

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE QUERÉTARO
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES

**Variación espacial de la comunidad de diatomeas epilíticas en la
microcuenca del Río Jalpan, Querétaro**

Tesis Individual

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de

Licenciatura en Biología

Presenta:

Gabriela Moya Montes

Dirección General de Bibliotecas UAQ



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ciencias Naturales
Licenciatura en Biología

Variación espacial de la comunidad de diatomeas epilíticas en la
microcuenca del Río Jalpan, Querétaro

Tesis individual

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de

Licenciatura en Biología

Presenta:

Gabriela Moya Montes

Dirigido por:

Dr. Enrique Arturo Cantoral Uriza

SINODALES

Dr. Enrique Arturo Cantoral Uriza
Presidente


Firma


Dra. Miriam Guadalupe Bojorge García
Secretaria


Firma

Dr. Juan Pablo Ramírez Herrejón
Vocal


Firma

Dra. Patricia Paniagua Herrera
Suplente


Firma

Biól. Gabriel Mariscal de Souza
Suplente


Firma

Centro Universitario
Querétaro, Qro.
Diciembre 2019
México

Resumen

La microcuenca del Río Jalpan se ubica en la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda de Querétaro, su cauce principal es el suministro del sitio Ramsar Presa Jalpan y en su parte baja se desarrollan actividades como turismo, ganadería, agricultura y urbanización. Tomando en cuenta que los ríos son sistemas heterogéneos que proporcionan diferentes microambientes y que la distribución espacial de diatomeas se ha atribuido principalmente a las condiciones ambientales locales; se analizó durante la temporada seca (2016) la influencia de la fisicoquímica del agua, del Índice de Calidad Ambiental Visual (ICAV) y del Índice de Calidad de Riberas (RQI), en la estructura de la comunidad de diatomeas epilíticas en diferentes microambientes: rabión, remanso y poza. En los conteos se registraron 66 taxa distribuidos en 32 géneros, de los cuales los más representativos fueron: *Gomphonema* (11), *Navicula* (6), *Cymbella* (5) y *Nitzschia* (5). La riqueza fue mayor en las localidades alejadas de las zonas urbanas, mientras que la diversidad y la equidad fue similar en todas las escalas evaluadas. Las curvas de rango-abundancia y equidad sugieren que la comunidad de diatomeas es estable. Sin embargo, la microcuenca presentó un deterioro ambiental de la localidad 1(L1) a la L4, debido al manejo antrópico que se da al río en cada localidad. Como consecuencia el índice de Bray-Curtis mostró que los ensamblajes de diatomeas en los microambientes reflejan una estructura comunitaria a nivel de localidad. De este modo, el análisis de correspondencia canónico sugirió que las variables más influyentes en la distribución espacial de la comunidad de diatomeas en la microcuenca fueron: el porcentaje de oxígeno, el pH, el cloro, los nitratos, los fosfatos, el ICAV y el RQI.

Palabras clave: Microambientes, variables ambientales, comunidad de diatomeas, Río Jalpan.

Summary

The Jalpan river microbasin is located in the Sierra Gorda "Biosphere Reserve", its main channel is the supply of Ramsar Presa Jalpan site and in its lower part activities such as tourism, livestock, agriculture and urbanization are developed. Taking into account that rivers are heterogeneous systems that provide different microenvironments and that the spatial distribution of diatoms has been attributed mainly to local environmental conditions. During the dry season (2016), the influence of water physicochemistry, of the Visual Environmental Quality (ICAV) and of the Rivers Quality Index (RQI), in the structure of the epilithic diatom community in different microenvironments was analyzed: riffle, backwater and pool. In the counts 66 taxa were distributed in 32 genera, of which the most representative were: *Gomphonema* (11), *Navicula* (6), *Cymbella* (5) and *Nitzschia* (5). Wealth was greater in locations far from urban areas, while diversity and equity were similar at all scales assessed. The range-abundance curves and equity suggested that the diatom community is stable. However, the microbasin presented an environmental deterioration from locality 1 (L1) to L4, due to the anthropic management that occurs to the river in each locality. As a consequence, the Bray-Curtis index showed that diatom assemblies in microenvironments reflect a community structure at the local level. Thus, the canonical correspondence analysis showed that the most influential variables in the spatial distribution of the diatom community in the microbasin were: the percentage of oxygen, pH, chlorine, nitrates, phosphates, ICAV and RQI.

Keywords: Microenvironments, environmental variables, diatom community, Jalpan River.

Dedicatoria

A mis padres por su amor incondicional.

A mis hermanas para que siempre cumplan sus sueños.

A mis abuelos †.

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de Querétaro (UAQ), a la Facultad de Ciencias Naturales, a la Licenciatura en Biología y a mis profesores, por darme las herramientas necesarias para mi desarrollo personal y profesional.

A la DGAPA-UNAM por la beca otorgada para la realización de esta tesis por parte del proyecto PAPIIME-PE117219.

Al Dr. Enrique Arturo Cantoral Uriza responsable del Laboratorio de Ecología Acuática y Algas, por las facilidades brindadas para el uso de las instalaciones y material bibliográfico.

A la Dra. Miriam Guadalupe Bojorge García por la asesoría en técnicas de colecta e identificación taxonómica de algas.

Al Dr. Juan Pablo Ramírez Herrejón por el financiamiento de las salidas de campo para la realización de esta tesis.

Al Laboratorio de Geoquímica Ambiental del Centro de Geociencias de la UNAM por el apoyo con los análisis químicos del agua.

Agradecimientos a título personal

Agradezco a mis padres por los principios y valores que me enseñaron en casa, por darme el mejor regalo que son mis dos hermanas y por apoyarme para cumplir todos mis sueños.

A mis hermanas Bere y Karol, por todo su apoyo y por emocionarse conmigo cuando les platicaba de lo que aprendía en la universidad.

A mi novio amigo y novio Carlo, por todo el amor y porque siempre confío en mí y mis capacidades.

A mis amigos de la carrera por todos los momentos compartidos y por convertirse en mi familia.

A mis compañeros de laboratorio, en especial a Marianita, Lari y Charly quienes siempre me ayudaron a resolver dudas y con quienes entable una gran amistad, haciendo más ameno el proceso de la elaboración de mi tesis.

Agradezco a los miembros de mi comité sinodal. A mi tutor el Dr. Cantoral por compartir conmigo su conocimiento y pasión por el agua y las algas. A la Dra. Miriam por su amistad, por sus consejos y por alentarme a cumplir todas mis metas. Al Dr. Juanpa por permitirme colaborar con él en proyectos y por las enriquecedoras platicas cuando salíamos de campo. A la Dra. Paty “musguito” por ser la primera persona que despertó en mí el interés por las algas mientras era mi profesora de licenciatura. Al Biól. y amigo Gabo, por la ayuda durante las colectas, realización de análisis estadísticos y por compartir conmigo su pasión por el agua. A la Dra. Gaby Castaño por el apoyo y asesoría en los análisis estadísticos.

A toda la familia UMDI por incluirme en sus convivencias y por compartir conmigo su conocimiento durante mi estancia en el laboratorio.

Índice

1. Introducción.....	1
2. Antecedentes	5
3. Justificación.....	6
4. Hipótesis.....	7
5. Objetivos	8
5.1 <i>Objetivo general</i>	8
5.2 <i>Objetivos particulares</i>	8
6. Área de estudio.....	8
7. Materiales y métodos.....	12
7.1 <i>Trabajo de campo</i>	12
7.2 <i>Trabajo de laboratorio</i>	13
7.3 <i>Análisis de datos</i>	15
8.0 Resultados	17
8.1 <i>Descripción de las localidades</i>	17
8.2 <i>Evaluación de la calidad visual y de riberas</i>	21
8.3 <i>Fisicoquímica del agua</i>	22
8.4 <i>Riqueza, abundancias e índices de diversidad de diatomeas</i>	26
8.5 <i>Relaciones entre las especies de diatomeas y su ambiente</i> ¡Error! Marcador no definido.	
9. Discusión.....	33
9.1 <i>Caracterización ambiental</i>	33
9.2 <i>Estructura de la comunidad de diatomeas</i>	35
9.3 <i>Afinidades ambientales</i>	38
10. Conclusiones	41
11. Literatura citada.....	42

Índice de figuras

Figura 1. Delimitación de la microcuenca del Río Jalpan y ubicación de las localidades de estudio.....	11
Figura 2. Río Adentro, Jalpan de Serra	17
Figura 3. Crecimiento algal de <i>Chara</i> en la localidad de Río Adentro.....	17
Figura 4. La Playita, Jalpan de Serra	18
Figura 5. Saldiveña, Jalpan de Serra	19
Figura 6. La Purísima, Arroyo Seco	20
Figura 7. Trapiche, Arroyo Seco.....	21
Figura 8. Agrupación de las localidades con base en la prueba de U de Mann-Whitney.....	25
Figura 9. Curva de rarefacción de la riqueza observada en comparación con la riqueza esperada de diatomeas epilíticas en las localidades de la microcuenca del Río Jalpan.....	26
Figura 10. Gráficos de rango-abundancia e índices de Shannon y de Pielou.....	29
Figura 11. Dendrograma del Índice de Bray-Curtis.....	30
Figura 12. Gráfico <i>biplot</i> del Análisis de Correspondencia Canónico	32

Índice de cuadros

Cuadro 1. Ubicación de las localidades en la microcuenca del Río Jalpan	9
Cuadro 2. Características distintivas de los microambientes	12
Cuadro 3. Evaluación del Índice de Calidad Visual (ICAV) y el Índice de Calidad de Riberas (RQI).....	22
Cuadro 4. Físicoquímica del agua en las localidades de la microcuenca del Río Jalpan	23
Cuadro 5. Resultados de la prueba Kruskal-Wallis	24

Índice de apéndices

Apéndice 1. Registro fotográfico y morfometría de las especies observadas.	51
Apéndice 2. Abundancias relativas de las especies.	52

Dirección General de Bibliotecas UAQ

1. Introducción

Los ríos como elementos básicos de las cuencas, son abastecidos principalmente por el ciclo hidrológico (Gama *et al.*, 2010) y se caracterizan por tener un flujo de agua unidireccional (Horne y Godman, 1994). La historia geológica de la cuenca, el grado de conservación de la vegetación y las actividades humanas, son determinantes en las características fisicoquímicas del agua en los ríos, ya que de éstas variables depende el tipo de materiales de arrastre (Alan y Catillo, 2007; Gómez *et al.*, 2014). Su funcionamiento es sometido a las interacciones con su entorno: longitudinales (río arriba-río abajo), laterales (vegetación de ribera y la cuenca) y verticales (precipitación y área hiporreica) (Giller y Malmqvist, 1998; Allan y Castillo, 2007; Wang *et al.*, 2015).

Un elemento fundamental para el funcionamiento de los ríos es la vegetación de ribera, definida como las franjas de vegetación paralelas y adyacentes a los ríos (Rzedowski, 1994), sirve como depurador natural al retener diferentes elementos como el fósforo y el nitrógeno del agua, ayuda en la retención del suelo, regula la temperatura del agua proporcionando sombra al cauce, es fuente de materia orgánica (por el desprendimiento de ramas y hojas) y sirve como hábitat para fauna acuática y terrestre (Granados-Sánchez *et al.*, 2006; Melli y Carrasco, 2011; Mendoza *et al.*, 2014).

Entre los modelos que explican el funcionamiento de los ríos destaca el "concepto de río continuo" propuesto por Vannote *et al.* 1980, el cual explica el por qué de las asociaciones bióticas a partir de diferentes gradientes químicos y físicos desde la cabecera hasta la desembocadura del río; de esta manera la dinámica agua abajo dependerá de los procesos acontecidos agua arriba (Gómez, 2003). El represamiento en los ríos conlleva a cambios hidrológicos y en la temperatura (Postel, 2000), bajo ese contexto surge el concepto de "discontinuidades secuenciales" (Ward y Standford, 1983); éste asume el principio de continuo de

Vannote, considerando su interrupción por la presencia de presas. Dicha discontinuidad tendrá repercusiones en el funcionamiento agua abajo, dependientes de la ubicación de la presa en el cauce (Gómez, 2003).

En cuanto a la biota, la heterogeneidad en los ríos brinda espacios idóneos (microambientes) para su establecimiento (Allan y Castillo, 2007; Gama, 2010; Wang *et al.*, 2015); sin embargo, éstos solo son colonizados por organismos con la capacidad de aclimatarse a las condiciones particulares, las cuales en conjunto con las interacciones entre especies definen la estructura de las comunidades (Giller y Malmqvist, 1998; Lampert y Sommer, 2007). La corriente en los ríos es un factor limitante para los organismos y adherirse a un sustrato ha resultado muy eficiente, siendo los organismos bentónicos los más exitosos en este tipo de ambientes (Lampert y Sommer, 2007).

En relación a las algas, las diatomeas son un grupo abundante y diverso en las comunidades bentónicas de los ambientes acuáticos (Bellinger y Sigeo, 2010; Burliga y Patrick, 2016). Su peculiaridad es una pared de dióxido de sílice (SiO_2) conocida como frústulo, una estructura formada por dos valvas que encajan de manera similar a una caja Petri. Son eucariotas y pueden presentarse formando pseudofilamentos, colonias o como células individuales (Cox, 1996; Bellinger y Sigeo, 2010). La combinación de sus pigmentos accesorios permite observarlas a simple vista como costras pardo/doradas sobre diferentes sustratos. Por la forma de sus células, se clasifican en dos grandes grupos: con simetría radial (céntricas) y con simetría longitudinal (pennadas) (Cox, 1996; Cambra *et al.*, 2004; Bellinger y Sigeo, 2010); estas últimas son las más diversas en las comunidades bentónicas de los ríos (Lee, 2008).

Algunas de las estrategias que presentan las diatomeas como adaptación a la corriente incluye tallas pequeñas, formas cóncavas y la secreción de mucílago, el cual les permite adherirse y/o moverse sobre el sustrato (Molloy, 1992 en Giller y Malmqvist, 1998; Lee, 2008). En algunos casos esta sustancia mucilaginoso forma

estructuras de adhesión más complejas como tallos para el sostén de las células y tubos en donde se embeben las células (Hoagland et al., 1993). Esta característica es poco común en diatomeas centrales, en contraste algunos géneros forman filamentos (Molloy, 1992 en Giller y Malmqvist, 1998).

Por otra parte, la distribución de las diatomeas bentónicas es influenciada en mayor medida por factores fisicoquímicos y no por factores geológicos y/o climáticos (Potapova y Charles, 2002). Es así como a nivel de microambiente se ha propuesto a la luz, la velocidad de corriente, al oxígeno disuelto y al tipo de sustrato; como los factores con mayor influencia en la composición de las comunidades (Potapova y Charles, 2002; Soininen *et al.*, 2004).

Debido a la sensibilidad y tolerancia que presentan ante los cambios fisicoquímicos y biológicos, las asociaciones entre especies de diatomeas son útiles como indicadores biológicos de contaminación trófica en los ríos (Lobo *et al.*, 1996; Smol y Stoermer, 2010; Bellinger y Sigee, 2010). Son poco estudiadas como indicadores de perturbaciones en sistemas con represamientos, en donde se ha demostrado que las comunidades de diatomeas cambian como respuesta a las modificaciones agua abajo de una presa (Thompson *et al.*, 2005; Wu *et al.*, 2009; Cibils *et al.*, 2013; Gallo *et al.*, 2015).

La microcuenca del Río Jalpan se localiza en la Vertiente del Golfo y pertenece a la región hidrológica del Río Pánuco (RH-26), la cual ocupa el cuarto y quinto lugar a nivel nacional por su superficie y por el volumen de sus escurrimientos respectivamente (INEGI, 1986; SEMARNAP, 1999). En las últimas décadas el crecimiento en la población y la demanda de agua, ha generado condiciones de estrés en los ambientes de agua dulce (Postel, 2000); la cuenca del Pánuco no es la excepción y junto con otras, es considerada una de las más alteradas del país en cuanto a su eco-hidrología (Garrido *et al.*, 2010).

De manera más específica, en el estado de Querétaro la microcuenca se ubica dentro del corazón de la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda de Querétaro, reconocida como un sitio representativo de la biodiversidad mexicana (SEMARNAP, 1993). En su cauce principal se construyó la Presa Jalpan, la cual funciona como reservorio de agua para consumo humano, en el sector agrícola para regar, se realizan actividades de pesca a pequeña escala y funciona como refugio y sitio de reproducción de varias especies de aves residentes y migratorias (Ramsar Sites Information Service, 2004). En la salida de la presa, se localizan las dos principales zonas urbanas de la microcuenca (Durán, 2018), pero existen muchas otras localidades dispersas y de menor tamaño que abren caminos aumentando el arrastre de sedimentos hacia el agua y los procesos de erosión (Pedraza, 2003).

Actualmente se cuenta con planes de manejo para especies exóticas invasoras (Mendoza, 2018; Durán, 2018) en la microcuenca. Sin embargo, aunque las diatomeas son un grupo de algas diverso y de amplia distribución en los ríos de México (Cantoral-Uriza, 1997 y Segura-García, 2011), no se han realizado estudios de diatomeas en este lugar. La presente investigación pretende conocer la composición de la comunidad de diatomeas así como la influencia de diferentes variables ambientales en su distribución espacial en localidades de la parte baja de la microcuenca y sus microambientes. La información recaudada servirá como base para profundizar en el conocimiento de este grupo de algas bajo diferentes escenarios y escalas de aproximación de estudio.

2. Antecedentes

El estudio de diatomeas epilíticas en México ha tenido dos enfoques principales: taxonomía y ecología (Cantoral-Uriza, 1997; Bojorge-García *et al.*, 2002; Rodríguez, 2018; Salinas, 2018); aunque recientemente han adquirido popularidad en estudios de calidad del agua y/o ambiental como bioindicadores tanto del pasado como del presente (Bellinger y Sigeo, 2010; López y Siqueiros, 2011). Gran parte de las investigaciones se concentran en el centro del país (Novelo y Tavera, 2011), proporcionan información sobre su distribución y los requerimientos ambientales de las especies, lo cual sirve como referencia de los procesos en los ríos (Bojorge-García y Cantoral-Uriza 2007; Salinas, 2018).

También se han utilizado protocolos de evaluación ambiental para corroborar la información obtenida a partir del monitoreo de diatomeas. Por ejemplo, Mora (2013) utilizó diatomeas como bioindicadores, parámetros fisicoquímicos y el índice de calidad del bosque de galería (QBR) para conocer la calidad del agua en la Cuenca Alta del Río Laja, Guanajuato. Encontró una relación positiva en los recambios de especies de diatomeas con el valor del QBR, a excepción de los sitios donde hubo presencia de formas anormales en donde se relacionó de manera negativa.

Es común el uso de cuenca, subcuenca o microcuenca como aproximación territorial de estudio (Salinas, 2018) y la cuenca del Pánuco cuenta con una de las floras diatomológicas mejor documentadas, sobre todo en la parte baja. En ambientes calcáreos de la huasteca Potosina (Cantoral-Uriza *et al.*, 1997) reportaron 57 especies, describieron sus preferencias ambientales, así como su distribución en otros sitios de México. El área de estudio por su ubicación, se caracterizó por la presencia de aguas alcalinas y 41 de las especies fueron afines a éstas condiciones. Montejano *et al.* (2004) estudiaron la ficoflora de las subcuencas Moctezuma, Tampaón, Calabozo y Guayalejo; como parte de la biodiversidad de la Sierra Madre Oriental. Las 5 diatomeas con mayor distribución en dichas subcuencas fueron:

Synedra ulna, *Amphipleura pellucida*, *Cocconeis placentula* var. *lineata*, *Navicula radiosa*; y otras 17 fueron exclusivas de ésta región.

En el estado de Querétaro la cuenca del Pánuco es la de mayor extensión (INEGI, 2017) y únicamente se han realizado tres trabajos. El primero fue realizado por Vázquez (2009) como parte de un manual de identificación de la biota acuática de arroyos y ríos de las cuencas Lerma-Chapala y Pánuco, que incluye sitios de los municipios Pinal de Amoles, Arroyo Seco, Peñamiller, El Marqués, Huimilpan y San Juan del Río. En este proyecto realizó una clave para la identificación de algas en donde menciona a *Nitzschia*, *Synedra*, *Gomphonema*, *Cymbella*, *Navicula* y *Surirella* como los géneros más representativos de diatomeas bentónicas. Además encontró una mayor riqueza de especies durante la temporada de secas.

Los otros dos trabajos fueron realizados por Rodríguez (2018) y Márquez (2019) en la subcuenca de Galindo, Querétaro; quienes estudiaron la comunidad de diatomeas eplíticas y de algas bentónicas en ambientes lóticos respectivamente. Las especies encontradas en ambos estudios, fueron típicas de sitios con buenas condiciones ambientales y las variables que explicaron su distribución fueron: el fósforo, la temperatura, la velocidad de corriente, el pH y el oxígeno disuelto.

En la microcuenca del Río Jalpan se han realizado planes de manejo para especies exóticas invasoras, Mendoza (2018) para tres especies ícticas introducidas de manera intencional: Carpa común, Lobina negra y Tilapia del nilo; y Durán (2018) para los moluscos: *Corbicula fluminea* (almeja asiática) y *Melanooides tuberculata* (caracol trompertero malayo), introducidos accidentalmente.

3. Justificación

La microcuenca del río Jalpan es parte de la red de sistemas hidrológicos de la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda, el estudio de la flora diatomológica en este

lugar es pionero y de importancia por el aporte al conocimiento de la biodiversidad en un área prioritaria para la conservación. La presencia del sitio Ramsar presa Jalpan en el cauce principal, hace aún más atractivo este lugar para su monitoreo, ya que en dichas condiciones la comunidad de diatomeas epilíticas ha sido poco estudiada. Hacia la parte baja de la microcuenca son evidentes las alteraciones a consecuencia del desarrollo de diferentes actividades antropogénicas como turismo, agricultura, ganadería y urbanización. El establecimiento de diatomeas depende de las aptitudes de cada especie para habitar diferentes microambientes y de otros factores limitantes como la contaminación hídrica. De tal manera que el estudio de la comunidad de diatomeas puede reflejar las condiciones y procesos que suceden en la microcuenca y ayudar a su entendimiento. Por otra parte, la distribución espacial de la comunidad diatomológica únicamente se ha estudiado con referencia a los parámetros fisicoquímicos a nivel de localidad, pasando desapercibida la variación dentro de los microambientes que las conforman. Por tal motivo, el muestreo se realizó a nivel de microambiente a fin de apreciar la variación en su distribución a una menor escala de la propuesta por los métodos tradicionales, las conclusiones servirán a otros investigadores para tomar mejores decisiones en cuanto a muestreo.

4. Hipótesis

En la microcuenca del Río Jalpan la variedad de condiciones ambientales, provee de diferentes microambientes para el establecimiento de diatomeas epilíticas, la variación espacial de la comunidad en términos de riqueza, diversidad y abundancia

de las especies, estará en función de las características particulares de los microambientes y/o de las localidades.

5. Objetivos

5.1 Objetivo general

Analizar la influencia de las condiciones ambientales particulares de los microambientes y de las localidades, en la variación espacial de la comunidad de diatomeas epilíticas durante la temporada de secas.

5.2 Objetivos particulares

1. Evaluar los parámetros ambientales en las localidades y sus microambientes.
2. Determinar la riqueza, la diversidad y la equidad de la comunidad de diatomeas para las localidades y sus microambientes.
3. Identificar los patrones de distribución de las abundancias de las especies de los microambientes y las localidades.
4. Conocer la similitud de la composición de especies de diatomeas y sus abundancias, entre los microambientes y las localidades.
5. Determinar los parámetros ambientales con más influencia en la distribución espacial de las diatomeas (localidades y microambientes).

6. Área de estudio

La región hidrológica del Pánuco en el estado de Querétaro se conforma por las cuencas Moctezuma y Tamuín, de esta última el Río Jalpan es uno de los principales tributarios (SEMARNAP, 1999; INEGI, 2017). Para este estudio se utilizó la

delimitación de la microcuenca del Río Jalpan propuesta por Durán (2018) (Figura 1). Su corriente principal emerge en las montañas del municipio de Pinal de Amoles y recorre la ciudad de Jalpan de Serra hasta su desembocadura en Arroyo Seco, como parte del río Santa María. Presenta una altitud de la zona montañosa de 3102 msnm a las zonas bajas de 500 msnm, en una extensión de 571.284km². (Pedraza, 2003; Durán, 2018; Mendoza, 2018).

Fisiográficamente pertenece a la Sierra Madre Oriental, en donde son dominantes las rocas calizas (INEGI, 1986; SEMARNAP, 1999), esto implica una cantidad importante de carbonatos de calcio disueltos en las corrientes de la región (Montejano, et al. 2004). El clima principalmente es cálido subhúmedo (A)C(wo)(w) aunque puede ser más templado en las zonas altas (Pedraza, 2003). La vegetación en la parte alta y media de la microcuenca presenta bosques de pino y bosques de encino, hacia la parte media-baja es dominante el bosque tropical caducifolio y solo en algunos puntos hay chaparrales (Figura 1).

Es importante mencionar que la vegetación original presenta alteraciones, las cuales son más evidentes hacia el cauce principal de la microcuenca y en los peores casos ha sido sustituida por agricultura de riego, agricultura de temporal o por pastizales inducidos. Por otra parte, la vegetación de ribera descrita para la Sierra Gorda incluye al nogal *Carya illinoensis*, el álamo *Platanus mexicana*, sauces del género *Salix* y el sabino de la especie *Taxodium mucronatum* (SEMARNAP, 1999); éste último se observó en mayor abundancia durante el muestreo.

Se ubicaron en la zona media-baja de la microcuenca cinco localidades a lo largo del cauce principal (Cuadro 1; Figura 1). Cada una se seleccionó estratégicamente para cubrir los diferentes procesos que pudieran alterar el funcionamiento eco-hidrológico.

Cuadro 1. Ubicación de las localidades en la microcuenca del Río Jalpan.

Localidad	Municipio	Coordenadas		msnm
		Latitud N	Longitud O	
L1	Jalpan	21°10'32.5"	99°29'43.73"	811
L2	Jalpan	21°12'46.12"	99°28'06.25"	748
L3	Jalpan	21°15'46.58"	99°29'30.69"	706
L4	Arroyo Seco	21°19'04.24"	99°30'28.60"	657
L5	Arroyo Seco	21°20'07.16"	99°31'56.93"	650

Dirección General de Bibliotecas UAQ

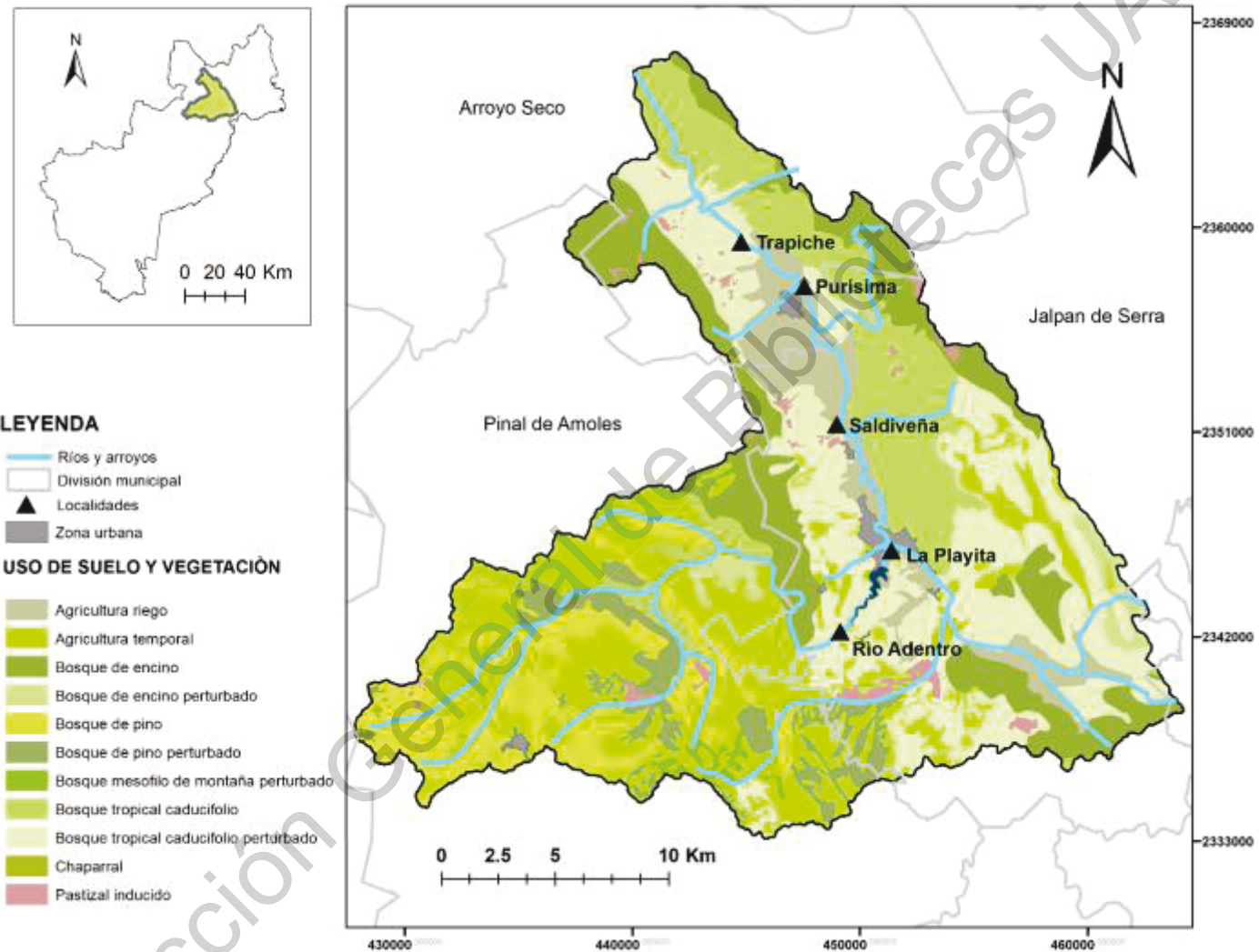


Figura 1. Delimitación de la microcuenca del Río Jalpan y ubicación de las localidades de muestreo.

Fuente: Elaboración propia; datos: de la microcuenca de Durán (2018) y de CONABIO.

7. Materiales y métodos

7.1 Trabajo de campo

La investigación se desarrolló durante la temporada seca en abril y mayo de 2016. Se tomó en cuenta como microambientes a las unidades hidromorfológicas (HMU por sus siglas en inglés) (Parasiewicz, et al. 2007) presentes en cada una de las localidades de la microcuenca (**Cuadro 2**).

Cuadro 2. Características distintivas de los microambientes.

Microambiente (Unidad hidromorfológica)	Descripción
Rabión	Zonas someras con velocidad del agua moderada, algo de turbulencia en la superficie y pendiente elevada. Lecho con forma convexa.
Remanso	Áreas someras y de aguas quietas en las márgenes del cauce, causadas por remolinos formados detrás de obstrucciones.
Poza	Zonas profundas con poca velocidad del agua, causadas por algún tipo de obstrucción en el cauce. Lecho con forma cóncava.

Descripción tomada del modelo MesoHABSIM (Parasiewicz, 2007).

En campo se determinó la calidad ambiental visual siguiendo la guía propuesta por Barbour *et al.* (1999), la cual a partir de ponderaciones, clasifica a los arroyos y ríos en diferentes categorías conforme a los siguientes atributos: sustrato disponible para la epifauna, embebimiento, patrones de velocidad y profundidad, deposición de sedimentos, estado del flujo, alteración del canal, frecuencia de rápidos, estabilidad de los bancos, protección de los bancos y ancho de la vegetación de ribera. También se valoró la calidad de las riberas con el índice de calidad de riberas

(RQI por sus siglas en inglés) propuesto por González y García (2011), considerando parámetros como: continuidad longitudinal, dimensiones de la llanura de inundación, composición y estructura, regeneración natural, condiciones de los bancos, conectividad lateral y permeabilidad.

Las variables fisicoquímicas del agua se registraron *in situ* con una sonda multiparamétrica Hanna H1981-5. Se tomaron tres réplicas para cada ambiente y un total de nueve para cada localidad, en donde los parámetros a considerar fueron: la temperatura (C°), la conductividad específica (mS/cm), el pH, la velocidad de corriente (m/s), los sólidos disueltos totales (g/L) y el porcentaje de oxígeno disuelto. Para el análisis de nutrientes se tomaron muestras de agua por triplicado en frascos de plástico de 500 ml en cada una de las localidades.

Durante la colecta de diatomeas se seleccionaron sitios expuestos a la luz, se realizaron raspados en rocas sumergidas con sedimentos dorados visibles, en una superficie de 100 cm² con ayuda de un cepillo dental (Cambra *et al.*, 2004). El producto de dichos raspados se contuvo en frascos de plástico tipo “taparroscas” con una muestra de agua del medio en donde se colectó, hasta obtener un volumen de 20 ml.

7.2 Trabajo de laboratorio

Las muestras de nutrientes se trasladaron al Laboratorio de Geoquímica Ambiental del Centro de Geociencias UNAM-Campus Juriquilla, en donde se analizaron con la técnica de Cromatografía de Líquidos de Alta Resolución (HPLC por sus siglas en inglés) los siguientes aniones: cloro (Cl), nitratos (NO₃) y fosfatos (PO₄³⁻). Se utilizó el equipo Dionex ICS-2500 HPLC/IC y se siguió el método de EPA 300.1 (EPA, 1997).

La limpieza de los frústulos de diatomeas se realizó siguiendo la técnica de Kelly, *et al.* (2001), con algunas modificaciones. Cada una de las muestras (previamente homogenizadas) se vertió en vasos de precipitado, se les agregó peróxido de hidrógeno al 30% hasta llegar a un volumen de 50ml y se calentaron en una parrilla

eléctrica a 80°C dentro de una campana de extracción. Lo anterior se realizó hasta conseguir un tono blanquecino y la reducción de la muestra a 12 ml aproximadamente. Las muestras cuyo contenido dejó de reaccionar con el peróxido y mantuvieron un color opaco, se retiraron del calor y se les añadió 3 gotas de ácido clorhídrico (HCL) al 10%. El producto se pasó a tubos Falcon y en los casos en los que la muestra se redujo más de 12 ml, se aforó con agua destilada hasta el volumen mencionado. Los tubos se centrifugaron a 1000 rpm por cinco minutos, el sobrenadante se retiró hasta los 4 ml y una vez más se aforó con agua destilada a 12 ml para volver a centrifugar, esto se repitió cinco veces con la finalidad de eliminar residuos de peróxido. Al concluir este procedimiento se removió el sobrenadante y se recuperaron 2ml de la muestra en tubos Eppendorf®. Las laminillas permanentes se elaboraron agregando 400 µl de agua destilada y 200 µl de la muestra sobre un cubre objeto redondo, en los casos en los que la muestra tenía una gran cantidad de sedimentos o número de valvas se disolvieron (1:10 ó 1:100). Se dejaron secar a temperatura ambiente de 24 a 48 hrs y ya secas se montaron sobre un porta objeto con resina Naphrax®.

Para la identificación y reconocimiento de las afinidades ambientales de cada una de las especies, se revisaron claves taxonómicas especializadas de Krammer y Lange-Betalot (1991, 2008 y 2010), y Krammer (2000); tesis como la de Cantoral-Uriza (1997), Segura-García (2011), Mora (2013) y Rodríguez (2018); la guía ilustrada de Taylor (2007); registros fotográficos de artículos el de Cantoral-Uriza *et al.* (1997); así como artículos de revisiones para géneros específicos de Potapova y Hamilton (2007), Ponader (2007), Wetzel *et al.* (2015), Da Silva *et al.* (2015). Las observaciones se hicieron en un microscopio óptico AxioZeiss en donde se fotografiaron los frústulos con una cámara AxioCamMRcZeiss y con el programa del mismo nombre AxioVision Rel. 4.8, se tomaron las métricas de valor taxonómico como el ancho, largo y el número de estrías en el centro y extremos de la valva en 10 µm. El número mínimo de organismos observados para considerar la presencia de una especie, se determinó con la fórmula de Southwood (2000):

$$n = (S/EX)^2$$

Donde n es el número mínimo de organismos, S es la desviación estándar del conjunto de medidas morfométricas, E el valor predeterminado (0.05) y X la media.

Se contabilizó un mínimo de 400 valvas en cada una de las laminillas a través de recorridos horizontales en el microscopio, tomando como punto de partida alguna de las orillas. A partir de la información proporcionada en los conteos, se determinó la riqueza específica, la abundancia absoluta y la abundancia relativa de las especies, ésta última se estimó a partir de la siguiente fórmula:

$$pi = \frac{ni}{n} \times 100$$

Donde pi es la abundancia relativa, ni el número de valvas contabilizadas para una especie "x" y n el número de valvas totales contabilizadas.

7.3 Análisis de datos

La normalidad de los datos se verificó por medio del test Shapiro-Wilk en el programa PAST 3.22, al no cumplir con los supuestos de normalidad se optó por realizar pruebas no paramétricas para analizar los datos.

La variación espacial de las variables fisicoquímicas se evaluó mediante la prueba Kruskal Wallis con el *pos hoc* U de Mann-Whitney en el programa PAST 3.22, considerando los valores corregidos de Bonferroni como p .

Con los datos de las abundancias absolutas se realizaron curvas de rarefacción para comparar la riqueza observada con la riqueza esperada en cada una de las localidades de la microcuenca. La curva de riqueza esperada se basó en el estimador Chao 1, el cual se calculó en el programa EstimateS 9.1.0.

La diversidad se evaluó con los índices de diversidad de Shannon-Wiener (H') (utilizando $\log 10$) y de equidad de Pielou (J'). Para apreciar las diferencias o similitudes entre los índices, se realizó la prueba Kruskal Wallis en el programa PAST 3.22.

Se elaboraron curvas de rango-abundancia para observar los patrones de distribución de las abundancias de las especies, en las localidades y los microambientes. Éstas se ordenaron de mayor a menor y se convirtieron con el $\log 10$ (Barrientos et al., 2016).

Se estimó el índice de Bray-Curtis en el programa PAST 3.22 para ver la similitud entre los microambientes con respecto a su composición de especies y sus abundancias. Por último, se realizó el Análisis Correspondencia Canónico (ACC) para establecer relaciones entre las especies y su ambiente, solamente con las especies con una abundancia mayor al 5%. La significancia de estas relaciones se determinó con la prueba de MonteCarlo (permutaciones=999, $\alpha = 0.05$); ambos estadísticos se realizaron en el programa PC-ORD 6.0.

8.0 Resultados

8.1 Descripción de las localidades

L1: Río Adentro

Se localiza en la parte media de la microcuenca arriba de la Presa de Jalpan, el ancho del cauce fue de 5.27 m con una profundidad máxima de 98cm (Figura 2). Se observaron crecimientos de macroalgas del género *Chara* (Figura 3) y otras algas filamentosas. La vegetación ribereña fue muy uniforme en el cauce. El sustrato estuvo constituido por gravas, poca arena y cantos rodados. Las actividades que ejercen presión en esta localidad son el turismo y la ganadería.



Figura 2. Río Adentro, Jalpan de Serra.

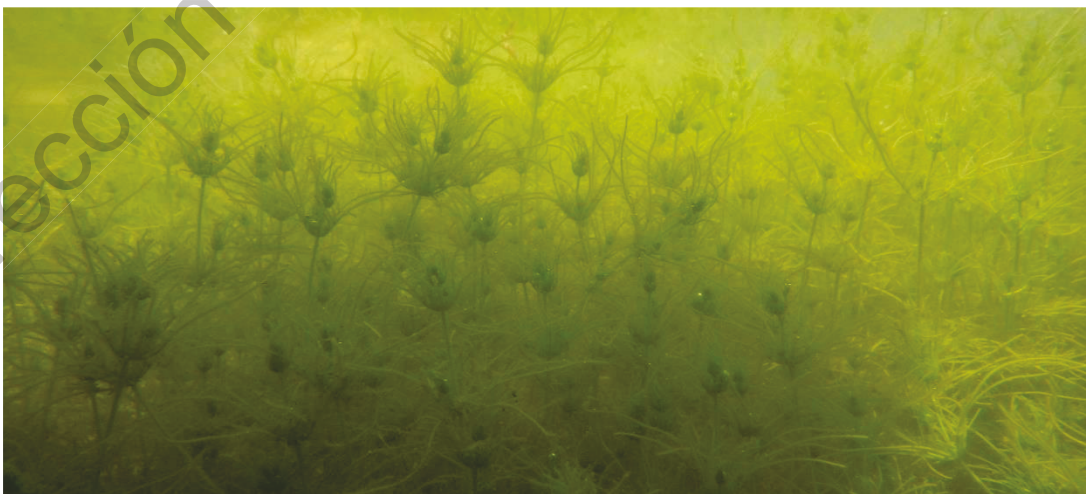


Figura 3. Crecimiento algal de *Chara* en la localidad Río Adentro.

L 2: La Playita

Se ubica en la parte baja de la microcuenca, abajo de la Presa de Jalpan y al inicio del área urbana de mayor tamaño en la microcuenca. Durante la temporada seca su flujo es reducido a consecuencia del embalse. El ancho de la corriente fue de 7 m con una profundidad máxima de 1.70 m. En las orillas se presentaron algunas plantas acuáticas, filamentos algales y una vegetación de ribera compuesta por sabinos y sauces. El sustrato dominante estuvo formado por gravas, seguido de cantos rodados y poca cantidad de arenas. Durante el muestreo se observaron desechos sólidos en el agua, contaminación derivada de las actividades turísticas en la localidad (Figura 4).



Figura 4. La Playita, Jalpan de Serra.

L3: Saldiveña

Esta localidad se encuentra en la parte baja de la microcuenca agua abajo de una planta de tratamiento de aguas residuales. El ancho de la corriente fue de 7 m con una profundidad máxima de 90 cm. Durante el muestreo se observó gran cantidad de plantas acuáticas flotantes y sumergidas, mientras que la vegetación de ribera estuvo compuesta por parches de sauces y sabinos. El sustrato estuvo constituido principalmente por arcillas, cienos y algunas rocas emergentes como cantos rodados y gravas. Adyacentes al cauce del río, se desempeñan actividades agrícolas de riego, en donde el mantenimiento de monocultivos implica el uso de fertilizantes (Figura 5).



Figura 5. Saldiveña, Jalpan de Serra. Plantas vasculares acuáticas y filamentos algales.

L4: Purísima

Se localiza en la parte baja de la microcuenca en la segunda área urbana de mayor tamaño, en municipio de Arroyo Seco (Figura 6). El ancho de la corriente fue de 10 m con una profundidad máxima de 1.25 m. Se observaron filamentos algales, algunas plantas acuáticas sumergidas, la vegetación de ribera presentó arbustos medianos y grandes sauces y sabinos. El sustrato presentó algunas rocas emergentes, aún con la canalización parcial del cauce. Recibe descargas de la planta tratadora de la propia localidad, la cual tiene un óptimo funcionamiento (Durán, 2018). En esta localidad se llevan a cabo actividades ganaderas y agrícolas.



Figura 6. Purísima, Arroyo Seco. Filamentos algales.

L5: Trapiche

Se ubica en la parte baja de la microcuenca, un poco aislado de la última mancha urbana de gran tamaño. El ancho de la corriente fue de 9.8 m con una profundidad máxima de 0.8 m. Presento algas filamentosas. El sustrato se compuso de materiales finos como arcilla y cieno, con algunas gravas y cantos rodados. A pequeña escala se desarrollan actividades agrícolas y ganaderas (Figura 7).

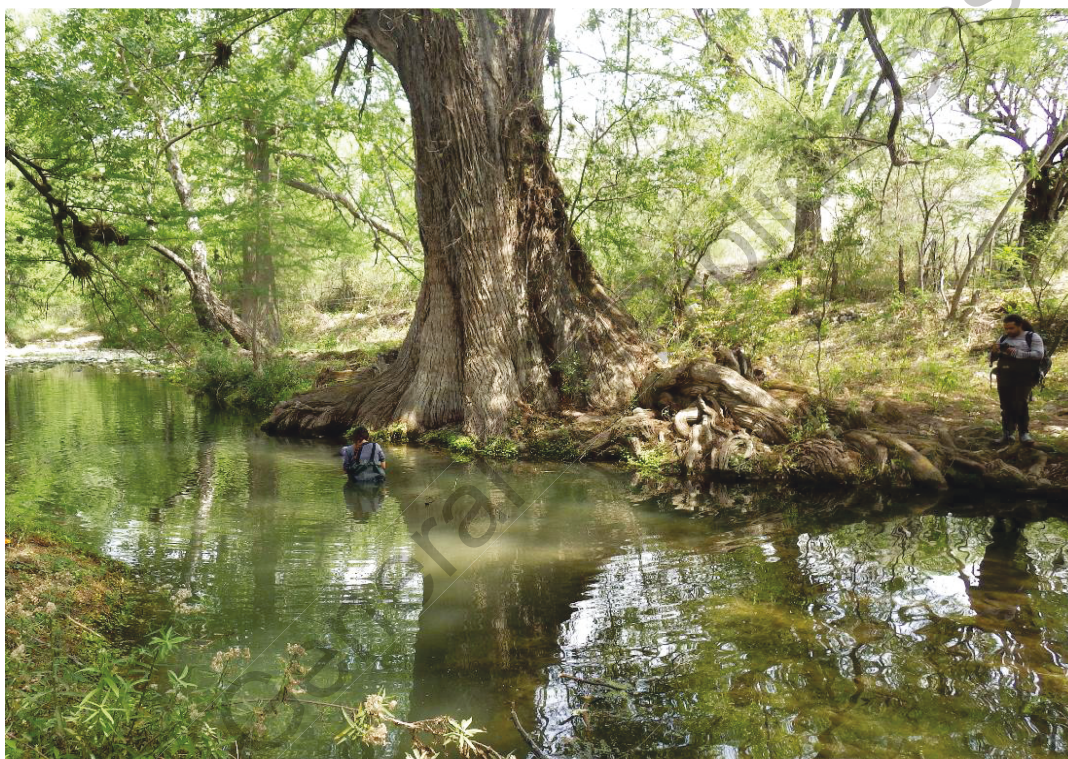


Figura 7. Trapiche, Arroyo seco.

8.2 Evaluación de la calidad visual y de riberas

En general las localidades de la microcuenca del Río Jalpan se catalogaron como sitios muy perturbados por el índice de calidad visual (ICAV=100.4), mientras que el índice de calidad de riberas (RQI=88.6) las clasifica como moderadamente alteradas. Las localidades mejor evaluadas por ambos índices coinciden en estar

fuera de grandes áreas urbanas, estas son la L1 localizada antes de la presa y la L5, la más alejada de la presa. La baja presión ganadera y agrícola que reciben, aún les permite mantener los procesos ecológicos e hidrológicos. El resto de las localidades (L2, L3 y L4) tienen un uso de suelo principalmente urbano, se ubican agua abajo de la presa y en medio de las dos localidades mejor conservadas.

Cuadro 3. Evaluación del índice de calidad visual y del índice de calidad de riberas.

Localidad	ICAV		RQI	
	Puntos	Categoría	Puntos	Categoría
L1	130	Marginal	137	Muy bueno
L2	101	Pobre	69	Pobre
L3	86	Pobre	52	Pobre
L4	71	Pobre	75	Moderado
L5	114	Marginal	110	Bueno

ICAV= Índice de calidad ambiental visual (Barbour *et al.* 1999) y RQI= Índice de calidad de riberas (González y García, 2011).

8.2 Físicoquímica del agua

Con base en la evaluación físicoquímica (Cuadro 4) las localidades de la microcuenca se caracterizaron por la presencia de aguas cálidas (20.16-25.32°C) y un pH más afín a la neutralidad o ligeramente básico (6.6-7.7). La saturación de oxígeno presentó un intervalo grande de condiciones, desde aguas con una oxigenación baja (26.8%), hasta localidades con aguas por arriba de la saturación máxima (105%). La conductividad específica (0-0.66 mS/cm) y los sólidos disueltos totales (0-0.3 g/L) sugieren poca mineralización en el agua.

Los aniones analizados presentaron una mayor concentración en L5 (cloro \bar{x} 10.13 mg/L, nitratos \bar{x} 2.98 mg/L, fosfatos \bar{x} 1.41 mg/L), mientras que la menor concentración de cloro (\bar{x} 1.46 mg/L) se registró en L2 y la de nitratos (\bar{x} 0.4 mg/L) en L5.

Cuadro 4. Físicoquímica del agua en las localidades de la microcuenca del Río Jalpan.

	L1	L2	L3	L4	L5
T	23.24-25.32	20.16-21	22.92-24.48	21.9-22.38	21.45-23.3
	\bar{x} 24.43 \pm 0.73	\bar{x} 20.51 \pm 0.3	\bar{x} 23.84 \pm 0.63	\bar{x} 22.15 \pm 0.15	\bar{x} 22.5 \pm 0.55
pH	7.13-7.66	6.53-7.57	6.6-7.3	7.2-7.44	7.36-7.7
	\bar{x} 7.37 \pm 0.2	\bar{x} 7.32 \pm 0.3	\bar{x} 7 \pm 0.27	\bar{x} 7.3 \pm 0.08	\bar{x} 7.62 \pm 0.1
%OD	76.3-105	69.4-79	26.8-63	28-47.7	82.2-90
	\bar{x} 91.5 \pm 13.1	\bar{x} 74.6 \pm 3.38	\bar{x} 47.46 \pm 14	\bar{x} 41.11 \pm 6	\bar{x} 86.1 \pm 3
CPS	0-0.64	0.36-0.38	0-0.66	0.25-0.53	0.52-0.53
	\bar{x} 0.42 \pm 0.3	\bar{x} 0.37 \pm 0	\bar{x} 0.5 \pm 0.2	\bar{x} 0.43 \pm 0.1	\bar{x} 0.53 \pm 0
SDT	0.30	0.2-0.3	0.1-0.4	0-0.3	0.3
	\bar{x} 0.3 \pm 0	\bar{x} 0.23 \pm 0.05	\bar{x} 0.3 \pm 0.15	\bar{x} 0.26 \pm 0.1	\bar{x} 0.3 \pm 0
Cl	3.44-9.41	1.26-1.62	4.1-15	1.8-2.2	1.1-1.9
	\bar{x} 5.7 \pm 0.3	\bar{x} 1.4 \pm 0.1	\bar{x} 10.1 \pm 5.6	\bar{x} 2 \pm 0.2	\bar{x} 1.58 \pm 0.3
NO ₃	0.44-0.75	0.52-0.94	1.5-4.2	0.47-0.58	0.3-0.47
	\bar{x} 0.55 \pm 0.1	\bar{x} 0.79 \pm 0.2	\bar{x} 2.98 \pm 1.3	\bar{x} 0.5 \pm 0.05	\bar{x} 0.4 \pm 0.06
PO ₄ ³	<l.c	<l.c	1.4-1.42	0.69-0.72	<l.c
			\bar{x} 1.41 \pm 0	\bar{x} 0.7 \pm 0	

T= temperatura, pH= potencial de hidrógeno, %OD= porcentaje de oxígeno disuelto, CPS= conductividad específica y SDT= sólidos disueltos totales, Cl= cloro, NO₃ = nitratos, PO₄³ = fosfatos, \bar{x} = media, \pm = desviación estándar <l.c = valores por debajo del límite de cuantificación.

La prueba Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas en las localidades para la temperatura, el pH, el porcentaje de oxígeno disuelto, la conductividad específica y los sólidos disueltos totales (Cuadro 4). Los nutrientes no presentaron diferencias significativas.

Cuadro 5. Resultados de la prueba Kruskal-Wallis.

Variable	Media	H (Chi2)	p
T	22.68	38.34	9.5 E-08
pH	7.33	19.1	7.4 E-04
%DO	68.17	36.84	1.9 E-07
SPC	0.46	16.94	0.001
TDS	0.27	7.409	0.037

T= temperatura, %OD= porcentaje de oxígeno disuelto, CPS= conductividad específica y SDT= sólidos disueltos totales.

La prueba *post hoc* (U de Mann-Whitney) mostró que las localidades no muestran grupos homogéneos para todas las variables que presentaron diferencias significativas en la prueba Kruskal-Wallis; por el contrario, forman grupos de acuerdo a cada variable. Con base en la temperatura se formaron tres grupos, los cuales muestran un gradiente de temperatura: el grupo 1 (L1-L3) registró las temperaturas más altas, seguido del grupo 2 (L4-L5) y por último el grupo 3 (L2) con los valores más bajos. En el pH se formaron dos grupos: el grupo 1 (L3-L4) por los valores más bajos y el grupo dos (L5) con los valores más altos. En el porcentaje de oxígeno disuelto se formaron tres grupos: el grupo 1 (L5) por las mayores concentraciones, seguido del grupo 2 (L2) y por último el grupo 3 (L3-L4) con las concentraciones menores. En la conductividad específica se formaron dos grupos: el grupo 1 (L2-L4) y el grupo 2 (L5). En los sólidos disueltos totales se formaron también dos grupos: grupo 1 (L1-L5) y grupo 2 (L2).

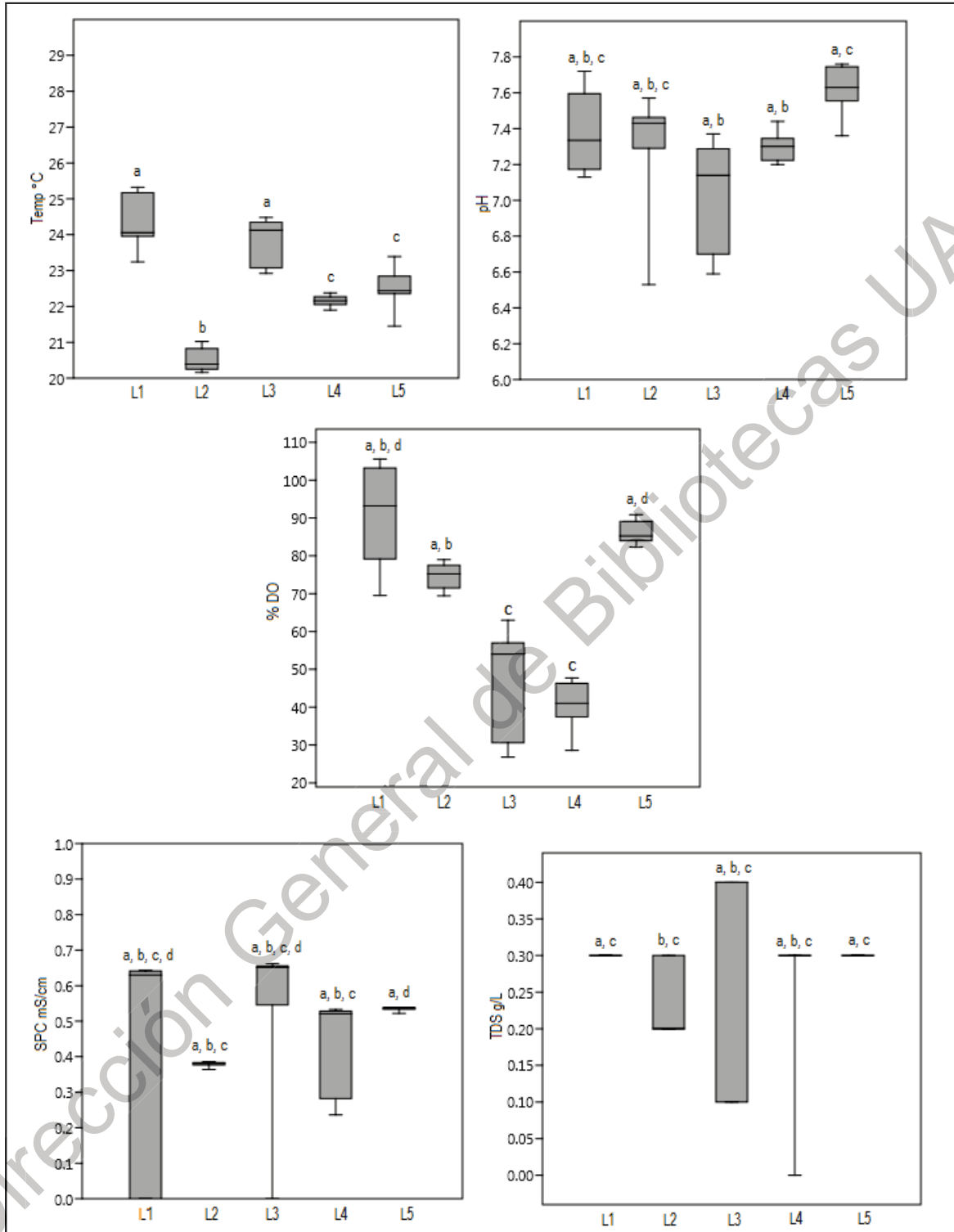


Figura 8. Agrupación de las localidades con base en la prueba de U de Mann-Whitney. Las letras indican las agrupaciones.

8.3 Riqueza, abundancias e índices de diversidad de diatomeas.

La riqueza total correspondió a 87 taxa distribuidos en 41 géneros, de los cuales el en los conteos unicamente se registraron 66 taxa de 32 géneros. El 95.7% de la riqueza total son diatomeas pennadas y el resto centrales (Apéndice I). Los géneros que presentaron un mayor número de especies fueron: *Gomphonema* (11), *Navicula* (6), *Cymbella* (5) y *Nitzschia* (5). Las diatomeas de amplia distribución fueron: *Achnantheidium exiguum*, *Achnantheidium minutissimum*, *Amphora pediculus*, *Cocconeis placentula* var. *lineta*, *Navicula cryptotenella*, *Nitzschia amphibia*, *Planothidium frequentissimum* y *Ulnaria ulna*.

De acuerdo con el estimador Chao 1 en la microcuenca la riqueza esperada era de 68 especies, por lo que el muestreo representó el 97 % de lo estimado (Figura 9). La mayor riqueza se registró en la L5 (41) y la menor en la L4 (26). En los microambientes en general, el remanso presentó la mayor riqueza (59) y en tres de las cinco localidades la menor riqueza se presentó en la poza (47) (Apéndice II). Los microambientes compartieron 38 especies (57.5%), el remanso y el rabi6n seis (9%), el remanso y la poza siete (10.6%), y el rabi6n con la poza no se compartieron especies. Algunas especies solo se presentaron en un tipo de microambiente: ocho en el remanso (12.1%), cuatro en la poza (6%) y tres en el rabi6n (4.5%).

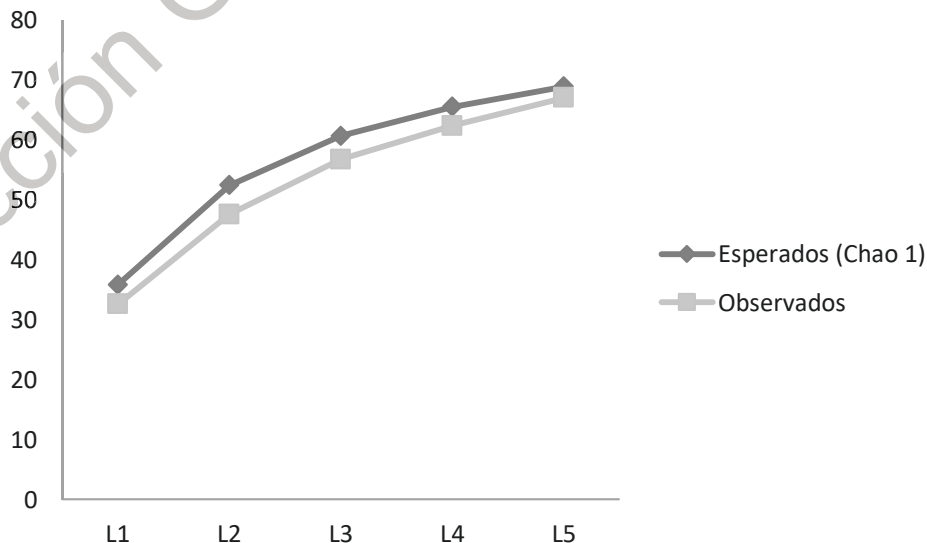
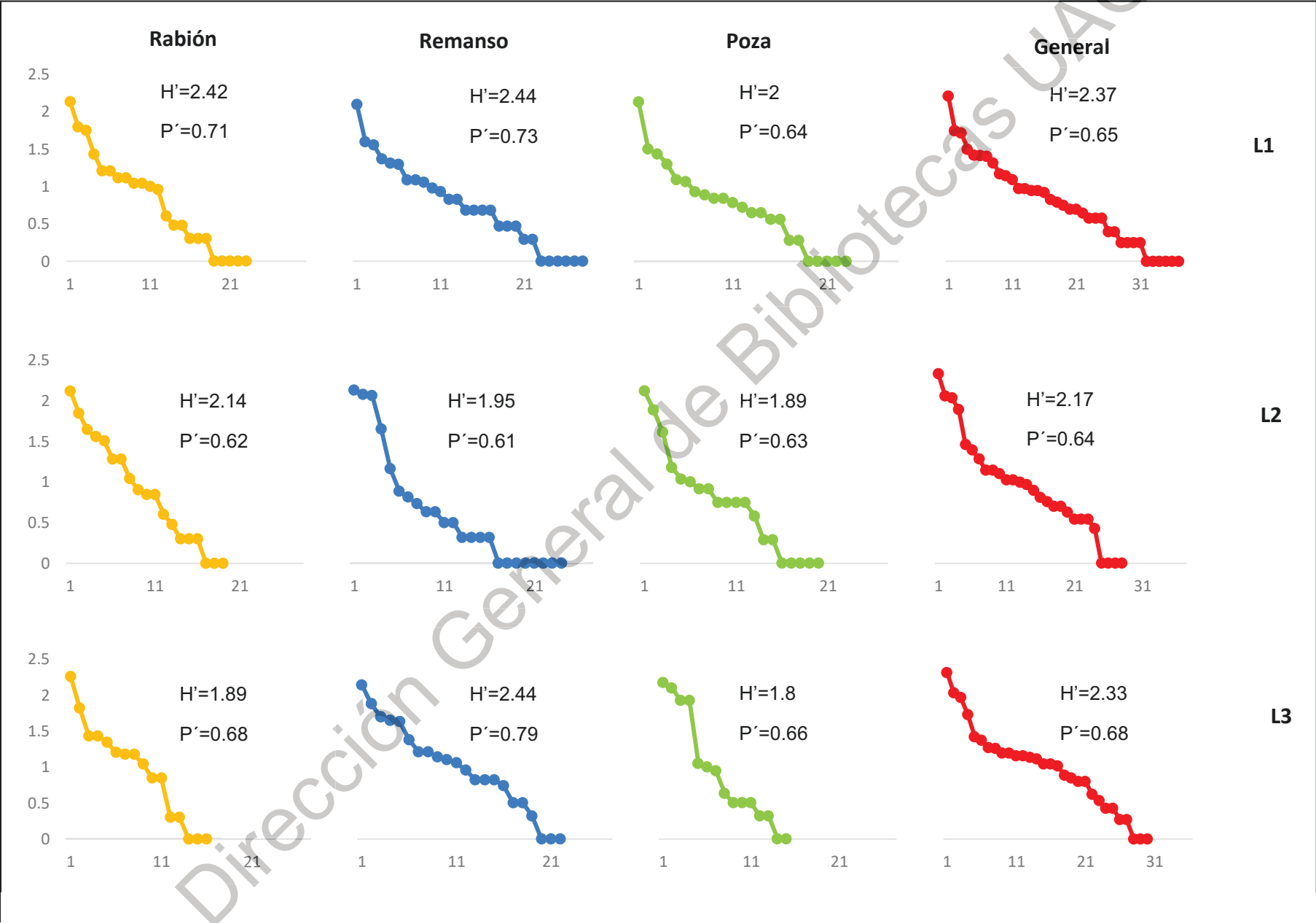


Figura 9. Curva de rarefacci6n de la riqueza observada, en comparaci6n con la riqueza esperada de diatomeas epil6ticas en las localidades de la microcuenca del R6o Jalpan.

Los valores de los índices de diversidad fueron similares entre las localidades, ambos fueron mayores en la L5 y menores en la L2. En los microambientes de las localidades 1, 3 y 4, el remanso presentó los valores más altos para los índices y la poza los más bajos. Para los microambientes en general, el remanso tuvo la mayor biodiversidad y la poza la menor; y en cuanto a equidad el rabión presentó la mayor y el remanso la menor (Figura 10). No hubo diferencias significativas en los índices a ninguna escala.

La comunidad de diatomeas se caracterizó por la presencia de una gran cantidad de especies con pocos individuos y una menor cantidad de especies dominantes (Figura 10). En todos los microambientes de L1 la especie más abundante fue *Achnantheidium minutissimum* (39.16%), en los de L2 *Encyonopsis microcephala* (33.75%), en los de L3 *Nitzschia amphibia* (33.66%), en el rabión y la poza de L4 fue *Amphora pediculus* (24.75%) y en su remanso *Nitzschia amphibia*; y en los microambientes de L5 *Sellaphora seminulum* (29.66%). A nivel de microcuenca, en el rabión la especie más abundante fue *Nitzschia amphibia* (11.4%), mientras que en el remanso y en la poza fue *Achnantheidium minutissimum* (13.05% y 12.7% respectivamente) (Apéndice II).

Las curvas de rango-abundancia muestran que las localidades 1, 3 y 5 presentaron una alta equitatividad respresentada por una curva tipo “log normal”. L2 y L4, presentaron una curva con una pendiente más pronunciada de tipo “log series”, lo cual indica que estas dos localidades presentan especies con un mayor número de individuos. Los microambientes a nivel de microcuenca y localidad, presentaron una mayor equitatividad en el remanso en comparación con el rabión y la poza.



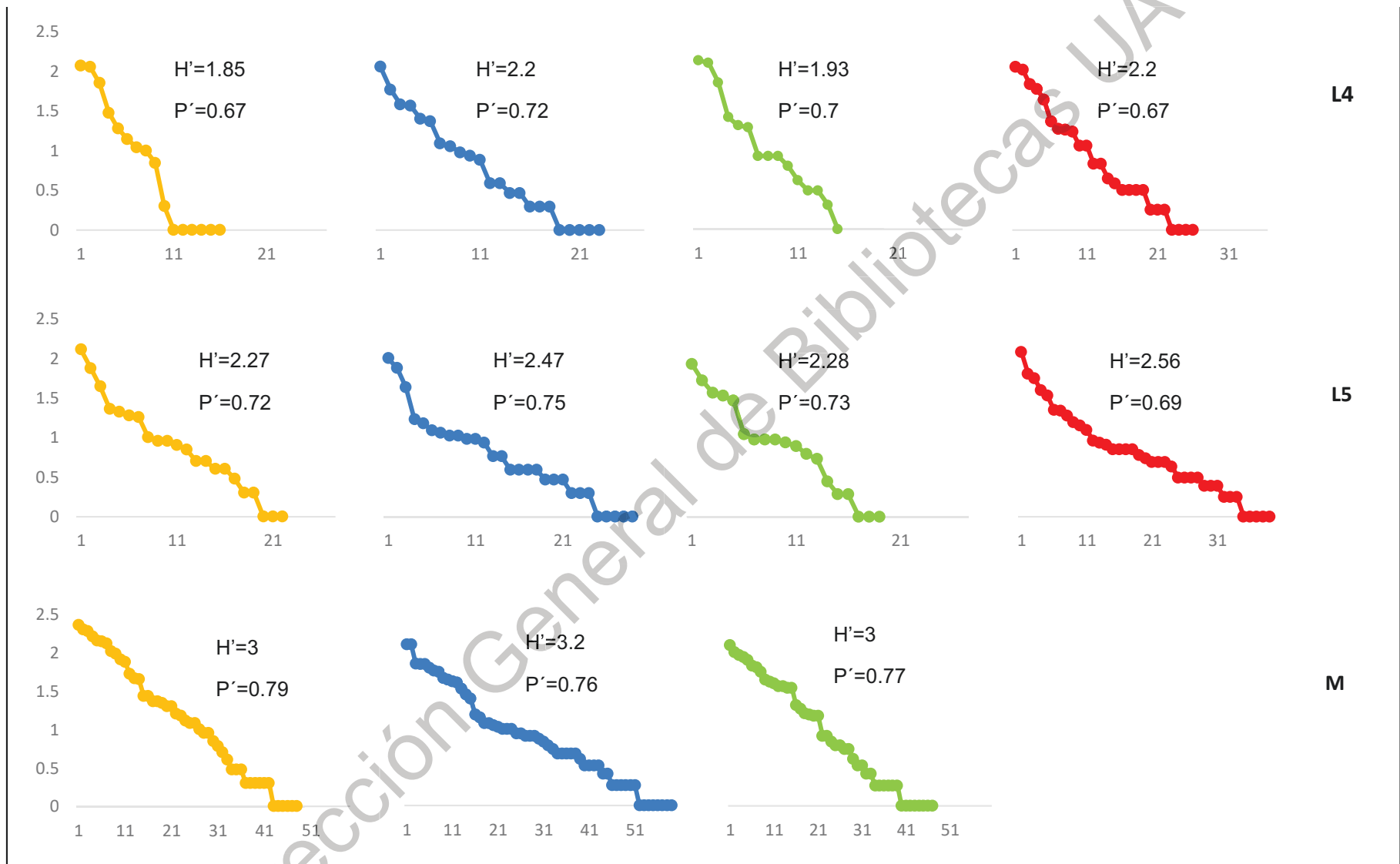


Figura 10. Gráficos de rango-abundancia e índices de Shannon y de Pielou. H'=Shannon, P'=Pielou, L1= Río Adentro, L2=La Playita, L3= Saldiveña, L4= Purísima, L5= Trapiche y M=Microcuena.

perteneían, con la excepción del remanso de la L4, el cual fue más similar a los microambientes de la L3 (Figura 12).

En relación a las especies, se correlacionaron de manera positiva con el primer eje *Stauroneis kriegeri* y *Eolimna subminuscula*; y de manera negativa *Achnanthydium minutissimum*, *Achnanthydium biasolettianum*, *Achnanthydium straubianum* y *Encyonema microcephala*. En el segundo eje, las especies con una correlación positiva fueron *Nitzschia amphibia*, *Eolimna minuscula*, *Gomphonema lagenula*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula antonii* y *Navicula cryptotonella*; y negativamente *Diademsis confervacea*, *Sellaphora seminulum*, *Stauroneis elliptica* y *Amphora pediculus*. El resto de las especies, *Achnanthydium exiguum* y *Planothydium frequentissimum*, se correlacionaron con el RQI y la temperatura.

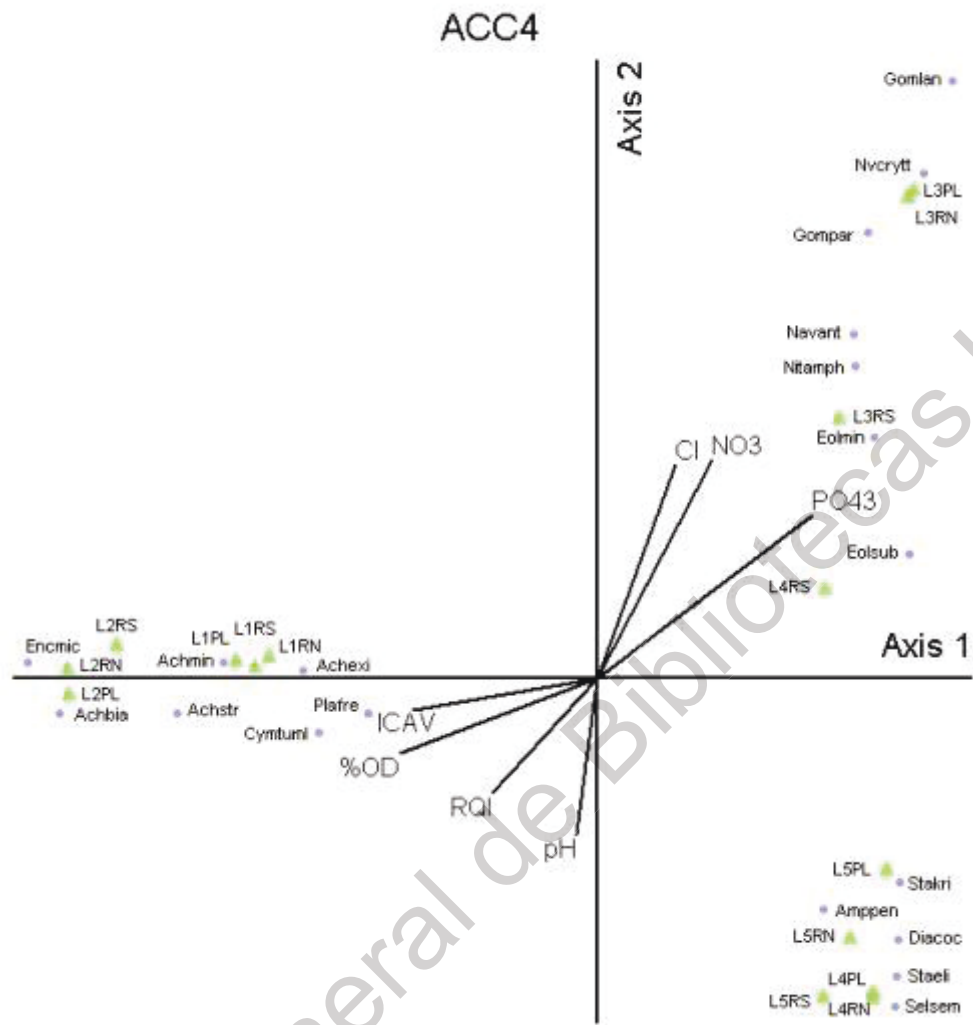


Figura 12. Gráfico *Biplot* del Análisis de Correspondencia Canónico (ACC). Variación explicada en los dos primeros ejes (52.4 %) de las relaciones especie-ambiente. Acrónimos de las especies en el Apéndice II.

9. Discusión

9.1 Caracterización ambiental

El gradiente de deterioro ambiental de la L1 a la L4 que mostró la evaluación del ICAV y el RQI, está estrechamente relacionado con la presa, ya que este tipo de barreras alteran las funciones eco-hidrológicas agua abajo al romper el continuo del río, modificando los patrones de flujo, los niveles de oxígeno disuelto, la temperatura y el transporte de materiales (Ward y Standford, 1983; Collier *et al.*, 1996; Postel, 2000; Vericat y Batalla, 2004). Aunado a la presencia de la presa, las otras actividades desarrolladas en la microcuenca (turismo, ganadería, agricultura y urbanización) necesitan deforestar parte de la vegetación de ribera para su realización. Lo anterior afecta la retención del suelo, inhibiendo el proceso de depuración natural del agua y causando la pérdida de numerosos hábitats para diferentes organismos (Granados *et al.*, 2006; Melli y Carrasco, 2011; Mendoza *et al.*, 2014). Sin embargo, cuando las perturbaciones en los ríos no son tan intensas y persisten elementos naturales, puede ser transitoria la inestabilidad y restablecerse (Ward y Standford, 1983; Melli y Carrasco, 2011) como se manifiesta en la L5.

Por la altura a la que se encuentran las localidades la variación en esta variable no debió ser significativa, como lo propone Covich (1998, en Giller y Malmqvist, 1998) para corrientes de altura media y baja. No obstante, después de la L1 la temperatura fue inferior, coincidiendo con lo reportado en ambientes agua abajo de un represamiento (Collier *et al.*, 1996; Postel, 2000; Vericat y Batalla, 2004). Val *et al.* 2006 explican que dicha disminución será más evidente en el sitio inmediato agua abajo del embalse como sucedió en la L2; después, la temperatura evoluciona hasta conseguir un equilibrio. El incremento brusco en la L3 puede explicarse por la falta de cobertura vegetal, lo cual aumenta la incidencia lumínica en el cauce y como consecuencia eleva la temperatura del agua (Giller y Malmqvist, 1998; Melli y Carrasco, 2011). Por lo que, el equilibrio del que hablan Val *et al.* (2006) se observa hasta la L4 y la L5, en donde la variación entre ambas localidades fue mínima.

De acuerdo con la clasificación de Arteta (1984; citado en Gama et al., 2010) el agua de las localidades es ligeramente alcalina, sus valores de pH fueron muy similares y casi idénticos a los reportados por Cantoral-Uriza *et al.* (1997) en ambientes calcáreos de la Huasteca Potosina, lo cual sugiere que esta variable estuvo más en función de la naturaleza geológica de la microcuenca y no de las actividades humanas que se realizan en ella (Alan y Catillo, 2007; Gómez *et al.*, 2014).

La saturación de oxígeno en las localidades siguió un patrón muy similar al de los índices de calidad. En las localidades 1 y 5, la concentración de oxígeno puede deberse a una alta productividad primaria y a una buena hidromorfología, la cual mantiene el agua en constante movimiento favoreciendo la difusión del oxígeno atmosférico (Giller y Malmqvist, 1998; Gama *et al.*, 2010; Gómez *et al.* 2014; Wang *et al.*, 2015). La baja temperatura en la L2 favorece la dilución del oxígeno en el agua (Giller y Malmqvist, 1998; Wang *et al.*, 2015), aun así la concentración en esta localidad fue moderada, tal vez por la limitación del flujo del agua a consecuencia de la intervención de la presa agua arriba. En las localidades 3 y 4, la presencia de plantas acuáticas, la aportación de las plantas de tratamiento y las actividades humanas; proporcionan materia orgánica que favorece el incremento de microorganismos degradadores, cuya demanda de oxígeno disminuye la concentración de este elemento en el agua (Pennak, 1971; Agencia Europea del Medio Ambiente, 2000; Wang *et al.*, 2015). Aunado a lo anterior, la L4 también puede estar presentando problemas con la difusión del oxígeno del aire, debido a la pérdida de pendiente por la canalización parcial del cauce.

En la microcuenca se esperaban mayores valores de conductividad asociados a una gran concentración de carbonatos típicos de ambientes calcáreos (Cantoral-Uriza, 1997; Cantoral-Uriza *et al.*, 1997; Montejano *et al.*, 2004). Las presas retienen nutrientes y sedimentos, reduciendo su concentración agua abajo (Collier *et al.*, 1996; Cibils *et al.*, 2013; Wang *et al.*, 2015), esto explica la disminución en la conductividad y en los sólidos disueltos en la L2. De acuerdo con la EPA (2012)

estas dos variables aumentan en corrientes que reciben descargas por la presencia de nitratos, cloruros y fosfatos; tal es el caso de la L3. El descenso de los sólidos disueltos en la L4 puede deberse también a la pérdida de pendiente, la cual limita el movimiento del agua manteniendo las partículas en el fondo (Mejía, 2017). No obstante, las localidades presentaron concentraciones de sólidos disueltos por debajo de 500 mg/L, límite máximo permisible para el agua de consumo (EPA, 1994). Bajo este parámetro, la microcuenca conserva una buena calidad del agua como el sitio estudiado por Rodríguez (2018) y Márquez (2019).

Aunque los nutrientes no presentaron diferencias significativas, se discuten algunos puntos importantes a considerar. En general, no presentaron concentraciones limitantes para el desarrollo de la biota acuática o peligrosas para el consumo humano (EPA, 1994). En base a la clasificación de Dodds *et al.* (1998), las localidades tienen condiciones oligotróficas, a excepción de la L3 cuyas concentraciones de fosfatos son típicas de ambientes mesotróficos. Sin embargo, en varios estudios el estado trófico de los ríos cambia según la temporalidad en la que se realiza el muestreo (Mora, 2013; Rodríguez, 2018; Bolaños, 2019), por lo que falta información para realizar una evaluación más acertada de las localidades, como el nivel y constancia del impacto por vertimientos.

Las concentraciones de nitratos, fosfatos y cloro en la L3, pueden estar estrechamente relacionadas con vertidos en el río; Durán (2018) menciona que el excedente en la capacidad de la planta tratadora agua arriba de esta localidad, se ha “solucionado” con la agregación de hipoclorito de sodio previo a su descarga. Un aumento en las descargas en esta localidad podría desencadenar problemas de eutrofización e impactar de manera negativa en la calidad ambiental de la microcuenca (Walsh *et al.*, 2005; Wang *et al.*, 2015).

9.2 Estructura de la comunidad de diatomeas

En el estado de Querétaro al igual que en el resto del país, el estudio de algas continentales aún está en desarrollo (Segura-García, 2011). La determinación taxonómica se ha llevado a cabo mediante el uso de claves europeas; no obstante, en algunos sitios como en la cuenca de México (Bojorge-García, 2002; Bojorge-García, 2007; Segura-García, 2011; Segura-García *et al.*, 2012; Bojorge-García, 2014; Buendía, 2015; Segura-García *et al.* 2016; Salinas, 2018; Carmona *et al.* 2019), la constancia de los muestreos ha sido fundamental para conocer la distribución y la ecología de las especies en ambientes locales. Uno de los inconvenientes durante la determinación taxonómica de los especímenes observados fue la dificultad para contabilizar las estrías e identificar el orden de los poros en los taxa más pequeños, la cual requería de técnicas de microscopía más avanzadas (Mora, 2013; Bolaños, 2019) y fuera de alcance en este trabajo. De cualquier manera, la investigación contribuyó al conocimiento de la biodiversidad y servirá como base para estudios futuros.

Los géneros más representativos coinciden con lo reportado en la cuenca del Pánuco y del Lerma (Cantoral-Uriza, 1997; Segura-García, 2011; Mora, 2013; Rodríguez, 2018; Bolaños, 2019); aunque difieren en el número de especies registradas para cada uno. El género *Gomphonema* tiene una gran cantidad de especies con distribución cosmopolita y en los sistemas de agua dulce es muy representativo por su abundancia y riqueza (Krammer y Lange, 1991). No obstante, las especies tienen diferentes afinidades ambientales y en la microcuenca se encontraron especies afines a condiciones oligotróficas y de aguas alcalinas, así como especies tolerantes a la eutrofización (Krammer y Lange, 1991; Cantoral, 1997; Taylor *et al.*, 2007).

Las especies de amplia distribución en la microcuenca tienen en común tallas pequeñas a relativamente medianas, comparadas con otros taxa encontrados (Apéndice I). La especie *Ulnaria ulna* es la única de talla grande, la cual se ha reportado en ambientes calcáreos como muy abundante y también amplia distribución (Cantoral-Uriza, 1997; Montejano *et al.*, 2014).

A pesar de que el estudio se enfocó en una sola temporalidad, la riqueza encontrada fue similar a la esperada y a la registrada en otros trabajos en ambientes calcáreos (Cantoral-Uriza *et al.*, 1997; Cantoral-Uriza, 1997). Lo anterior, se relaciona con un mayor esfuerzo de muestro al considerar los microambientes, por el aumento en el número de submuestras por localidad, en comparación con los métodos tradicionales (Cabra *et al.* 2004; Kelly, 2011).

La riqueza de diatomeas se ha atribuido principalmente al estado de conservación del lugar en el que son estudiadas, manteniendo una relación inversa con la urbanización y otras actividades que modifican la cobertura del dosel y el cauce (Wash *at al.* 2005; Mora, 2013; Rodríguez, 2018; Salinas, 2018). Esto justifica la riqueza, la diversidad y la equidad en la L5, ya que posee una vegetación de ribera conservada y uno de los cauces menos alterados. De igual manera las características de la L4 influyen en su riqueza.

Una mayor riqueza de diatomeas en el remanso es favorecida por sus condiciones microambientales, las cuales permiten el establecimiento de una mayor diversidad de formas de vida (Bojorge-García *et al.*, 2007). Lo anterior, está relacionado con el agua somera y tranquila que lo caracterizan, ya que por su profundidad permite una mayor disponibilidad lumínica en comparación con la poza, y una menor presión de la corriente comparándolo con el rabión (Potapova y Charles, 2002; Lampert y Sommer, 2007; Parasiewicz, 2007). No obstante, la escasa información sobre las preferencias físicas microambientales de las especies que compartió tanto con el rabión como con la poza, es limitante para una mejor comprensión de la riqueza en este microambiente.

La velocidad de corriente no parece ser un factor limitante para el establecimiento de *Achnantheidium minutissimum* (Giller y Malmqvist, 1998); sin embargo, en la microcuenca fue más abundante en los microambientes en donde no se presentaron valores para esta variable. *Nitzschia amphibia* quien fue la más abundante en el

rabi3n, ya se ha reportado en este mismo tipo de microambientes con abundancias mayores al 5% en otros lugares (Wang *et al.*, 2009).

Los patrones en las curvas de rango abundancia concuerdan con lo establecido por Patrick y Hohn (1956), la comunidad de diatomeas imita curvas tipo “log normal” o “log normal truncadas” cuando la muestra de la comunidad es grande. Las curvas y los valores en el 3ndice de Shannon y en el de Pielou, sugieren que las comunidades fueron muy similares y estables; esto indicaría que las condiciones ecol3gicas en las localidades son parecidas (Patrick, 1968) y algunas de las variables ambientales que lo sustentan son la ausencia de turbidez, la clasificaci3n del pH, la poca velocidad de corriente, el tipo de sustrato y la altitud. No obstante, la heterogeneidad del resto de las variables ambientales, permiti3 diferencias en la composici3n de especies entre las localidades.

9.3 Afinidades ambientales

Las condiciones locales tienen una mayor fuerza de regulaci3n sobre la composici3n de la comunidad de diatomeas (Soinien *et al.*, 2004). La similitud de la composici3n de especies en los microambientes con su localidad se debe a los factores que intervienen en la distribuci3n de diatomeas: la luz, el sustrato, la velocidad de corriente, la qu3mica del agua, las condiciones del caudal y la vegetaci3n de ribera (Potapova y Charles, 2002; Soinien *et al.*, 2004; EPA, 2006). En los microambientes la variaci3n de estas variables fue m3nima, mientras que a nivel de localidad si se presentaron diferencias importantes, regulando de esta manera la expresi3n de las especies.

Aunque el an3lisis de correspondencia can3nico no explic3 una buena parte de la varianza, las relaciones que demostr3 adem3s de ser significativas, coinciden con la biolog3a de las especies. Algunas de las especies m3s abundantes son afines a un pH circumneutral o alcalino, estas son: *Achnanthydium biasolettianum*, *Achnanthydium straubianum*, *Amphora pediculus*, *Achnanthydium exiguum*,

Encyonema microcephala y *Planothidium frequentissimum* (Cantoral-Uriza, 1997; Taylor *et al.*, 2007).

La presencia de especies como *Achnanthydium minutissimum*, *Achnanthydium biasoletianum*, *Achnanthydium straubianum* y *Encyonema microcephala*, se han relacionado con condiciones de oligotróficas a mesotróficas (Cantoral-Uriza, 1997; Potapova *et al.*, 2004; Kingsley *et al.*, 2006; Taylor *et al.*, 2007; Rodríguez, 2018); en la microcuenca exhiben un estado trófico igual al relacionarse de manera negativa con las concentraciones de nitratos y fosfatos. Su abundancia estuvo favorecida por un cauce menos alterado y por las concentraciones de oxígeno, en especial *Achnanthydium minutissimum*, la cual es muy abundante en aguas bien oxigenadas (Passy *et al.*, 1999; Taylor *et al.*, 2007), como en la L1. Las últimas tres especies son reportadas para ambientes calcáreos (Taylor *et al.*, 2007); sin embargo, en el área de estudio fueron sensibles y tolerantes a los cambios limitando su distribución a las dos primeras localidades.

El conjunto bentónico: *Nitzschia amphibia*, *Eolimna minuscula*, *Gomphonema lagenula*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula antonii* y *Navicula cryptotenella*; se han descrito como diatomeas tolerantes a condiciones de eutrofización y son reportadas en sitios con problemas de contaminación (Cantoral-Uriza, 1997; Passy *et al.*, 1999; Potapova *et al.*, 2004; Taylor *et al.*, 2007; Mejía, 2017; Bolaños, 2018). Aunque las variables fisicoquímicas en el Río Jalpan no manifestaron esta categoría trófica, el manejo antrópico explica la presencia de estas especies en la L3, en donde se presentó un descenso en las concentraciones de oxígeno y pH, y un aumento en el cloro, los nitratos y los fosfatos. De manera similar *Stauroneis Kriegeri* y *Eolimna subminuscula* se relacionaron con la concentración de fosfatos, baja concentración de oxígeno y una mala calidad del cauce, lo cual hace referencia a su biología como tolerantes a una mayor concentración de nutrientes (Taylor *et al.*, 2007; Potapova, 2009); sin embargo, no hay información sobre sus preferencias ecológicas en cuanto a la calidad hidromorfológica del sistema acuático en donde se encuentran.

Diadsmis confervacea es considerada menos tolerante a la contaminación orgánica (Lobo *et al.*, 1996) que las especies *Sellaphora seminulum*, *Stauroneis elliptica* y *Amphora pediculus* (Taylor *et al.*, 2007); no obstante, en la microcuenca todas estas especies presentaron una mayor correlación con el pH y los bajos niveles de cloro, nitratos y fosfatos en la L5 en donde fueron muy abundantes (Apéndice II).

Para las especies *Achnanthydium exiguum*, *Cymbella tumidula* var. *tumidula* y *Planothydium frequentissimum*, el ACC explicó poco sobre sus relaciones ambientales al relacionarse únicamente con la temperatura y la calidad de riberas. Mora (2013) reportó a *Achnanthydium exiguum* en sitios con una buena calidad de ribera, y junto con *Planothydium frequentissimum* se caracterizan por ser especies cosmopolitas que se desarrollan óptimamente en un pH alcalino (Cantoral-Uriza, 1997; Taylor *et al.*, 2007).

10. Conclusiones

Este trabajo representa la primera aproximación a la flora de diatomeas que alberga la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda de Querétaro, y contribuye al conocimiento de los diversos grupos algales en el estado de Querétaro.

Se representó la mayor cantidad de la riqueza esperada, la cual fue mayor en las localidades fuera de áreas urbanas. También se reconoció al remanso como el microambiente más representativo debido a su riqueza, su diversidad y a su equidad. La disponibilidad de luz y la velocidad de corriente pueden favorecer el establecimiento de un mayor número de especies en el remanso; sin embargo, es necesario evaluar de forma cuantitativa la luz y realizar muestreos en otras temporalidades, en donde las diferencias de velocidad de corriente entre los microambientes sea más evidente para corroborar estas observaciones.

Las curvas de rango-abundancia y la equidad presentada en las diferentes escalas, sugiere que la comunidad de diatomeas en la microcuenca es estable. La composición de la comunidad de diatomeas fue reflejo de las condiciones ambientales a nivel de localidad, en donde las variables ambientales que determinaron la distribución de las diatomeas en la microcuenca fueron: el oxígeno disuelto, el pH, el cloro, los nitratos, los fosfatos, el ICAV y el RQI. En relación a estas últimas dos variables, es poco específica la información existente para las especies.

Por último, en la microcuenca fueron perceptibles cambios que se relacionan con la presencia de la presa; no obstante, la información obtenida no es suficiente para determinar el efecto de la presa sobre la estructura de la comunidad de diatomeas, ya que a nivel mundial se conoce poco sobre su comportamiento en este tipo de escenarios.

11.Literatura citada

- Allan J. D. y Castillo M. M. 2007. Stream ecology: structure and functioning of running waters. Segunda Edición. Springer. Dorrecht. 436 pp.
- Agencia Europea del Medio Ambiente. 2000. Total oxygen in river stations by river size. Report no.YIR01WQ2.
- Barrientos M. R., Leirana A. J. y Navarro A. J. 2016. Métodos gráficos para la exploración de patrones de diversidad en Ecología. *Bioagrocencias*, 9(2):11-18.
- Bolaños A. C. E. 2019. Diatomeas epilíticas como indicadores biológicos para la evaluación de la calidad ambiental del río Querétaro, Qro. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 77pp.
- Bellinger E. G. y Sigeo D. C. 2010. Freshwater algae and their use as bioindicators. Wiley-Blackwell. Sussex, U.K. 271 pp.
- Bojorge-García M. G. 2002. Ecología de comunidades algales en una localidad del río Magdalena, D. F. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 46 pp.
- Bojorge-García M. G. y Cantoral-Uriza E. A. 2007. Community structure of associated diatoms to *Prasiolamexicana* (Chlorophyta) thalli in Magdalena river D. F. *Hidrobiológica*, 17(1):11-24.
- Bojorge-García M. G., Carmona J. y Ramírez R. 2014. Species richness and diversity of benthic diatom communities in tropical mountain streams of Mexico. *Inland Waters* 4: 279-292.
- Buendía M. 2014. Flora de diatomeas bentónicas en canal de Japón (Xochimilco) y el lago de los reyes aztecas (Tláhuac). Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 144 pp.

- Burliga A. L. y Kociolek J. P. 2016. Diatoms (Bacillariophyta) in rivers. En: River Algae (Eds. Necchi J. O.). Springer. 93-128 p.
- Cambra J., Ector L. y Sabater S. 2004. Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la directiva marco del agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro. Ministerio de Medio Ambiente. 235 pp.
- Cantoral-Uriza U. E. A. 1997. Diatomeas (Bacillariophyceae) de ambientes lóticos en la cuenca baja de la Huasteca Potosina. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias. División de Estudios de Posgrado. Universidad Nacional Autónoma de México. 201 pp.
- Cantoral-Uriza E. A., Carmona J. J. y Montejano G. 1997. Diatoms of calcareous tropical springs in the central region of Mexico. *Cryptogamie, Algologie*, 18(1):19-46.
- Carmona-Galindo V. D., y Carmona T. V. 2013. La Diversidad de los Análisis de Diversidad. *Bioma*. 14: 21-27.
- Carmona J. J., Ramírez, R. R., Bojorge-García M. G., González H. B. y Cantoral-Uriza E. A. 2016. Estudio del valor indicador de las comunidades de algas bentónicas: una propuesta de evaluación y aplicación en el río Magdalena, Ciudad de México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 32(2):139-152.
- Cibils M. L., Principe R. y Gari N. 2013. Effect of a dam on epilithic algal communities of a mountain stream: before-after dam construction comparison. *Journal limnology*. 72:79-94.
- Collier M., Webb, R. H. y Schmidt J. C. . 1996. DAMS AND RIVERS. A Primer on the Downstream Effects of Dams. US Geological Survey, Circular 1126, Denver, Colorado, EE.UU. 108 pp.
- Cox E. J. 2011. Morphology, cell wall, cytology, ultrastructure and morphogenetic studies. En: *The diatom world* (Eds. Seckbach, Joseph, Kociolek, Patrick). Springer. Netherlands. 21-45 pp.

- Da Silva W. J., Jahn R., Ludwig. T., Hinz F. y Menezes M. 2015. Typification and taxonomic status re-evaluation of 15 taxon names within the species complex *Cymbella affinis/tumidula/turgidula*(Cymbellaceae, Bacillariophyta). *PhytoKeys* 53: 1–25.
- Durán R. O. 2018. Estudio integrado para el manejo de moluscos acuáticos exóticos en la microcuenca del Río Jalpan. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Autónoma de Querétaro. 167 pp.
- Doods K. W., Jones R. J. y Welch B. E. 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research*, 32: 51455-1462.
- EPA (Environmental Protection Agency). 1994. Wadeable streams assessment. A collaborative survey of the nation's streams. Office of Research and Development, Office of Water. EPA 841-B-06-002. Washington, D.C. 98 pp.
- EPA (Environmental Protection Agency). 2012. Watershed Academy Web. Principles of watershed management. 25 pp.
- Gallo L., Battezzore M., Corapi A. y Lucadamo, L. 2015. Changes in epilithic diatom communities and periphytic biomass downstream of a reservoir on a Mediterranean river (Calabria region, S Italy). *Turkish Journal of Botany*. 39:555-569.
- Gama F. J. L., Pavón M. L. E. y Ángeles L. O. 2010. ANÁLISIS DE CALIDAD DEL AGUA. Relación entre factores bióticos y abióticos. Universidad Nacional Autónoma de México. 119 pp.
- Garrido P. A., Cuevas M., Cotler H., González D. y Tharme R. 2010. Evaluación del grado de alteración ec hidrológica de los ríos y corrientes superficiales de México. *Investigación Ambiental*. 2(1):25-46.
- Giller P. S. y Malmqvist B. 1998. The biology of streams and rivers. Oxford University Press. 296 pp.
- Gómez R. 2003. Modelos conceptuales de funcionamiento ríos y arroyos.

- Gómez M. J. L., Blancas C. G., Constanzo C. E. y Cervantes S. A. 2014. Análisis de calidad de aguas naturales y residuales con aplicación a la microescala. Universidad Nacional Autónoma de México. 204 pp.
- Grandos-Sánchez D., Henández-García E. Á. y López-Ríos, G. F. 2006. Ecología de las zonas riberañas. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 12: 55-69.
- Hammer O., Harper D. A. T. y Ryan P. D. 2009. Paleontological statistics. *Ver*, 3, 22.
- Hoagland K. D., Rosowski J. R. y Gretz M. R. 1993. Diatom extracellular polymeric substances: function, fine structure, chemistry, and physiology. *Journal Phycology*, 29:537-545.
- Horne A. J. y Goldman C. 1994. *Limnology*. Segunda Edición. Mc Graw-Hill. E. U. 231 pp.
- INEGI. 1986. Síntesis geográfica nomenclátor y anexo cartográfico del estado de Querétaro.
- INEGI. 2017. Anuario estadístico y geográfico de Querétaro. 454 pp.
- Karthick B., Charles-Taylor J., Mahesh M. y Ramachandra T. 2010. Protocols for collection, preservation and enumeration of diatoms from aquatic habitats for water quality monitoring in India. *Journal of Soil and Water Science* 3(1):25-40.
- Kelly C., Adams A. C., Graves J., Jamieson J., Krokowski E. y Lycet B. 2001. Preparation of diatoms for microscopy. The trophic diatom index: a user's manual. *Environment Agency*, 17-24 pp.
- Kingsley M., Pick F. R. y Hamilton P. B. 2006. Periphyton biomass and composition of British Columbia salmonid rivers in relation to nutrient and discharge levels. *Limnology*, 29:1389–1398.
- Krammer K. y Lange-Bertalot H. 1991. Bacillariophyceae. 4. Teil/Part 4: Achnantheaceae, Kritische Ergänzungen zu Achnanthes s.l., Navicula s. str., Gomphonema. En: Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/4. (Eds. Ettl H., Gerloff J., Heynig H. y Mollenhauer D.) Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg. 468 pp.

- Krammer K. y Lange-Bertalot H. 2008. Bacillariophyceae. 2. Teil/Part 2: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Sirurellaceae. En: Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/2. (Eds. Ettl H., Gerloff J., Heynig H. y Mollenhauer D.) Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg. 610 pp.
- Krammer K. y Lange-Bertalot H. 2008. Bacillariophyceae. 3. Teil/Part 3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. En: Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/3. (Eds. Ettl H., Gerloff J., Heynig H. y Mollenhauer D.) Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg. 598 pp.
- Lampert W. y Sommer U. 1997. Limnoecology. Oxford University Press. Alemania, 382 pp.
- Lee R.E. 2008. Phycology. Cambridge University Press, Cambridge, 561 pp.
- Lobo E. A., Callegaro V. L. M., Oliveira M. A. O., Salomoni S. E., Schuler S. y Asai K. 1996. Pollution Tolerant Diatoms from Lotic Systems the Jacuí Basin, Rio Grande do Sul, Brazil. *Iheringia. Série Botânica*, 47:45-72.
- López F. F. O. y Siqueiros B. D. A. 2011. Diatomeas como indicadores de la calidad ecológica de los oasis de Baja California Sur, México. CONABIO. *Biodiversitas*, 99:8-11.
- Márquez G. L. V. 2019. Caracterización de la comunidad de algas bentónicas de ambientes lóticos de la subcuenca de Galindo en el estado de Querétaro, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Autónoma de Querétaro. Querétaro. 94 pp.
- Mejía G. M. L. 2017. Diatomeas como indicadores de la calidad del agua en el arroyo El Arenal, Juriquilla, Querétaro, México. Tesis de Licenciatura. Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación. Facultad de Ciencias. Campus UNAM Juriquilla. 80 pp.
- Melli P. y Carrasco C. V. 2011. Restauración ecológica de riberas. Manual para la recuperación de la vegetación ribereña en arroyos de la Selva Lacandona. Corredor Biológico Mesoamericano México. CONABIO. 66 pp.

- Mendoza C. M., Quevedo N. A., Bravo V. A., Flores M. H., De La Isla B. M. L., Gavi R. F. y Zamora M. B. F. 2014. ESTADO ECOLÓGICO DE RÍOS Y VEGETACIÓN RIBEREÑA EN EL CONTEXTO DE LA NUEVA LEY GENERAL DE AGUAS DE MÉXICO. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. Universidad Nacional Autónoma de México. 30(4):429-436.
- Mendoza S. E. 2018. Manejo de peces exóticos invasores en la microcuenca del Río Jalpan, Querétaro. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Autónoma de Querétaro. 120 pp.
- Montejano Z. G., Cantoral-Uriza E. A. y Carmona J. J. Algas de ambientes lóticos en la cuenca baja del río Pánuco. En: Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental. (Eds. Luna I., Morrone J. J. y Espinosa D.). Las Prensas de Ciencias, México, D.F. 111-126 p.
- Mora D., Carmona J. y Cantoral-Uriza E. A. 2015. Epilithic diatoms in the Upper Laja River Basin, Guanajuato, Mexico. *Revista mexicana de biodiversidad*, 86(4):1024-1040.
- Novelo E. y Tavera R. 2011. Un panorama gráfico de las algas de agua dulce de México. *Hidrobiológica*, 21(3):333-341.
- Norris R. y Hawkins C. 2000. Monitoring river health. *Hydrobiología* 435:5-17 p.
- Parasiewicz P. 2007. The MesoHABSIM model revisited. *River Research and Applications*, 23(8):893-903.
- Passy I. S., Pan J. y Lowe L. R. 1999. Ecology of the Major Periphytic Diatom Communities from the Mesta River, Bulgaria. *Hydrobiología*, 84:129-174.
- Patrick R. y Hohn M. H. 1956. The diatmeter a method for indicating the conditions of aquatic life. Amer. Petroleum Inst., Proc., III, Refining, 36(3): 332-339.
- Patrick R. 1968. THE STRUCTURE OF DIATOM COMMUNITIES IN SIMILAR ECOLOGICAL CONDITIONS. *The American Naturalist*, 102(92):173-183.
- Pedraza R. R. 2003. Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIR). 14 pp.

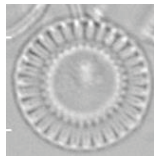
- Pennak W. R. 1971. Toward a Classification of Lotic Habitats. *Hydrobiologia*, 38(2):321-334.
- Pla L. 2006. BIODIVERSIDAD: INFERENCIA BASADA EN EL ÍNDICE DE SHANNON Y LA RIQUEZA. *Interciencia*. 31(8):583-590.
- Postel L. S. 2000. Entering an era of water scarcity: The challenges ahead. *Ecological applications*. 10 (4): 941-948.
- Potapova G. M. y Charles D. F. 2002. Benthic diatoms in USA rivers: distributions along spatial and environmental gradients. *Journal of Biogeography*, 29 (2): 167-187.
- Potapova G. M., Charles D. F., Ponader K. C. y Winter D. M. 2004. Quantifying species indicator values for trophic diatom indices: a comparison of approaches. *Hydrobiologia*, 517: 25–41.
- Potapova G. M. 2009. Craticula subminuscula. En diatomeas de América del Norte. Recuperado el 16 de octubre de 2019. Disponible en https://diatoms.org/species/craticula_subminuscula
- Ramsar Sites Information Service. 2004. Presa Jalpan. Recuperado el 6 de enero de 2019. Disponible en: <https://rsis.ramsar.org/ris/1352>
- Rodríguez G. L. E. 2018. Variación espacial y temporal en la riqueza y diversidad de diatomeas epilíticas en arroyos en la subcuenca de Galindo, Querétaro. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Autónoma de Querétaro. Querétaro. 103 pp.
- Rzedowski J. 1994. Vegetación de México. Ed. Limusa S.A., México. 432 pp.
- Salinas H. V. 2018. LAS DIATOMEAS INDICADORAS DE LA CALIDAD ECOLÓGICA EN RÍOS DE LA CUENCA DE MÉXICO. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. 132 pp.
- Segura-García, M. V. 2011. Taxonomía y ecología de las diatomeas epilíticas de la Cuenca del Alto Lerma, México. Tesis de Doctorado. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México. 123 pp.

- Segura-García M. V., Cantoral-Uriza E. A., Israde I. y Maidana N. 2012. Epilithic diatoms (Bacillariophyceae) as indicators of water quality in the Upper Lerma River, Mexico. *Hidrobiológica*, 22(1): 16-27.
- Segura-García V., Almanza A. J. S. y Ponce-Saavedra J. 2016. Diversidad en comunidades de diatomeas epilíticas con relación a los parámetros fisicoquímicos en la cabecera del río Zinapécuaro, México. *Hidrobiológica*, 26(2), 187-202.
- SEMARNAP. 1999. Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Sierra Gorda, México. Instituto Nacional de Ecología. México. 172 pp.
- Smol J. P. y Stoermer E. F. 2010. The diatoms: Applications for the environmental and earth sciences. Second edition. Cambridge. 456 pp.
- Soininen J., Paavola R. y Muotka T. 2004. Benthic diatom communities in boreal stream: community structure in relation to environmental and spatial gradients. *Ecography*, 27: 330-342.
- Thomson J. R., Hart D. D., Charles D. F, Nightengale T. L. y Winter D. M. 2005. Effects of removal of a small dam on downstream macroinvertebrate and algal assemblages in a Pennsylvania stream. *The North American Benthological Society*, 24(1):192-207.
- Taylor J. C., Harding W. R. y Archibald C. G. 2007. An illustrated guide to some common diatom species from South Africa. Report to the Water Research Commission. 178 pp.
- Val R., Niñerola D., Pomares J., Dolz J. y Armengol J. 2006. Alteración que presenta la temperatura del agua por la existencia de embalses. *Ingeniería hidráulica en México*, 21(1):59-72.
- Vannote R. L., Minshall G. W., Cummins K. W., Sedell J. R. y Cushing C. E.. 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 130-137.
- Vázquez G. 2009. Algas. En: BIOTA ACUÁTICA DE ARROYOS Y RÍOS (Cuencas Lerma-Chapala y Pánuco). Manual de identificación. (Eds. Pineda, R. Díaz, E. y Martínez M.) Universidad Autónoma de Querétaro. Serie Biología, 11-31 pp.

- Vericat D. y Batalla R. J. 2004. Efectos de las presas en la dinámica fluvial del curso bajo del río Ebro. *Rev. C. & G.*, 18(1-2):37-50.
- Walsh C. J., Roy A. H., Feminella J. W., Cottingham P. D., Groffman P. M. y Morgan R. P. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3):706-723.
- Wang Q., Zhi C., Hamilton B. P. y Kang F. 2009. Diatom distributions and species optima for phosphorus and current velocity in rivers from Zhu-Jiang Watershed within a Karst region of south-central China. *Fundamental and Applied Limnology*, 175(2): 125-141.
- Wang Z. Y., Lee H. J. y Melching S. C. 2015. River Dynamics and Integrated River Management. Tsinghua University Press, Beijing and Springer-Verlag Berlin Heidelber. 885 pp.
- Ward J. V. y Stanford J. A. 1983. En: The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. (Eds. Fontaine S. y Bartell M.). Ann Arbor Science, Ann Arbor, M.I. 29-42 pp.
- Wu N., Tang T., Fu X., Jiang W., Li F., Zhou S., Cai Q. y Fohrer N. 2010. Impacts of cascade run-of-river dams on benthic diatoms in the Xiangxi River, China. *Aquatic Sciences*, 72(1): 117-125.

Apéndice 1. Registro fotográfico y morfometría de las especies observadas.

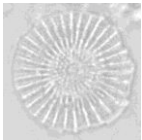
Lámina 1



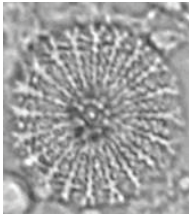
1



2



8



9



3



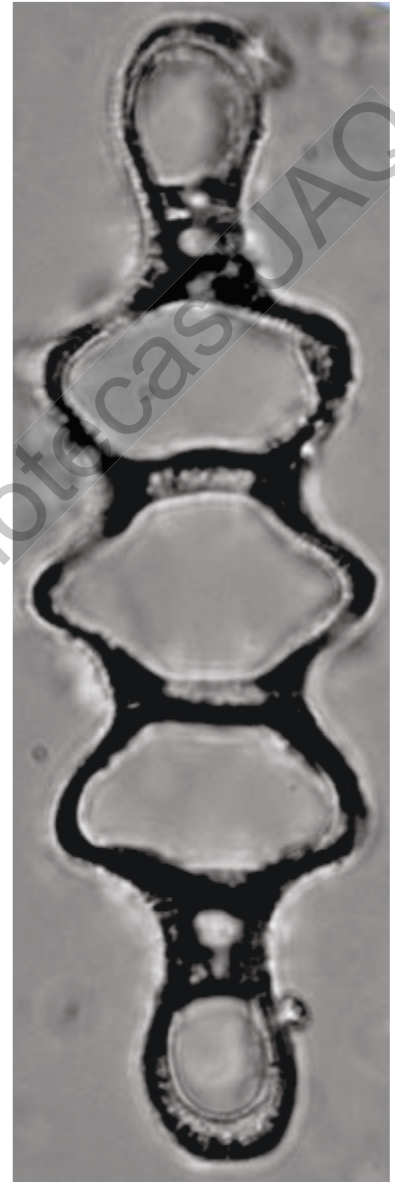
4



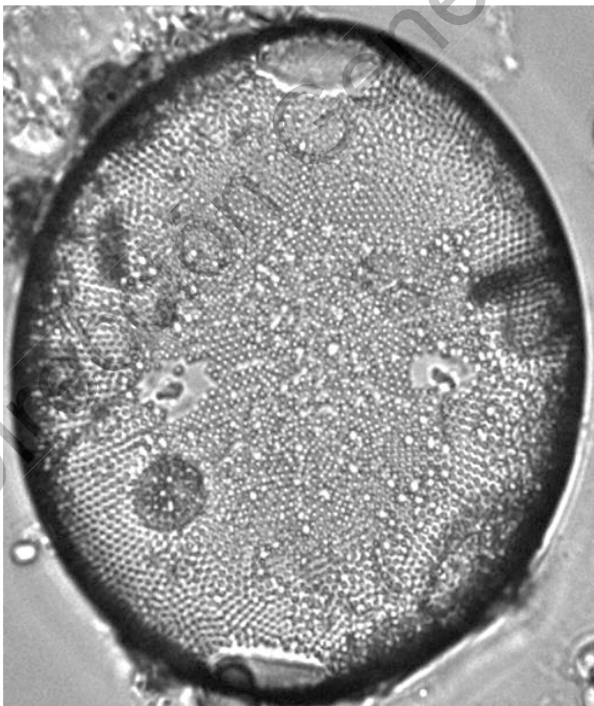
6



7



10



5



Morfometría-Lámina 1

1. *Cyclotella meneghiniana*. D: 11-15.96 μm .
2. *Cyclotella pseudostelligera*. D: 8.44-10.6 μm .
3. *Eutonia formica*. L: 62.97-79.83 μm , A: 6.86-9.9 μm , E: 9-11.
4. *Fragilaria tenera*. L: 24.31 μm , A: 4.77 μm , E: 13.
5. *Pleurosira laevis*. L: 55-63.24 μm , A: 46.71-53.28 μm .
- 6 y 7. *Stausosira elliptica*. L: 4.8-5.78 μm , A: 2.9-3.71 μm .
8. *Stephanodiscus agassizensis*. D: 12.13-12.97 μm .
9. *Stephanosdicus medius* D: 12.47-15.23.
10. *Terpsinoë musica*. L: 106-125.78 μm , A: 17-39.31 μm .

Dirección General de Bibliotecas UAQ

Lámina 2



13



14



15



16



17



18



19



20



21



22



23



24



25



27



28



26



12



11



Morfometría-Lámina 2

11. *Ulnaria acus*. L: 98.62-141.48 μm , A: 7.17-9.82 μm , E: 8- 9.
12. *Ulnaria ulna*. L: 57-93 μm , A: 4.6-6.8 μm , E: 10-13.
13. *Achnanthidium biasolettianum*. L: 12.75-13.25 μm , A: 3.2-3.69 μm , E: 21.
14. *Achnanthidium minutissimum*. L: 9.91-13 μm , A: 3.17-4.23 μm .
15. *Achnanthidium straubianum*. L: 6.24-7.78 μm , A: 2.77-2.96 μm .
16. *Achnanthidium exiguum*. L: 11.45-12.92 μm , A: 5-5.32 μm , E: 20-24.
- 17 y 18. *Lemnicola hungarica*. L: 25.85-29.09 μm , A: 7.23-8.18 μm , E: 18.
- 19 y 20. *Planothidium frequentissimum*. L: 9.95-11.68 μm , A: 4.11-4.72 μm , E: 14-15.
21. *Planothidium rostratum*. L: 8.45-11 μm , A: 4.59-5.1 μm , E: 17.
- 22 y 23. *Cocconeis pendiculus*. L: 18.54-24.51 μm , A: 13.23-19.35 μm , E: 17-20 μm .
- 24 y 25. *Cocconeis placentula*. L: 30-32.83 μm , A: 16.14-19.63 μm , E: 12-19 μm .
26. *Cocconeis placentula* var. *euglypta*. L: 14.27-17.35 μm , A: 8.79-10.29 μm , E: 18-21.
- 27 y 28. *Cocconeis placentula* var. *lineata*. L: 15.78-26.67 μm , A: 10.12-14.18 μm , E: 20-22.

Lámina 3



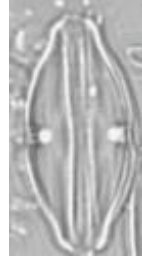
29



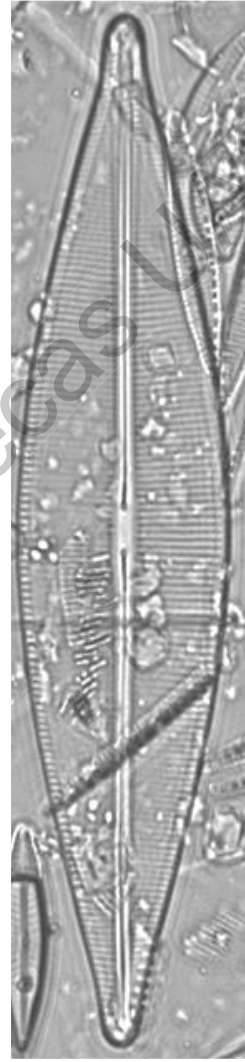
30



31



32



37



33



34



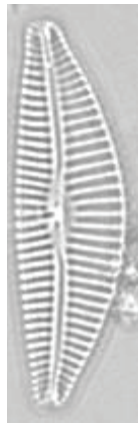
35



36



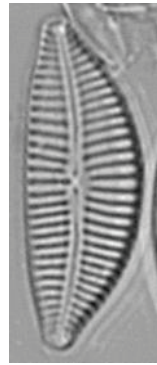
38



39



40



41

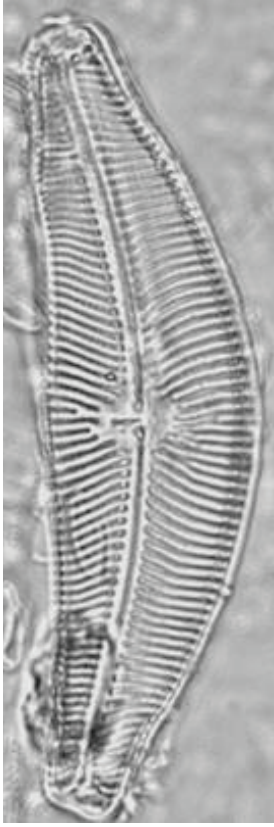


10 μ m

Morfometría-Lámina 3

29. *Amphipleura lindheimeri*. L: 127.27-135.43 μm , A: 21.67-22.23 μm .
- 30 y 31. *Amphora copulata*. L: 21.25-41.9 μm , A: 4.37-7.58 μm , E: 11-12.
32. *Amphora montana*. L: 16.4-17.07 μm , A: 9.3-9.67 μm .
33. *Amphora pendiculus*. L: 7.47-13.95 μm , A: 6.58-13.44 μm , E: 15-18.
34. *Brachysira neoexilis*. L: 26.1-26.62 μm , A: 5.13-5.35 μm .
35. *Caloneis bacillum*. L: 25.32-30 μm , A: 4.19-4.95 μm , E: 20.
36. *Caloneis sp. 1* L: 32-37.3 μm , A: 7.23-7.68 μm , E: 17.
37. *Capartograma crucicula*. L: 23.29-25.1 μm , A: 7-7.74 μm , E: 13.
38. *Craticula cuspidata*. L: 102.51-117.1 μm , A: 23.1-24.3 μm , E: 12.
39. *Cymbella affinis*. L: 32.38-34.21 μm , A: 8-10.9 μm , E: 11-12.
40. *Cymbella affinis var angusta*. L: 29.19-30.21 μm , A: 7.59-8 μm , E: 10-12.
41. *Cymbella affinis var excisa*. L: 29.32-35.89 μm , A: 12.42-12.45 μm , E: 9-11.

Lámina 4



42



43



44



45



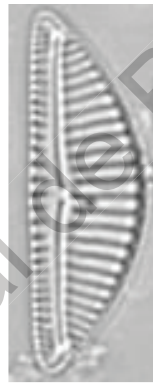
46



47



48



49



50



51



52



53



54



55



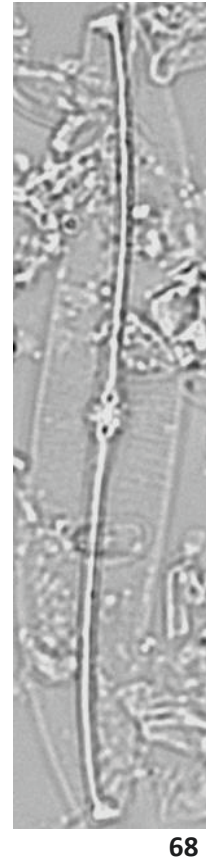
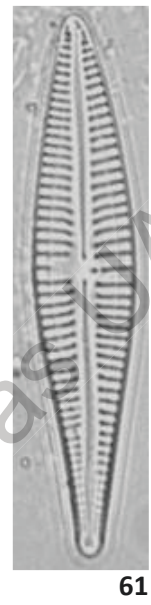
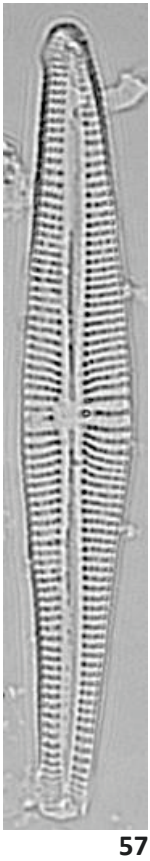
56



Morfometría-Lámina 4

42. *Cymbella tumida*. L: 46.49-73.68 μm , A: 15.44-18.76 μm , E: 10-11.
43. *Cymbella tumidula var tumidula*. L: 31.8-33.7 μm , A: 7.92-8.85 μm , E: 10-12.
44. *Cymbella subleptoceros*. L: 32.61-32.86 μm , A: 8.77-9 μm , E: 9-11.
45. *Diploneis elliptica*. L: 12.1-12.68 μm , A: 4.6-4.68 μm , E: 28.
46. *Diadismis cofervacea*. L: 13.38-19 μm , A: 4.28-7.44 μm , E: 17-24.
47. *Denticula kuetzingii*. L: 14.32-25.53 μm , A: 7.48-7.62 μm , F: 7.
48. *Encyonema minutum*. L: 16.59-28.63 μm , A 6.82-9.98: μm , E: 8-12.
49. *Encyonema silesiacum*. L: 26.14-36.41 μm , A: 9.17-9.55 μm , E: 8-9.
50. *Encyonopsis microcephala morfo 1*. L: 13.15-15.09 μm , L: 3.54-4.12 μm , E: 21-23.
51. *Encyonopsis microcephala morfo 2*. L: 12.9-15.24 μm , A: 3.9-4.42 μm , E: 21-24.
52. *Eolimna subminuscula*. L: 8.78-9.81 μm , A: 4.56-4.68 μm , E: 20.
53. *Eolimna minima*. L: 4.2-5.8 μm , A: 2.67-3.44 μm .
54. *Frustulia vulgaris*. L: 49.65-52.3 μm , A: 9.6-10 μm .
55. *Gomphonema sp 1*. L: 22-23.79 μm , A: 6.91-7.12 μm , E: 11.
56. *Gomphonema acuminatum*. L: 36.26-48 μm , A: 8.99-10.78 μm , E: 10

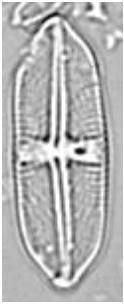
Lámina 5



Morfometría- Lámina 5

57. ***Gomphonema affine***. L: 38.04-72.23 μm , A: 8.59-11.62 μm , E: 7-11.
58. ***Gomphonema capitatum***. L: 46.27-55.2 μm , A: 8.79-10.6 μm , E: 9-10.
59. ***Gomphonema clavatum***. L: 30.66-38.78 μm , A: 7.9-9.65 μm , E: 9-12.
60. ***Gomphonema exilissimum***. L: 30.31 μm , A: 7.1 μm , E: 14.
61. ***Gomphonema gracile***. L: 53.25-56.61, A: 9.93-10.1, E: 10.
62. ***Gomphonema lagenula***. L: 19.06-23.12 μm , A: 5.68-6.66 μm , E: 12-16.
63. ***Gomphonema parvulum***. L: 24.81-31.05 μm , A: 7.37-8 μm , E: 10-12.
64. ***Gomphonema parvulum var. parvulum***. L: 14.3-16 μm , A: 7.37-8 μm , E: 10.
65. ***Gomphonema pumilum***. L: 17.25-28.83 μm , A: 4.32-4.42 μm , E: 10-11.
66. ***Gomphonema minutum***. L: 16.44-25.52 μm , A: 3.97-4.41 μm , E: 11.
67. ***Gomphosphenia lingulatiformis***. L: 27.29-30 μm , A: 3.45-4.1 μm .
68. ***Gyrosigma aff. scalproides***. L: 62.75 μm , A: 11 μm , E: 20.
69. ***Luticula kotschy***. L: 16.72-20.27 μm , A: 5.36-6.37 μm , E: 20-22.
70. ***Luticula mutica***. L: 24.27-25.25 μm , A: 8.36-8.61 μm , E: 14-15.

Lámina 6



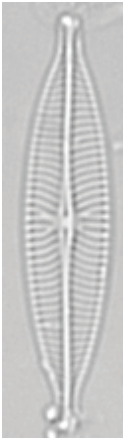
71



72



73



74



75



76



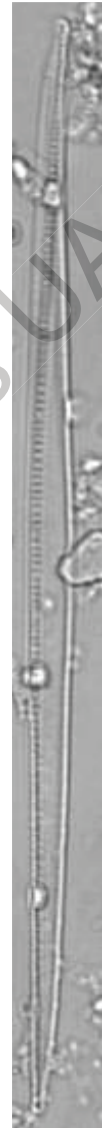
77



80



81



82



78



79



83



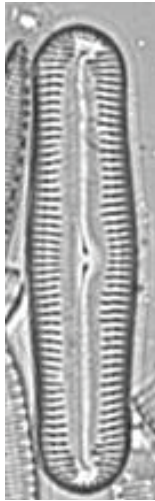
Morfometría-Lámina 6

71. *Luticula sp.* L: 20.35-22.1 μm , A: 7.59-7.8 μm , E: 16.
72. *Mayamaea atomus.* L: 9.35 μm , A: 3.48 μm .
73. *Navicula antonii.* L: 9.9-15.31 μm , A: 6.49-6.91 μm , E: 15-19.
74. *Navicula capitatoradiata.* L: 36.83-37.48 μm , A: 7.43-8.07 μm , E: 13-14.
75. *Navicula cryptocephala.* L: 21-24.7 μm , A: 5.34-5.61 μm , E: 16.
76. *Navicula cryptotonella.* L: 24.9-25.58 μm , A: 5.39-5.79 μm , E: 14.
77. *Navicula radiosa.* L: 65.61-72.85 μm , A: 10.88-11.57 μm , E: 10.
78. *Navicula rostellata.* L: 32-39.19 μm , A: 8.7-9.43 μm , E: 11-12.
79. *Nitzschia amphibia.* L: 17.62-27.35 μm , A: 4-4.25 μm , E: 17-18.
80. *Nitzschia intermedia.* L: 77-86.75 μm , A: 4.8-5 μm , E: 20.
81. *Nitzschia linearis.* L: 105.42-131.42 μm , A: 6-6.83 μm , Fib: 10- 12.
82. *Nitzschia linearis var. subtilis.* L: 117-121.36 μm , A: 5.1-5.6 μm , Fib: 12
83. *Nitzschia palea.* L: 22-27.91 μm , A: 4.6-5.29 μm , Fib: 13.

Lámina 7



84



85



86



87



88



89



90



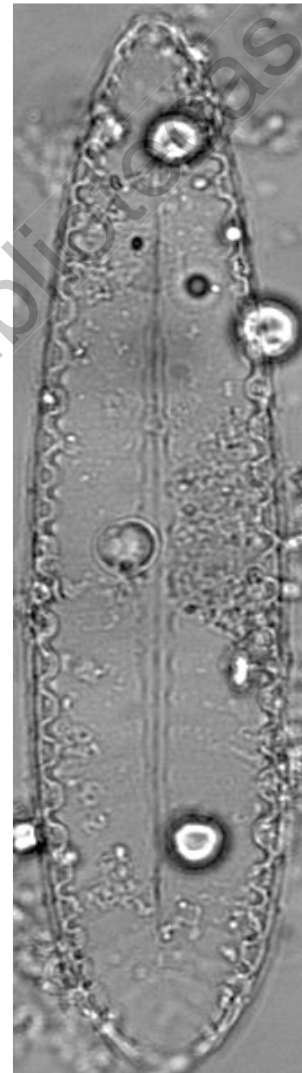
91



92



93



94

10 μ m

Morfometría-Lámina 7

84. *Nitzchia sinuata* var. *tabellaria*. L: 20.15-15.9 μm , L: 7.26-6 μm , E: 19-23.
85. *Pinnularia acrophaeria*. L: 45-57.82 μm , A: 10.17-10.28 μm , E: 10-12.
86. *Placoneis gastrum*. L: 17.9-23.5 μm , A: 5.58-6.83 μm , E: 9.
87. *Placoneis* sp. 1 L: 27.6-29.7 μm , A: 7.2-8 μm , E: 9.
88. *Reimeria sinuata*. L: 19-22.14 μm , A: 5.58-5.81 μm , E: 9.
89. *Rhopalodia gibba*. L: 66-78.5 μm , A: 20.17-24 μm , E: 30.
90. *Rhopalodia operculata*. L: 18.96-22.53 μm , A: 4.72-5.1 μm , E: 3-4.
91. *Sellaphora pupula*. L: 10.44-17.19 μm , A: 4.2-6.11 μm , E: 16- 20.
92. *Sellaphora seminulum*. L: 8.87-14.54 μm , A: 3.69-4 μm , E: 20.
93. *Stauroneis kriegerii*. L: 16-17.21 μm , A: 3.61-4.38 μm , E: 22-27.
94. *Surirella tenera*. L: 105.6-120. 5 μm , A: 26.33-27.08 μm .

Apéndice II. Abundancias relativas de las especies

No.	Especie	Acrónimo	L1			L2			L3			L4			L5		
			RN	RM	PL	RN	RM	PL	RN	RM	PL	RN	RM	PL	RN	RM	PL
1	<i>Achnanthydium biasolettianum</i>	Achbia	14.00	5.50	10.25	4.75	23.50	4.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2	<i>Achnanthydium exiguum</i>	Achexi	4.00	6.25	2.25	1.75	0.25	1.50	0.00	10.00	0.00	0.25	6.75	1.50	5.25	3.00	2.75
3	<i>Achnanthydium minutissimum</i>	Achmin	33.75	35.00	48.75	11.00	24.25	12.00	0.00	0.00	0.75	2.50	3.25	2.00	0.00	2.75	0.00
4	<i>Achnanthydium straubianum</i>	Achstra	15.50	10.75	6.25	17.50	9.50	23.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
5	<i>Amphipleura lindheimeri</i>	AmpAmp	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00
6	<i>Amphora montana</i>	Ampmon	0.25	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00	0.00	0.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
7	<i>Amphora pediculus</i>	Amppen	2.75	2.25	1.50	0.00	0.00	3.00	0.00	3.00	0.75	28.25	16.00	30.00	4.75	4.00	2.50
8	<i>Cocconeis pediculus</i>	Cocpen	2.50	1.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00	0.00	0.00	1.25	4.50	0.75
9	<i>Cocconeis placentula</i>	Cocpla	0.00	0.00	2.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.75	0.00
10	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>	Coclin	0.75	2.50	0.00	8.00	0.50	2.25	0.25	0.00	0.50	0.25	0.75	0.50	2.25	0.50	2.75
11	<i>Cocconeis euglypta</i>	Coeug	0.00	0.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
12	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Cycmen	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.50	0.00	0.50	0.25	2.25	0.00	0.00	0.25	0.00
13	<i>Cyclotella pseudostelligera</i>	Cycpse	0.00	0.25	0.25	1.00	0.25	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
14	<i>Cymbella affinis</i>	Cymaff	0.00	0.00	0.00	0.00	1.75	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
15	<i>Cymbella excisa</i>	Cymexc	0.00	0.00	0.00	0.00	1.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

16 <i>Cymbella subleptoceros</i>	Cymsub	0.75	0.25	1.25	0.25	0.50	0.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.25	2.25	0.00
17 <i>Cymbella tumida</i>	Cymtum	0.00	0.00	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
18 <i>Cymbella tumidula</i> var. <i>tumidula</i>	CymtumI	3.25	9.75	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.25	0.00
19 <i>Denticula kuetzingii</i>	DenDen	0.00	0.00	0.00	0.25	0.50	2.75	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
20 <i>Diadesmis confervacea</i>	DiaDia	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.75	2.75	0.00	3.50	3.00	4.50	18.75	11.75	10.75
21 <i>Diploneis elliptica</i>	DipDip	0.00	0.25	0.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
22 <i>Encynopsis microcephala</i>	Encmic	2.25	5.25	8.75	32.75	27.50	41.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
23 <i>Eolimna subminuscula</i>	Eolsub	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	6.75	9.00	25.00	7.50	10.00	0.00	0.00	0.00	0.00
24 <i>Eolimna minima</i>	Eolmin	0.00	0.00	0.00	0.00	3.25	0.00	0.00	8.75	0.00	0.00	6.25	2.00	0.00	5.75	17.25
25 <i>Eutonia formica</i>	Eutfor	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
26 <i>Gleisera decussis</i>	Gledec	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.75	0.00
27 <i>Gomphonema capitatum</i>	Gomcap	0.50	0.75	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00
28 <i>Gomphonema acuminatum</i>	Gomacu	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.50
29 <i>Gomphonema affine</i>	Gomaff	0.00	0.75	0.50	0.00	0.25	0.00	0.25	1.50	0.25	0.25	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00
30 <i>Gomphonema clavatum</i>	Gomcla	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.50	0.75	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
31 <i>Gomphonema gracile</i>	Gomgra	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.50	0.00
32 <i>Gomphonema lagenula</i>	Gomlan	4.00	1.25	0.00	0.00	0.00	0.00	16.50	15.00	17.00	1.75	2.00	1.00	1.75	1.00	0.00
33 <i>Gomphonema parvulum</i>	Gompar	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.00	1.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
34 <i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>parvulum</i>	Gomparv	0.50	1.75	1.25	4.75	0.25	1.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00	0.00	1.00	2.75
35 <i>Gomphonema pumilum</i>	Gompum	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

36 <i>Gomphonema sp. 1</i>	Gomsp	0.00	1.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
37 <i>Gomphonema truncatum</i>	Gomtru	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
38 <i>Gomphosphenia lingulatiformis</i>	Gomlin	0.25	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
39 <i>Gyrosigma aff. scalpoides</i>	GyrGyr	0.00	0.00	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25
40 <i>Luticula hungarica</i>	Luthun	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.75	0.75	2.25	0.00	0.50	0.00	0.00	0.75	0.00
41 <i>Luticula mutica</i>	Lutmut	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25
42 <i>Mayamaea atomus</i>	Mayato	0.00	0.00	0.00	9.00	0.00	0.00	3.75	0.00	0.00	0.00	2.50	6.00	0.00	0.00	9.25
43 <i>Navicula antonii</i>	Navant	0.00	1.25	0.00	0.00	0.00	0.00	6.75	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	1.75
44 <i>Navicula capitatoradiata</i>	Navcap	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00	0.00	0.25	0.50
45 <i>Navicula cryptocephala</i>	Navcry	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.75	3.50	17.00	0.00	0.25	0.00	0.00	0.25	0.00
46 <i>Navicula cryptotenella</i>	Navcrypt	0.00	0.00	2.50	0.75	0.75	0.50	0.00	0.00	2.50	0.00	1.00	0.00	2.25	0.50	0.00
47 <i>Navicula radiosa</i>	Navrad	0.00	0.75	0.00	0.25	0.50	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	2.50	0.00
48 <i>Nitzschia amphibia</i>	Nitamp	2.75	3.25	3.75	2.00	1.25	1.50	45.00	26.50	29.50	4.75	31.50	4.75	2.50	2.50	2.25
49 <i>Nitzschia intermedia</i>	Nitint	0.00	0.25	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
50 <i>Nitzschia linearis</i>	Nitlin	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.75	1.00	0.00
51 <i>Nitzschia palea</i>	Nitpal	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
52 <i>Nitzschia sinuata var. tabellaria</i>	Nittab	0.00	0.00	1.75	0.50	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
53 <i>Placoneis sp 1</i>	Plasp1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00
54 <i>Placoneis gastrum</i>	Plasp2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.50	0.00	0.00
55 <i>Planothidium frequentissimum</i>	Plafre	6.75	3.00	3.50	2.75	0.00	1.50	0.50	0.75	0.00	2.75	0.00	2.00	1.00	0.00	0.00

56 <i>Planothidium rostratum</i>	Plaros	0.50	3.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.00	0.25	0.00	
57 <i>Reimeria sinuata</i>	Reisin	3.25	1.75	1.00	1.75	0.75	2.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.75	0.00	1.50	
58 <i>Rophalodia gibba</i>	Ropgib	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	1.50	
59 <i>Sellaphora popula</i>	Selpop	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.50	0.00	0.00	0.00	
60 <i>Sellaphora seminulum</i>	Selsem	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.00	0.00	17.75	0.75	16.00	32.25	27.75	29.00
61 <i>Stauroneis kriegeri</i>	Stakri	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.50	2.00	0.50	0.00	0.75	4.50	2.75	11.75
62 <i>Staurosira elliptica</i>	Staell	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.00	0.00	29.25	10.25	28.00	11.00	20.75	3.25
63 <i>Stephanodiscus agassizensis</i>	Steaga	0.25	0.25	0.00	0.50	0.25	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25
64 <i>Surirella tenera</i>	Sursp	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
65 <i>Ulnaria acus</i>	Synacu	0.00	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	2.75	1.25	1.00	0.25	0.50	0.25	0.00	1.00	0.00
66 <i>Ulnaria ulna</i>	Synuln	1.00	0.50	2.00	0.50	0.25	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.50	1.50	0.00
Riqueza		23	28	23	18	24	19	16	21	15	16	23	15	21	31	19

Los números en negritas representan una abundancia mayor al 5%. L1= Río Adentro, L2= La Playita, L3= Saldiveña, L4= La Purísima, L5= Trapiche, RN= Rabión, RM= Remanso y PZ= Poza.

No.	Especies	Acrónimo	L1	L2	L3	L4	L5
1	<i>Achnanthidium biasolettianum</i>	Achbia	9.92	10.83	0.00	0.00	0.00
2	<i>Achnanthidium exiguum</i>	Achexi	4.17	1.17	3.33	2.83	3.67
3	<i>Achnanthidium minutissimum</i>	Achmin	39.17	15.75	0.25	2.58	0.92
4	<i>Achnanthidium straubianum</i>	Achstra	10.83	16.75	0.00	0.00	0.00
5	<i>Amphipleura lindheimeri</i>	AmpAmp	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08
6	<i>Amphora montana</i>	Ampmon	0.08	0.08	0.17	0.00	0.00
7	<i>Amphora pendiculus</i>	Amppen	2.17	1.00	1.25	24.75	3.75
8	<i>Cocconeis pediculus</i>	Cocpen	1.25	0.00	0.08	0.00	2.17
9	<i>Cocconeis placentula</i>	Cocpla	0.67	0.00	0.08	0.00	0.25
10	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>	Coclin	1.08	3.58	0.25	0.50	1.83
11	<i>Cocconeis euglypta</i>	Coeug	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00
12	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	Cycmen	0.16	0.00	0.33	0.83	0.08
13	<i>Cyclotella pseudostelligera</i>	Cycpse	0.00	0.50	0.00	0.00	0.00
14	<i>Cymbella affinis</i>	Cymaff	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00
15	<i>Cymbella excisa</i>	Cymexc	0.00	0.50	0.00	0.00	0.00
16	<i>Cymbella subleptoceros</i>	Cymsub	0.75	0.42	0.00	0.00	1.17
17	<i>Cymbella tumida</i>	Cymtum	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00
18	<i>Cymbella tumidula</i> var. <i>tumidula</i>	CymtumI	4.33	0.33	0.00	0.00	1.08
19	<i>Denticula kuetzingii</i>	DenDen	0.00	1.17	0.00	0.00	0.00
20	<i>Diadesmis confervacea</i>	DiaDia	0.00	0.00	2.17	3.67	13.75
21	<i>Diploneis elliptica</i>	DipDip	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00
22	<i>Encynopsis microcephala</i>	Encmic	5.42	33.75	0.00	0.00	0.00
23	<i>Eolimana subminuscula</i>	Eolsub	0.00	0.00	13.58	0.83	0.00
24	<i>Eolimna minima</i>	Eolmin	0.00	1.08	2.92	7.83	7.67
25	<i>Eutonia formica</i>	Eutfor	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00
26	<i>Gleisera decussis</i>	Gledec	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00
27	<i>Gomphonema capitatum</i>	Gomcap	0.42	0.00	0.00	0.00	0.00
28	<i>Gomphonema acuminatum</i>	Gomacu	0.08	0.00	0.00	0.00	0.33
29	<i>Gomphonema affine</i>	Gomaff	0.50	0.00	0.00	0.00	0.08
30	<i>Gomphonema clavatum</i>	Gomcla	0.00	0.08	0.00	0.00	0.17
31	<i>Gomphonema gracile</i>	Gomgra	0.42	0.08	0.67	0.17	0.00
32	<i>Gomphonema lagenula</i>	Gomlan	0.00	0.00	0.75	0.00	0.00
33	<i>Gomphonema parvulum</i>	Gompar	0.00	0.00	1.83	0.00	0.17
34	<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>parvulum</i>	Gomparv	1.75	0.00	16.17	1.58	0.92
35	<i>Gomphonema pumilum</i>	Gompum	0.00	0.00	1.83	0.00	0.00
36	<i>Gomphonema</i> sp. 1	Gomsp	1.17	2.25	0.00	0.08	1.25
37	<i>Gomphonema truncatum</i>	Gomtru	0.00	0.00	1.17	0.00	0.00
38	<i>Gomphosphenia lingulatiformis</i>	Gomlin	0.42	0.00	0.00	0.00	0.00
39	<i>Gyrosigma</i> aff. <i>scalpoides</i>	GyrGyr	0.08	0.00	0.00	0.00	0.08
40	<i>Luticula hungarica</i>	Luthun	0.00	0.00	1.58	0.17	0.25
41	<i>Luticula mutica</i>	Lutmut	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08

42	<i>Mayamaea atomus</i>	Mayato	0.00	3.00	1.25	2.75	3.08
43	<i>Navicula antonii</i>	Navant	0.58	0.00	2.25	0.33	0.58
44	<i>Navicula capitatoradiata</i>	Navcap	0.00	0.00	0.00	0.08	0.25
45	<i>Navicula cryptocephala</i>	Navcry	0.00	0.00	7.42	0.08	0.08
46	<i>Navicula cryptotenella</i>	Navcrypt	0.83	0.67	0.83	0.33	0.92
47	<i>Navicula radiosa</i>	Navrad	0.25	0.33	0.00	0.00	0.92
48	<i>Nitzschia amphibia</i>	Nitamp	3.25	1.58	33.67	13.67	2.42
49	<i>Nitzschia intermedia</i>	Nitint	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00
50	<i>Nitzschia linearis</i>	Nitlin	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58
51	<i>Nitzschia palea</i>	Nitpal	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00
52	<i>Nitzschia sinuata</i> var. <i>tabellaria</i>	Nittab	0.58	0.83	0.00	0.00	0.00
53	<i>Placoneis</i> sp 1	Plasp1	0.00	0.00	0.00	0.08	0.33
54	<i>Placoneis gastrum</i>	Plasp2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17
55	<i>Planothidium frequentissimum</i>	Plafre	4.25	1.42	0.42	1.58	0.33
56	<i>Planothidium rostratum</i>	Plaros	1.25	0.00	0.00	0.00	0.75
57	<i>Reimeria sinuata</i>	Reisin	2.00	1.58	0.00	0.33	0.50
58	<i>Rophalodia gibba</i>	Ropgib	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58
59	<i>Sellaphora popula</i>	Selpop	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00
60	<i>Sellaphora seminulum</i>	Selsem	0.00	0.00	1.67	11.50	29.67
61	<i>Stauroneis kriegeri</i>	Stakri	0.00	0.00	1.50	0.42	6.33
62	<i>Staurosira elliptica</i>	Staell	0.00	0.00	0.67	22.50	11.67
63	<i>Stephanodiscus agassizensis</i>	Steaga	0.17	0.33	0.00	0.00	0.08
64	<i>Suirella tenera</i>	Sursp	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00
65	<i>Ulnaria acus</i>	Synacu	0.08	0.00	0.00	0.00	0.33
66	<i>Ulnaria ulna</i>	Synuln	1.17	0.25	1.67	0.33	0.67
Riqueza			36	29	29	26	41