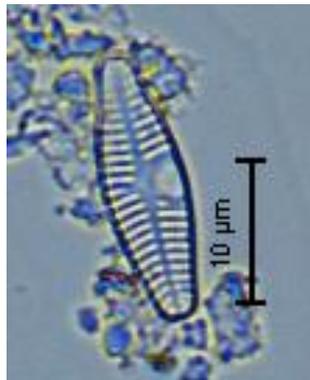
*Nitzschia linearis*



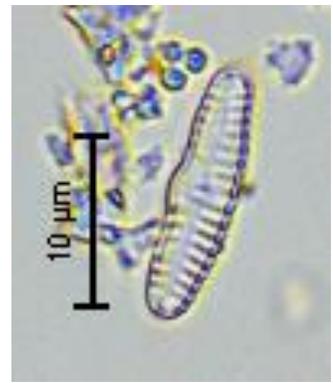
*Nupela* sp.



*Pinnularia* sp.



*Planothidium lanceolatum*



*Reimeria sinuata*



*Rhoicosphenia abbreviata*



*Surirella biseriata*



*Ulnaria ulna*

