



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO  
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA**

**LA EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO EN RÍOS CALCÁREOS  
TROPICALES DE LA HUASTECA POTOSINA: ALGAS Y  
MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS COMO INDICADORES.**

**TESIS**

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:  
**MAESTRA EN CIENCIAS**  
(LIMNOLOGÍA)

PRESENTA:

**ARANTZA IVONNE DAW GUERRERO**

**TUTOR PRINCIPAL:**

DR. JAVIER CARMONA JIMÉNEZ  
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

**COMITÉ TUTOR:**

DRA. ELIZABETH ORTEGA MAYAGOITIA  
FES IZTACALA, UNAM

DR. ENRIQUE ARTURO CANTORAL URIZA  
UMDI-FACULTAD DE CIENCIAS JURQUILLA, UNAM.

DR. GUSTAVO ALBERTO MONTEJANO ZURITA  
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM.

DR. JOSÉ LUIS GÓMEZ MÁRQUEZ  
FES ZARAGOZA, UNAM.

**ASESOR EXTERNO:**

DR. JUSTO SALVADOR HERNÁNDEZ AVILÉS  
FES ZARAGOZA, UNAM.

**CD. MX., ENERO, 2020**



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



**LA EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO EN RÍOS  
CALCÁREOS TROPICALES DE LA HUASTECA POTOSINA:  
ALGAS Y MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS COMO  
INDICADORES.**

**TESIS**

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:  
**MAESTRA EN CIENCIAS**  
(LIMNOLOGÍA)

PRESENTA:  
**Arantza Ivonne Daw Guerrero**

**TUTOR PRINCIPAL: DR. JAVIER CARMONA JIMÉNEZ**  
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM.

**COMITÉ TUTOR:**

**DRA. ELIZABETH ORTEGA MAYAGOITIA**  
FES IZTACALA, UNAM

**DR. ENRIQUE ARTURO CANTORAL URIZA**  
UMDI-FACULTAD DE CIENCIAS JURQUILLA, UNAM.

**DR. GUSTAVO ALBERTO MONTEJANO ZURITA**  
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM.

**DR. JOSÉ LUIS GÓMEZ MÁRQUEZ**  
FES ZARAGOZA, UNAM.

**ASESOR EXTERNO:**  
**DR. JUSTO SALVADOR HERNÁNDEZ AVILÉS**  
FES ZARAGOZA, UNAM.

**MÉXICO, CD. MX., ENERO, 2020**

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México por darme la oportunidad de continuar con mis estudios de posgrado.

Al apoyo recibido por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología a través de la beca de posgrado (CONACYT-PNPC, 630023).

A mi tutor y director de tesis Dr. Javier Carmona Jiménez por brindarme la oportunidad y espacio en su laboratorio. Por su disposición de aclarar cualquier duda y todo el apoyo brindado para las colectas.

A los integrantes del Jurado de Examen de Grado: Dra. Elizabeth Ortega Mayagoitia, Dr. Enrique Arturo Cantoral Uriza, Dr. Gustavo Alberto Montejano Zurita, Dr. José Luis Gómez Márquez y Dr. Justo Salvador Hernández Avilés, por sus valiosos comentarios y aportaciones al trabajo, así como por la disposición de participar en los exámenes tutorales semestrales.

## **AGRADECIMIENTOS PERSONALES**

A mi familia, especialmente a mis padres, que nuevamente me apoyaron en este camino académico aunque eso requirió ausentarme la mayoría del tiempo, gracias infinitas. Porque me han enseñado que siempre se puede ser mejor y que quieren lo mejor para mi. Y por ser siempre ser ese ejemplo a seguir. Los amo y aún nos espera otro grado más. A Luquitas por enseñarme a ser menos desesperada y por siempre ser mi amigo fiel.

A mi director de tesis Javier Carmona, por siempre tener ese buen carácter para explicar cosas que me resultaban complejas de entender. Gracias por dejarme ser parte del Laboratorio de Ecosistemas de Ribera y por todo el aprendizaje obtenido.

Al Dr. Salvador, por siempre tener ese don de ayudar a cualquier persona que lo requiera. Por darme la oportunidad de trabajar una vez más con usted y seguir aprendiendo muchas cosas más. No solo es mi profesor, es mi amigo. Gracias por toda la confianza.

A mis siempre fieles amigos, desde hace 14 años: Carla, Nelly y Cure. Que aunque todos han tomado caminos particulares, aún me llena de alegría verlos y saber que puedo contar con ellos. Gracias por siempre creer en mi.

Ahora viene mi escuadrón de licenciatura: Alberto, Arturo, Gobu, Marino, Raul, David, Iván, Sole y Chuby que a pesar de la distancia, siempre están sosteniendome y disponibles para mi. Especialmente a los miembros de Biocriquet, porque aprendí y maduré tanto en poco tiempo y es increíble que sigamos siendo hermanos aún después de tantas presiones, problemas y malos entendidos. Los quiero y los extraño mucho, pero todo ese tiempo que no pude estar con ustedes, ahora se ve reflejado en este trabajo.

A mis nuevos amigos y colegas del Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología; Marco (Ficha), Ramiro y Minerva. Porque con ustedes las clases y la preparación de tutorales siempre fueron divertidos. Así como la retroalimentación y conocimientos compartidos.

A todos mis amigos del Laboratorio de Ecosistemas de Ribera; Karla, Vic, Kenia, Pablo, Bibi, Rebe, Juan, Aída, Sonia, Kait y Edgar. Porque siempre estuvieron disponibles para explicarme todas las dudas de temas que jamás hubiera imaginado y por brindarme su apoyo y amistad incondicional. Los quiero.

Finalmente a Vic, por enseñarme el gran mundo de las diatomeas y ayudarme a integrarlas en la tesis. Por siempre tener esa iniciativa de ayudar y explicar cuando ya no encontraba el camino. Eres la persona más maravillosa que he conocido y agradezco cada momento a tu lado para divertirnos, pasear, aprender y querer. Serás siempre ese compañero ideal en mi vida.

## ÍNDICE GENERAL

Resumen	1
Abstract	2
<b>1. Introducción</b>	<b>3</b>
1.1 Estado ecológico	3
1.2 Algas como bioindicadores	8
1.3 Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores (MIBs)	10
<b>2. Antecedentes</b>	<b>13</b>
<b>3. Justificación</b>	<b>16</b>
<b>4. Premisas de investigación</b>	<b>16</b>
<b>5. Objetivos</b>	<b>17</b>
5.1 Objetivo general	17
5.2 Objetivos particulares	17
<b>6. Área de estudio</b>	<b>18</b>
6.1 Caracterización de la Región hidrológica 26-Pánuco y Cuenca Hidrológica Río Tamuín	18
6.2 Descripción de las subcuencas Río de los Naranjos y Río Valles	19
6.2.1 Subcuenca Río de los Naranjos	19
6.2.2 Subcuenca Río Valles	20
6.3 Sitios de muestreo	22
<b>7. Materiales y método</b>	<b>24</b>
7.1 Análisis de datos	27
<b>8. Resultados</b>	<b>29</b>
8.1 Caracterización física, química e hidromorfológica	29
8.2 Diversidad de macroalgas bentónicas	32
8.2.1 El valor indicador de las macroalgas bentónicas (IndVal)	44
8.3 Diversidad de diatomeas epilíticas	47
8.3.1 El valor indicador de las diatomeas epilíticas	60
8.4 Ensamblajes de macroinvertebrados bentónicos (MIBs)	63
8.4.1 El valor indicador de los grupos funcionales alimenticios de los MIBs	67
8.5 Evaluación de la calidad del ecosistema	69
8.5.1 Integración de la calidad ecológica del río El Salto	70
<b>9. Discusión de resultados</b>	<b>74</b>
9.1 Macroalgas bentónicas	77
9.1.1 Valor indicador de las macroalgas bentónicas	79
9.2 Diatomeas epilíticas	82
9.2.1 Valor indicador de las diatomeas epilíticas	83
9.3 Ensamble de macroinvertebrados bentónicos (MIBs)	86
9.3.3 Valor indicador de los grupos funcionales alimenticios (GFA)	87
<b>10. Conclusiones</b>	<b>91</b>

<b>11. Referencias</b>	92
<b>12. Anexo</b>	114

### **Tablas**

1. Criterios considerados para la evaluación de la calidad hidromorfológica.	4
2. Características que debe cumplir un organismo indicador.	7
3. Adaptaciones morfológicas, funcionales, reproductivas y ecológicas de algas bentónicas.	8
4. Descripción de grupos funcionales alimenticios de macroinvertebrados bentónicos.	10
5. Estrategias de MIBs y algunos usos como bioindicadores.	11
6. Características físicas y geográficas de los sitios de muestreo.	22
7. Parámetros físicos y químicos (promedio y desviación estándar) de los sitios de muestreo del río El Salto.	30
8. Síntesis de las cargas del análisis de componentes principales (ACP).	32
9. Características morfométricas de las macroalgas bentónicas	35
10. Listado de especies y porcentajes de cobertura algal de cada sitio y época de muestreo.	41
11. Síntesis de las cargas del ACC de macroalgas bentónicas.	43
12. Valor indicador de algas macroscópicas en el río El Salto, S.L.P.	44
13. Características morfométricas de las diatomeas abundantes	49
14. Listado de especies abundantes de diatomeas epilíticas y su porcentaje de abundancia relativo	58
15. Síntesis de las cargas del ACC de diatomeas (abundantes).	60
16. Valor indicador de diatomeas epilíticas en el río El Salto, S.L.P.	62
17. Síntesis de las cargas del ACC de grupos funcionales alimenticios y variables ambientales.	67
18. Valor indicador de los GFA de macroinvertebrados bentónicos en el río El Salto, S.L.P.	68
19. Criterios físico-químicos, hidromorfológicos y biológicos para la evaluación de la calidad ecológica.	71

### **Figuras**

1. Ubicación geográfica de la Región Hidrológica 26, Cuenca del Río Tamuín y Subcuenca del río El salto.	18
2. Uso de suelo y vegetación de la subcuenca Río de los Naranjos (Serie VI).	20
3. Uso de suelo y vegetación de la subcuenca Río Valles (Serie VI).	21
4. Ubicación de los sitios de muestreo dentro de las subcuencas Río de los Naranjos y Río Valles.	22
5. Clasificación Ascendente Jerárquica (CAJ) de los sitios de muestreo de a partir de los parámetros físicos y químicos del agua.	31
6. Análisis de Componentes Principales (ACP) de los sitios de muestreo y las variables ambientales.	32



7. Riqueza de macroalgas bentónicas durante las dos épocas de muestreo.	33
8. Porcentajes de cobertura algal por filo taxonómico e índice de equitatividad ( $J'$ ).	34
9. Análisis de correspondencia canónica de los porcentajes de cobertura de macroalgas, variables ambientales y calidad hidromorfológica.	43
10. Riqueza de especies de diatomeas epilíticas y especies abundantes.	47
11. Clasificación Ascendente Jerárquica (CAJ) de los sitios de muestreo a partir del número de especies abundantes de diatomeas epilíticas.	48
12. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) de las especies abundantes de diatomeas y variables ambientales	60
13. Diversidad de familias de macroinvertebrados bentónicos (MIBs) y su abundancia.	63
14. Abundancia relativa de grupos funcionales alimenticios por sitio de muestreo.	65
15. Clasificación Ascendente Jerárquica (CAJ) de los sitios de muestreo a partir de la abundancia de grupos funcionales alimenticios (GFA).	66
16. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) de grupos funcionales alimenticios y variables ambientales.	67

### **Láminas**

---

1. Macroalgas	58
2. Macroalgas	59
3. Macroalgas	40
4. Macroalgas	41
5. Diatomeas	50
6. Diatomeas	51
7. Diatomeas	52
8. Diatomeas	53
9. Diatomeas	54
10. Diatomeas	55
11. Diatomeas	56
12. Diatomeas	57
13. Macroinvertebrados bentónicos (Grupos Funcionales alimenticios/Familias).	64

## Resumen

El creciente deterioro de los sistemas acuáticos ha demandado el desarrollo de metodologías que permitan evaluar su estado ecológico a través de la identificación de diferentes indicadores biológicos además de los físico-químicos e hidromorfológicos usados tradicionalmente. En el presente estudio se estableció el potencial valor indicador de las macroalgas bentónicas, diatomeas epilíticas y macroinvertebrados bentónicos para determinar el estado ecológico del río El Salto, S.L.P., en dos épocas contrastantes del año. En cada sitio se registraron parámetros físico-químicos, de calidad hidromorfológica, y se colectaron crecimientos algales visibles, diatomeas epilíticas y macroinvertebrados bentónicos. El estado ecológico de cada sitio se determinó estableciendo la relación entre los grupos biológicos y los componentes abióticos a través de análisis multivariados y del cálculo del valor indicador de las especies. Se reconocieron dos grupos, el primero presentó potenciales condiciones de referencia con agua cálida, carbonatada, baja concentración de nutrientes y buena calidad hidromorfológica. En este se registraron 27 taxones de algas macroscópicas y diatomeas, de los que sobresalen: *Kumanoa globospora*, *Achnanthydium* sp. 2, *A. minutissimum*, *Brachysira neoexilis*, *Delicata delicatula*, *Diploneis oblongella*, *Encyonopsis microcephala*, *E. krammeri*, *Denticula kuetzingii* var. *rumrichae* y 2 grupos funcionales alimenticios: filtradores y depredadores. El segundo fueron segmentos del río donde se registró destrucción de la zona de ribera e intensa actividad agrícola y urbana, presentó concentraciones altas de nutrientes y mala calidad hidromorfológica. Se reconocieron 17 taxones de algas: *Oscillatoria princeps*, *Achnanthydium eutrophilum*, *A. exiguum*, *Gomphonema saphophilum*, *Nitzschia amphibia* y *N. palea*, así como 2 grupos funcionales alimenticios: raspadores y recolectores. A partir del análisis de la estructura de los grupos biológicos, se reconocieron *taxa* indicadores de distintas clases de estado ecológico los cuales respondieron al gradiente de degradación del sistema. Por lo anterior, no fue posible establecer ninguno de los sitios evaluados como de referencia por lo que es necesario tomar en cuenta la evaluación de tributarios o sitios ubicados en la parte mas alta de cuenca que permitan establecer potenciales condiciones de referencia.

**Palabras clave:** Huasteca Potosina, macroalgas, diatomeas epilíticas, macroinvertebrados bentónicos, bioindicadores.

## **Abstract**

The increasing anthropogenic pressure in aquatic systems demands the development of methods to assess the ecological status through the use of different bioindicators in addition to the hydromorphologic and physico-chemical parameters. In this study, the potential indicator value of macroalgae, epilithic diatoms and benthic macroinvertebrates was established to determine the ecologic status in El Salto, S.L.P. river, during two contrasting periods of the year. Physico-chemical parameters and hydromorphological quality were evaluated in sampling sites, and biological samples of macroscopic algae, epilithic diatoms and benthic macroinvertebrates were collected. The ecological status was determined based on the response of aquatic communities to abiotic components through multivariate analysis and indicator species analysis. Two main indicator groups were recognized, the first one was characterized by low nutrients concentrations and good hydromorphological quality and 27 indicator species of macroalgae and diatoms: *Kumanoa globospora*, *Achnanthydium* sp. 2, *A. minutissimum*, *Brachysira neoexilis*, *Delicata delicatula*, *Diploneis oblongella*, *Encyonopsis microcephala*, *E. krammeri*, *Denticula kuetzingii* var. *rumrichae* and 2 functional feeding groups of benthic macroinvertebrates: predators and filterers. The second indicator group was characterized by disturbed sites in agricultural and urban zones, high nutrients concentrations, bad hydromorphological quality and 17 indicator species of macroalgae and diatoms: *Oscillatoria princeps*, *Achnanthydium eutrophilum*, *A. exiguum*, *Gomphonema saprophilum*, *Nitzschia amphibia*, *N. palea* and 2 functional feeding groups of benthic macroinvertebrates: collectors and scrapers. Indicator *taxa* were recognized through the analysis of the biologic groups structure, these *taxa* responded to the system degradation gradient and could be classified for different ecologic status. Due to the above, it was not possible to establish reference sites and it is necessary to considerer river tributaries or upstream sites to determine reference conditions.

**Key words:** Huasteca Potosina, macroalgae, epilithic diatoms, benthic macroinvertebrates, bioindicators.

## 1. INTRODUCCIÓN

Los ambientes lóticos (ríos, arroyos, riachuelos) son el sistema dominante de las aguas epicontinentales y se diferencian de otros sistemas acuáticos por tener un flujo de agua unidireccional que se encuentra en función de la pendiente y en respuesta a la gravedad, por lo que se consideran sistemas abiertos. Estos sistemas forman redes hidrológicas que capturan el agua de manera jerárquica y la concentran en un cauce principal por lo que enlazan múltiples componentes del paisaje (Bojorge-García y Cantoral-Uriza, 2016). Estos sistemas abarcan numerosos componentes únicos, especialmente relacionados con la organización física en el eje horizontal (Vannote *et al.*, 1980). El régimen de caudales, las diferencias en la química del agua y en las comunidades biológicas, así como el funcionamiento general del ecosistema pueden explicarse a partir de las características litológicas y climáticas de cada cuenca. Dichas características son factores importantes que dan lugar a las diferencias entre ríos de distintas latitudes y biomas (Allan y Castillo, 2007; Elo segi, 2009). Esta heterogeneidad marca la diferencia entre la cabecera y los tramos medios y bajos del sistema (Elo segi, 2009), así como diferencias en las comunidades biológicas.

Sin embargo, los ecosistemas fluviales se han visto afectados por numerosas perturbaciones hidrológicas, físicas y químicas, sobre todo de origen humano, son permanentes y acaban afectando de manera irreversible a los ecosistemas fluviales. Dentro de estas perturbaciones destaca el impacto de actividades agropecuarias, la eliminación de zonas de humedales y meandros a favor del desarrollo de nuevas áreas cultivables y urbanizaciones (Elo segi, 2009), el crecimiento exponencial de la población humana, la pérdida de la biodiversidad y la entrada de fuentes de contaminación están ocasionando el deterioro y alteración de estos ecosistemas, generando cambios en las interacciones de la comunidad acuática y la calidad del agua (Jiménez *et al.*, 2011), lo que conlleva a un deterioro del estado ecológico de los sistemas acuáticos.

### 1.1 Estado ecológico

La mayoría de los estudios en sistemas acuáticos para evaluar el estado de conservación o deterioro se enfatizan solamente en aspectos físicos y químicos del agua, los cuales representan solo una parte de las métricas a evaluar para la determinación de la calidad del

agua, por lo que es necesario el uso de herramientas integradoras que resuman el efecto global de los principales componentes que conforman el ecosistema acuático (Acosta *et al.*, 2008). Debido a lo anterior, surge la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE, DMA), la cual tiene como objetivo reducir el deterioro de los ecosistemas acuáticos a partir de la conservación del *estado ecológico* (Fernández, 2012) que debe entenderse como una expresión de la calidad de la estructura y el correcto funcionamiento de los ecosistemas acuáticos (Torralba-Burrial y Ocharan, 2007). El estado ecológico debe estar determinado por elementos biológicos y debe ser complementado por elementos hidromorfológicos y físico-químicos (European Commission, 2000).

Los indicadores hidromorfológicos o hidromorfología se refieren a la estructura, cambio y dinámica morfológica de los sistemas hídricos a través del tiempo. Estas características generan un gradiente hidromorfológico debido a influencias naturales o antropogénicas (Ortíz-Fernández, 2017), que tienen como resultado una simplificación de la estructura geomorfológica y, por lo tanto, una reducción o cambios en la biodiversidad (Xia *et al.*, 2010). Así mismo, causan una degradación sustancial del hábitat y reducen el valor del estado ecológico de las comunidades desarrolladas en el sistema (Matousková y Dvorák, 2011). Para poder evaluar las condiciones de la hidromorfología en sistemas lóticos se han desarrollado diferentes métodos; por ejemplo, Barbour *et al.* (1999) diseñaron un protocolo para estimar el grado de alteración de la hidromorfología (*calidad hidromorfológica*). El protocolo toma en cuenta diez criterios, que se califican en un tramo representativo del río (Tabla 1) y son integrados en cuatro categorías de calidad hidromorfológica (óptima, subóptima, marginal y pobre).

**Tabla 1.** Criterios considerados para la evaluación de la calidad hidromorfológica.

Criterios	Parámetros evaluados
<p><b>Sustrato disponible para la epifauna.</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Se refiere a la cantidad y variabilidad de sustratos disponibles para el asentamiento de macroinvertebrados, como presencia de guijarros, rocas grandes, árboles, troncos o ramas caídos.</li> <li>• Dichos sustratos funcionan como refugios, puntos de alimentación o sitios desove y crianza de la macrofauna acuática.</li> </ul>

<b>Criterios</b>	<b>Parámetros evaluados</b>
<b>Embebimiento.</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Considera la cantidad de sustrato que se encuentra cubierto por partículas finas (limo, arena o lodo) o por algas filamentosas.</li> <li>• Conforme las rocas sean cubiertas; el área superficial disponible para macroinvertebrados y peces será menor.</li> </ul>
<b>Régimen de velocidad y profundidad.</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Se refiere a la presencia de cuatro patrones de velocidad/profundidad: suave-somero, suave-profundo, rápido-somero y rápido-profundo.</li> <li>• El desarrollo de estos cuatro patrones se relaciona con la capacidad del sistema para proveer y mantener un ambiente acuático estable.</li> </ul>
<b>Depósito de sedimento.</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Califica la acumulación anómala de sedimentos.</li> <li>• Niveles altos de depósito de sedimento son indicadores de cambios ambientales inestables y continuos, que se tornan inadecuados para muchos organismos.</li> </ul>
<b>Estatus de flujo.</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Considera la forma de cómo la corriente tiene contacto con la zona de ribera.</li> </ul>
<b>Alteraciones del canal.</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Se consideran aquellas evidencias de modificaciones y/o alteraciones en el canal como resultado de obras construidas por el hombre.</li> </ul>
<b>Frecuencia de meandros.</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Considera la secuencia de meandros, así como la heterogeneidad presente en el sistema.</li> <li>• Un alto grado de heterogeneidad provee diversos hábitats y el sistema es capaz de tolerar fluctuaciones de agua debido a las tormentas.</li> </ul>
<b>Estabilidad de los bancos</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Corresponde a la proporción que ocupan las evidencias de erosión (o existencia de erosión potencial). La erosión incluye: derrumbes, bancos sin vegetación, raíces de árboles y suelo expuestos.</li> <li>• Bancos erosionados indican problemas de sedimentación y depósito, lo cual sugiere una escasez de cobertura y de aportes de materia orgánica.</li> </ul>
<b>Protección vegetal del banco</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Considera la cantidad de protección vegetativa establecida al banco del río y a la porción cercana al río de la zona riparia.</li> <li>• Provee información sobre la capacidad del banco para resistir erosión.</li> </ul>
<b>Ancho de la zona vegetativa de ribera</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Medición del ancho de la vegetación natural desde el borde del banco a través de la zona de ribera.</li> </ul>

Criterios	Parámetros evaluados
	<ul style="list-style-type: none"> <li data-bbox="649 220 1383 350">• Dicha zona funciona como amortiguador de contaminantes, controla la erosión y proporciona hábitats y entradas de nutrientes al sistema.</li> </ul>

Por otra parte, los indicadores físico-químicos son los más utilizados para la evaluación de la calidad del agua, especialmente los que están basados en la composición química (Alba-Tercedo, 1996). Dentro de estos indicadores, la DMA establece que para realizar la evaluación de la calidad del agua se deben tomar en cuenta la temperatura, oxígeno disuelto, pH y concentración de nutrientes. La temperatura y la luz son dos factores que determinan los procesos de fotosíntesis y que dependen a su vez de la latitud, altitud y regionalidad del sistema acuático (Gómez *et al.*, 2014). Así mismo, la temperatura se encuentra estrechamente relacionada con las concentraciones de oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno (DBO) (Peña *et al.*, 2006), disponibilidad de nutrientes y la tasa de descomposición de materia orgánica, los cuales afectan la estructura y función de las comunidades bióticas (Gómez *et al.*, 2014). Por último, las concentraciones de nutrientes dependen principalmente de la geología de la cuenca de captación, la cual, determina los nutrientes disponibles y limitantes en cada sistema (Steinman y Muholland, 1996; en Salinas-Camarillo, 2018), así como el aporte externo de nutrientes debido a descargas de aguas domésticas, industriales o agrícolas (Perdomo *et al.*, 2001; Peña *et al.*, 2006). De manera particular, el fósforo y el nitrógeno se consideran como los nutrientes más importantes para las comunidades de algas en estos ecosistemas al modificar las tasas de productividad primaria; naturalmente varían en función de los cambios estacionales, en particular por el régimen fluvial, el aporte de agua subterránea y a la actividad biológica y humana (Steinman y Muholland, 1996; en Salinas-Camarillo, 2018).

Debido a los constantes gradientes que se desarrollan en los sistemas lóticos, la vulnerabilidad de las especies ante estos gradientes no es uniforme, depende de la capacidad de estas para responder y adaptarse al medio; por lo que es necesaria una evaluación ambiental integral con el fin de obtener la información relevante que permita detectar de manera temprana las alteraciones que podrían afectar negativamente a las poblaciones, especies o ecosistemas (González y Vallarino, 2014) y es por ello que se ha planteado la integración de indicadores biológicos como una propuesta de un análisis integrativo.

Los indicadores biológicos se definen como aquellos organismos que por sus características (sensibilidad a las perturbaciones ambientales, distribución, abundancia, estrategias de dispersión y reproducción) pueden ser usadas como estimadoras del estatus de condiciones ambientales de interés que resultan difíciles, inconvenientes o costosas de medir directamente (Heink y Kowarik, 2010). Para que un organismo pueda emplearse como indicador, se debe cumplir con lo estipulado en la Tabla 2 (González y Vallarino, 2014):

**Tabla 2.** Características que debe cumplir un organismo indicador.

A) Contar con una tolerancia reducida respecto a uno o más factores ambientales.
B) Ser sensible para advertir alteraciones del ambiente.
C) Capacidad de advertir no solo alteraciones del taxón mismo, sino del ecosistema.
D) Indicar directamente la causa del disturbio en vez de la existencia del cambio.
E) Presentar baja movilidad que facilite conocer el origen del disturbio.
F) Resistentes para poder manipularlos, transportarlos y analizarlos.
G) Presentar amplia distribución que permita comparar entre distintas poblaciones.

Aunque todo organismo puede actuar como indicador de las condiciones del medio en el cual se desarrolla (Ospina y Peña, 2004), la estrategia ideal para el uso de indicadores biológicos involucra la combinación de distintas comunidades que presenten varios niveles de sensibilidad que permita estimar el grado de perturbación en la biota y en el ecosistema por acción humana o natural (González-Valdivia *et al.*, 2011). Los grados de perturbación en un sistema acuático pueden reflejarse a través de la modificación de la estructura poblacional, la aparición y proliferación de especies relacionadas con determinados aportes y la desaparición relativamente rápida y gradual de la totalidad o parte de la población inicial o nativa (Ospina y Peña, 2004). Es por esto, que diferentes grupos biológicos de pueden ser empleados como indicadores de la calidad ecológica del ecosistema. Dentro de los sistemas acuáticos, se han considerado a las algas bentónicas (algas macroscópicas), diatomeas epilíticas y ensambles de macroinvertebrados bentónicos, los cuales, están estrechamente relacionados con la hidromorfología y elementos físicos y químicos que sostienen a las comunidades bióticas (Mancini, 2006).



## 1.2 Algas como bioindicadores

Las algas son buenos indicadores de las condiciones del ecosistema debido a que presentan respuestas rápidas en cuanto a composición de especies y densidades dentro de un amplio rango de condiciones del agua, sumadas a cambios en la química del agua (Bruun, 2012). Su uso como bioindicadores en sistemas lóticos se ha concentrado particularmente en organismos bentónicos, debido a la poca adaptabilidad que tienen los organismos planctónicos ante condiciones de flujo de agua en los ríos (Bellinger y Sigee, 2015). Dentro de las ventajas de utilizar a las algas bentónicas como bioindicadores destacan que son organismos sésiles y no pueden evadir algún tipo de perturbación por lo que, deben tolerar las condiciones del entorno, los diferentes grupos algales presentan distintos tiempos de respuesta por lo que se pueden observar a corto y largo plazo, presentan tolerancias ambientales y preferencias específicas para cada especie que están relacionadas con la química del agua (como concentración de nutrientes, salinidad, pH, contaminación orgánica, herbicidas, etc.) y generalmente son diversas en especies y compactas espacialmente, es decir, un área mínima de sustrato puede soportar cientos de especies, cada una con requerimientos ambientales específicos; por lo tanto, representan un sistema amplio en información para el monitoreo ambiental (Stancheva y Sheath, 2016).

Las algas bentónicas (macro y micro) presentan diferentes adaptaciones morfológicas, funcionales, de reproducción y diferentes estrategias ecológicas que han desarrollado para colonizar sistemas lóticos (Borges y Necchi, 2006; Rodríguez-Flores y Carmona, 2018), algunas de estas adaptaciones y estrategias se mencionan en la Tabla 3:

**Tabla 3.** Adaptaciones morfológicas, funcionales, reproductivas y ecológicas de algas bentónicas.

Filo	Estrategias	Uso como bioindicador
Cyanoprokaryota	Alta tolerancia a condiciones extremas como radiación UV, desecación y estrés hídrico (Whitton y Potts, 2000).	Pueden ser indicadores de sistemas eutrofizados (Bellinger y Sigee, 2015).
	Desarrollo de estructuras mucilaginosas de fijación (Scott y Marcarelli, 2012).	Algunos taxa pueden ser indicadoras de buena calidad de agua (Mateo <i>et al.</i> , 2015), como el género <i>Rivularia</i> (Douterelo <i>et al.</i> , 2004).
	Capacidad de fijar N <sub>2</sub> atmosférico a través de células diferenciadas llamadas heterocitos (Loza, 2011).	
	Formación de estructuras de resistencia (Loza, 2011).	Especies del género <i>Calothrix</i> son indicadores de sistemas con bajos niveles de nutrientes (Douterelo <i>et al.</i> , 2004).

Filo	Estrategias	Uso como bioindicador
	Desarrollo de células de reproducción y distintas formas de división celular (Komárek y Anagnostidis, 2005; Oliva y Garduño, 2017).	Indicadores de altos niveles de contaminación orgánica (Necchi <i>et al.</i> , 1994), por ejemplo algunas especies del género <i>Oscillatoria</i> (Douterele <i>et al.</i> , 2004).
<b>Chlorophyta</b>	<p>Tolerancia a condiciones de acidez y alcalinas (Bellinger y Sigee; 2015).</p> <p>Mecanismos de presión osmótica ante cambios drásticos de salinidad (Bellinger y Sigee; 2015).</p> <p>Desarrollo de estructuras celulares resistentes (Bellinger y Sigee; 2015).</p> <p>Tolerancia ante alta intensidad lumínica (Branco <i>et al.</i>, 2009; Krupek y Branco, 2012).</p>	<p>Algunos géneros como <i>Chlorella</i>, tienen la capacidad de cambiar su forma de nutrición de autótrofo a heterótrofo (Bellinger y Sigee; 2015) con lo cual se puede inferir el estado trófico del sistema.</p> <p>Algunos miembros del género <i>Cladophora</i> son utilizados como indicadores de sistemas eutróficos (Bellinger y Sigee; 2015).</p> <p>Géneros como <i>Nitella</i> y <i>Chara</i> resultan indicadores de hábitats alcalinos (Bellinger y Sigee; 2015).</p> <p>Indicadores de fuentes de nutrientes específicos (p.e. <i>Enteromorpha intestinalis</i> es indicador de fuentes de nitrógeno) (Cohen y Fong, 2005).</p> <p>Detección de contaminación por metales pesados (Rybak <i>et al.</i>, 2012).</p>
<b>Rhodophyta</b>	Meiosis somática como estrategia de reproducción (Carmona-Jiménez y Beltrán, 2007).	<p>Indicadores de sistemas con buena calidad de agua (p.e <i>Hildenbrandia rivularis</i>) (Palmer, 1962; de la Lanza-Espino y Pulido, 2000) y de condiciones mesotróficas (p.e. <i>Calaglossa leprieurii</i> y <i>C. ogasawaraensis</i>) (Chankaew <i>et al.</i>, 2015).</p> <p>Sitios relativamente poco perturbados (Necchi, 2016).</p> <p>Baja concentración de iones y aguas bien oxigenadas (Rossignolo y Necchi, 2016).</p> <p>Pulsos de nutrientes (Horrocks <i>et al.</i>, 1995).</p>
<b>Bacillariophyta</b>	<p>Pared celular que les confiere un menor gasto energético (Bellinger y Sigee; 2015).</p> <p>Presentes en todo tipo de sistemas acuáticos.</p>	<p>Contaminación orgánica (Lobo <i>et al.</i>, 2014).</p> <p>Eutrofización (Lobo <i>et al.</i>, 2014).</p>

<b>Filo</b>	<b>Estrategias</b>	<b>Uso como bioindicador</b>
	Facilidad para adherirse al sustrato (Ramírez y Plata-Díaz, 2008).	Contaminación por metales pesados (Lobo <i>et al.</i> , 2015).
	Desarrollo de mucilago para contrarrestar el efecto de la corriente (Ramírez y Plata-Díaz, 2008).	Acidificación y cambios climáticos (Van Dam <i>et al.</i> , 1994).
	Tasas de reproducción rápidas (Chen <i>et al.</i> , 2016).	Cambios en balance oxigénico (Van Dam <i>et al.</i> , 1994).
		Indicadores de pH en el sistema (Van Dam <i>et al.</i> , 1994).
		Salinidad (Van Dam <i>et al.</i> , 1994).

### 1.3 Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores (MIBs)

Se entiende por macroinvertebrados bentónicos (MIBs) aquellos organismos que habitan en el lecho fluvial o parte de él y que alcanzan un tamaño superior a 0.2 mm, lo que los hace visibles a simple vista (Alonso y Camargo, 2005). Han sido ampliamente utilizados como buenos indicadores de impactos producidos por sólidos en suspensión en Sudamérica (Fossati *et al.*, 2001)

Este ensamble posee una alta variedad de adaptaciones morfológicas y de comportamiento para poder aprovechar los diferentes recursos tróficos que ofrece un ecosistema fluvial (Alonso y Camargo, 2005). Sin embargo, debido a que la mayoría de los invertebrados acuáticos presenta más de un tipo de alimentación durante su ciclo de vida, se ha propuesto una manera más útil de englobar las formas de alimentación en categorías denominadas grupos funcionales alimenticios (Voshell, 2002; Hershey *et al.*, 2010; Tabla 4).

**Tabla 4.** Descripción de grupos funcionales alimenticios de macroinvertebrados bentónicos.

<b>Grupo funcional</b>	<b>Descripción</b>
<b>Trituradores</b>	Ingieren materia orgánica particulada gruesa (hojarasca descompuesta, tejido de macrófitas o madera muerta).
<b>Depredadores</b>	Se alimentan de otros animales vivos.
<b>Recolectores</b>	Consumen materia orgánica particulada fina descompuesta.
<b>Filtradores</b>	Colectan materia orgánica particulada fina de la columna de agua.
<b>Raspadores</b>	Ingieren perifiton.

Por otro lado, se han designado diferentes estrategias y usos de bioindicación a las familias de macroinvertebrados acuáticos (Tabla 5).

**Tabla 5.** Estrategias de MIBs y algunos usos como bioindicadores.

<b>Orden</b>	<b>Grupo Funcional*</b>	<b>Estrategias</b>	<b>Uso como bioindicadores</b>
Ephemeroptera	Re, Ra, Fi.	Mecanismo de respiración cutánea o por agallas que requieren de aguas bien oxigenadas (Resh y Solem, 2008).	Sensibles a fuentes de contaminación (Voshell, 2002).
Odonata	De.	Adaptadas para colonizar sustratos firmes o blandos (Voshell, 2002).	Contaminación orgánica (Voshell, 2002).  Concentraciones bajas de oxígeno (Voshell, 2002).
Hemiptera	De.	Mecanismo de respiración que no depende del oxígeno disuelto (Voshell, 2002).	Alta salinidad (Voshell, 2002). Aguas muy contaminadas (Voshell, 2002).
Coleoptera	Re, Fi, Ra, De.	Algunas familias pueden presentar adaptaciones para obtener oxígeno directamente de la atmósfera. Por lo que, la reducción de oxígeno disuelto no los afecta (Edegbene y Arimoro, 2012).	Sensibles a contaminación, perturbaciones o estrés antropogénicos (Voshell, 2002).  Indicador de aguas relativamente limpias (Edegbene y Arimoro, 2012).
Diptera	Re, Fi, Ra, Tr, De.	Presencia de pigmentos de hemoglobina que les permite adaptarse a bajas concentraciones de oxígeno (Resh y Solem, 2008).	Tolerantes a contaminación y a estrés ambiental (Voshell, 2002).  Sin embargo, algunas familias pueden ser sensibles a la contaminación (Voshell, 2002).

<b>Orden</b>	<b>Grupo Funcional*</b>	<b>Estrategias</b>	<b>Uso como bioindicadores</b>
Trichoptera	Tr, Re, Fi, Ra, De.	Rasgos fisiológicos que les permiten tolerar cambios de temperatura (Hering <i>et al.</i> , 2009).	Tolerantes a contaminación y estrés ambiental (Voshell, 2002).  Indicadores de flujo fuerte de agua (Edegbene y Arimoro, 2012).

\*El grupo funcional varía de acuerdo con la familia.

Re: recolectores, Ra: raspadores, Fi: filtradores, De: depredadores, Tr: trituradores.

Esta alta diversidad taxonómica, de tipos de alimentación y de diferentes ciclos de vida hacen de los MIBs un buen indicador de la calidad ecológica de los ríos, ya que ofrecen un amplio espectro de respuestas a las diferentes perturbaciones ambientales (Alonso y Camargo, 2005). Para estos organismos se usa de forma habitual el nivel taxonómico de familia como indicador de las condiciones ambientales y de la estructura de la comunidad, a pesar de que este nivel taxonómico se ha considerado de poca resolución para reflejar cambios en el sistema, se utiliza de manera global (Carvacho-Aránguiz, 2012), ya que proporciona una buena interpretación general de la calidad ecológica de un sistema fluvial (Figuroa *et al.*, 2007).

Un elemento importante acerca de la evaluación del estado ecológico de los sistemas acuáticos, es la evaluación de los efectos de las actividades o perturbaciones humanas (Stoddard *et al.*, 2006). La aproximación del establecimiento de condiciones de referencia hace énfasis a las condiciones del sistema en ausencia de perturbaciones humanas y sirve como punto de comparación con los sitios a evaluar. Estas condiciones de referencia son el reflejo de la integración de atributos biológicos y ambientales, que en su conjunto corresponden a un estado con bajos grados de perturbación humana (Stoddard *et al.*, 2006).

## 2. ANTECEDENTES

A lo largo del tiempo, los ecosistemas sufren constantemente modificaciones graduales en sus características físicas, químicas y biológicas que en conjunto con otras fuerzas como la selección natural y la selección sexual, modelan una y otra vez su identidad. Sin embargo, el impacto de las actividades humanas y los efectos del cambio global, han ocasionado alteraciones drásticas sobre dichos ecosistemas en periodos cortos, lo que impide que los organismos se adapten y como consecuencia, se extingan (González y Vallarino, 2014).

Correspondiente con los estudios de bioindicadores utilizando a las algas en diferentes cuencas de México, en el río Magdalena, ubicado en la Ciudad de México, Carmona-Jiménez *et al.* (2016) caracterizaron el valor indicador ecológico de las algas bentónicas en una corriente urbana. Se reconocieron tres categorías de sitios: el primer grupo fue valorado como de referencia de condiciones oligotróficas con especies de *Encyonema silesiacum*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula cryptocephala*, *Planothidium lanceolatum*, *Vaucheria bursata*, *Placoma regulare* y *Nostoc parmelioides*. El segundo grupo se caracterizó por presentar especies tolerantes al incremento de nutrientes. Y el tercer grupo presentó especies con una amplia tolerancia a la contaminación como *Fistulifera saprophila*, *Nitzschia minuta*, *Nitzschia palea*, *Nitzschia recta* y *Phormidium autumnale*. La aplicación del valor indicador de especies permitió establecer los sitios de referencia y los que son alterados por actividades humanas.

Osorio (2018) realizó la evaluación de la calidad del agua en la subcuenca del Río Temascaltepec, Estado de México utilizando parámetros físicos, químicos y biológicos (macroalgas y macroinvertebrados). Las algas presentaron mayor diversidad en el época de secas frías, ya que estuvo correlacionada con bajas temperaturas. A manera de conclusión, la calidad del agua de la subcuenca presentó baja calidad debido a los aportes de aguas residuales del centro urbano del municipio de Temascaltepec.

Segura-García y colaboradores (2012) utilizaron a las diatomeas epífitas de la cuenca alta del río Lerma, México como indicadores de la calidad del agua. El río Lerma fue caracterizado como un sistema muy contaminado y eutrofizado por la dominancia de especies características de aguas ricas en materia orgánica como *Nitzschia capitellata*, *N. amphibia*,

*N. umbonta*, entre otras. Dichas perturbaciones se deben a las descargas de aguas residuales provenientes del sector industrial, agricultura y actividades humanas.

Referente a la cuenca de México, Salinas-Camarillo (2018) realizó la evaluación de la calidad ecológica de 11 ríos a partir de la caracterización de las diatomeas epilíticas y de su valor indicador, en conjunto con la caracterización físico-química e hidromorfológica. Se identificaron 450 especies en 38 localidades, las cuales respondieron principalmente al incremento de nutrientes y a la alteración de la calidad hidromorfológica. De las 38 localidades muestreadas, se reconocieron 11 con buena calidad.

Por otra parte, el uso de macroinvertebrados como indicadores, también ha sido desarrollado en diferentes partes de México. Uno de estos estudios corresponde a las cuencas Copalita, Zimatán y Coyula, ubicadas en el estado de Oaxaca, Barba-Álvarez y colaboradores (2013) realizaron la aplicación del índice biótico de Hilsenhoff (IBH) utilizando a los macroinvertebrados bentónicos para detectar contaminación en ríos con buena velocidad de corriente y sustrato constituido principalmente por rocas y grava. Dicho estudio catalogó a los ríos como sistemas de muy buena calidad tanto en partes altas como bajas de cada cuenca.

En los ríos el Sordo y Hueyapan, Veracruz, Saldaña-Fabela *et al.* (2001) realizaron un estudio con el Índice de Comparación Secuencial (ICS) aplicado a macroinvertebrados bentónicos. El ICS clasificó al río Sordo con niveles de contaminación significativos. Por el contrario, el río Hueyapan se clasificó como un sistema de buena calidad. Con la identificación de los macroinvertebrados se pudieron determinar las diferencias en la calidad del agua entre ambos ríos, mientras que con los análisis físicos y químicos estas diferencias no fueron detectables.

Para el caso de la subcuenca del río El salto se tienen registros de diversos trabajos acerca de la ficoflora presente en distintos puntos de la cuenca del Pánuco. Carmona-Jiménez y Montejano-Zurita (1993), presentaron un estudio florístico en manantiales de la Huasteca Potosina. Reportando 67 especies algales asociándolas con diferentes factores y parámetros ambientales como iluminación y velocidad de corriente, demostrando que la estabilidad de dichos elementos es determinante en las asociaciones características de este tipo de ambientes. Asimismo, se encuentran reportadas 68 especies algales localizadas en pozas y cause del río El Salto, las cuales reflejan un cambio en las formas de crecimiento con respecto a la época del año siendo la clase Bacillariophyceae la más abundante (Cantoral-Uriza y

Montejano-Zurita, 1993). Asimismo, Cantoral (1993) aporta un estudio sobre la ecología de algas en el sistema hidrológico El Salto. El inventario comprendió un total de 129 taxa con diversas formas de crecimiento de cada una de las especies. Posteriormente, Cantoral (1997) abordó de manera particular el estudio de las diatomeas (Bacillariophyceae) en los ríos de la Huasteca, debido a que son un grupo algal con una amplia diversidad y distribución en todos los cuerpos de agua de la cuenca. Por lo que se identificaron 128 taxa de diatomeas pertenecientes a 15 localidades de la zona de estudio, tanto en afluentes primarios como colectores principales.

Se tiene registro acerca de la distribución y taxonomía de las Cladophorales (Chlorophyta) en la región de la Huasteca Potosina, abarcando muestras de ambientes lóticos (ríos, arroyos, manantiales y cascadas), de las cuales, se identificaron 21 taxa de Cladophorales distribuidos en diferentes localidades de México y en la región de la Huasteca Potosina (Meave, 1997).

Se tiene información de las algas rojas de aguas continentales en la región central de México (Carmona-Jiménez y Beltrán-Magos, 2007), la cual, proporciona claves de identificación y aspectos ecológicos y de distribución de organismos recolectados en la cuenca del Pánuco, Balsas y Papaloapan.



### **3. JUSTIFICACIÓN**

El estudio de la estructura y dinámica de los ensambles algales bentónicos y los ensambles de macroinvertebrados bentónicos en sistemas lóticos de regiones tropicales es complejo de modelar debido a la interacción entre variables geomorfológicas (origen calcáreo), hidrológicas (marcada temporada de lluvias y secas) y perturbación humana (región agrícola y urbana) que influyen en la dinámica trófica y los ciclo de nutrientes. La región del río El Salto presenta dichas características e infiere que los organismos que se desarrollan en estos sitios, deben presentar adaptaciones particulares y distintos niveles de tolerancia a la perturbación humana. Por lo que, analizar la relación entre los factores de perturbación y el estado ecológico permitirá conocer el estado de conservación y deterioro de este sistema lótico.

### **4. PREMISAS DE INVESTIGACIÓN**

Las condiciones de referencia en la cuenca del río el Salto estarán relacionadas con ríos cálidos, aguas mineralizadas, velocidad de corriente elevada y baja concentración de nutrientes y materia orgánica.

La riqueza y diversidad acuática (macroalgas, diatomeas y macroinvertebrados) presentará una distribución vertical diferencial a lo largo del río relacionada con cambios en los parámetros físicos, químicos e hidromorfológicos: ríos de orden menor con agua oligotrófica en el nacimiento, y ríos de orden mayor con un incremento de materia orgánica y nutrientes río abajo.

Cambios en la estructura del río o la presencia de nutrientes en alta concentración tendrán una relación en cambios en la estructura y la caracterización de especies indicadoras.

## **5. OBJETIVOS**

### **5.1 Objetivo General**

Evaluar el estado ecológico del río El Salto , S.L.P. a través del valor indicador de las macroalgas bentónicas, diatomeas epilíticas y ensambles de macroinvertebrados bentónicos.

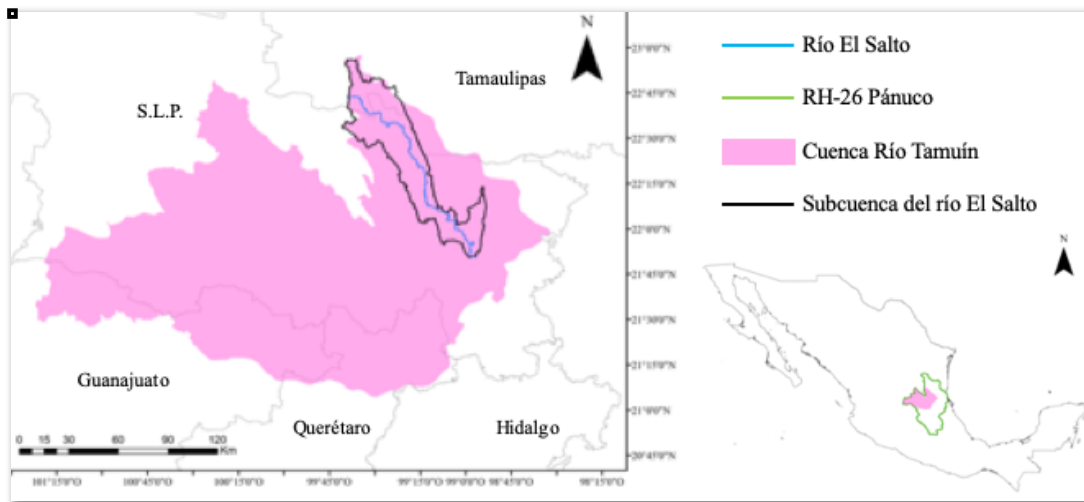
### **5.2 Objetivos Particulares**

- a) Caracterizar la calidad del componente abiótico a través de la evaluación hidromorfológica y la caracterización fisico-química del agua.
- b) Establecer el valor potencial de las macroalgas y diatomeas epilíticas como indicadores bióticos, así como de los ensambles de macroinvertebrados bentónicos.
- c) Analizar la relación de los factores de perturbación humana y del estado ecológico para determinar las condiciones de referencia y los cambios más importantes que alteran al ecosistema de ribera.

## 6. ÁREA DE ESTUDIO

### 6.1 Caracterización de la Región Hidrológica 26-Pánuco y Cuenca Hidrológica Río Tamuín

El río el Salto se encuentra ubicado en el estado de San Luis Potosí, dentro de la Región Hidrológica 26-Pánuco (RH-26), la cual se considera como una de las regiones más importantes por su escurrimiento, ya que en esta zona se genera una amplia red fluvial (INEGI, 2002) (Figura 1). El Salto forma parte de la Cuenca Río Tamuín, la cual se localiza en la porción sur y oriente de la RH-26 y es la cuenca de mayor extensión, cubriendo una superficie equivalente al 38.9% del territorio potosino. Se le considera como la cuenca que más aportación de aguas superficiales ofrece, ya que cuenta con una compleja red fluvial. La topografía accidentada de la región huasteca origina saltos de agua o cascadas, de las cuales, las caídas de agua de El Salto y Micos se aprovechan para generar energía eléctrica (INEGI, 2002) (Figura 1).



**Figura 1.** Ubicación geográfica de la Región Hidrológica 26, Cuenca del Río Tamuín y Subcuenca del río El Salto.

Debido a lo extenso de esta cuenca, presenta variaciones notables en las condiciones climáticas, registra una temperatura media anual de 12° a 18°C al sur de la ciudad de San Luis Potosí, con incremento hacia la zona de la huasteca hasta alcanzar los 26°C, mientras que la precipitación total anual oscila de la misma manera, variando de 400 a 1500 mm, aun cuando se registran valores de 2500 mm en las inmediaciones de El Naranjo y en los límites

con la cuenca Río Moctezuma (INEGI,2002). La zona de estudio es una región cárstica, donde predominan rocas calizas, por lo que se observa una gran cantidad de carbonatos disueltos en el agua del río (Cantoral-Uriza, 1997).

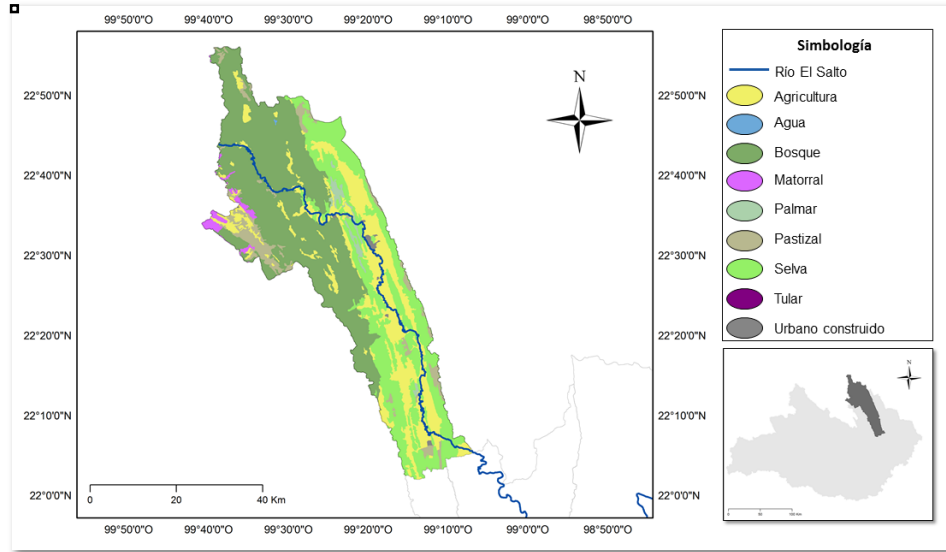
El río El salto se origina a 8 km al sureste de Tula, Tamaulipas, como continuación del río Naranjos. Este sistema es un importante afluente del río Tampaón, que es el colector principal en la cuenca baja del río Pánuco (Cantoral-Uriza y Montejano-Zurita, 1993) y se clasifica como una corriente de sexto orden debido a la cantidad de afluentes que llegan a la corriente principal. El sistema abarca las subcuencas Río de los Naranjos y Río Valles (INEGI, 2010) por lo que, a pesar de ser la misma corriente hidrológica, suele cambiar su nombre de acuerdo a la subcuenca.

## **6.2 Descripción de las subcuencas Río de los Naranjos y Río Valles**

### *6.2.1 Subcuenca Río de los Naranjos*

La subcuenca del Río de los Naranjos cuenta con una superficie de 5,172.5 km<sup>2</sup>. Predomina el clima semicálido subhúmedo con lluvias en verano [(A)C(m)] y una precipitación anual promedio de 1500-2000 mm. El tipo de suelo dominante es el litosol, el cual se caracteriza por presentar una textura media y su permeabilidad varía de alta a media, dependiendo de su contenido de materia orgánica y de arcilla, su espesor es menor a 10 cm; limitado por una roca madre que dificulta la penetración de raíces (Plan de Gestión Integral Cuenca del Río Valles, 2008).

Dentro de la subcuenca predominan áreas con vegetación natural, como bosque de encino y mesófilo de montaña, así como de selva baja caducifolia y selva mediana subperennifolia. Las áreas destinadas para agricultura ocupan el 15% del territorio total de la subcuenca (Figura 2) (INEGI, 2016).



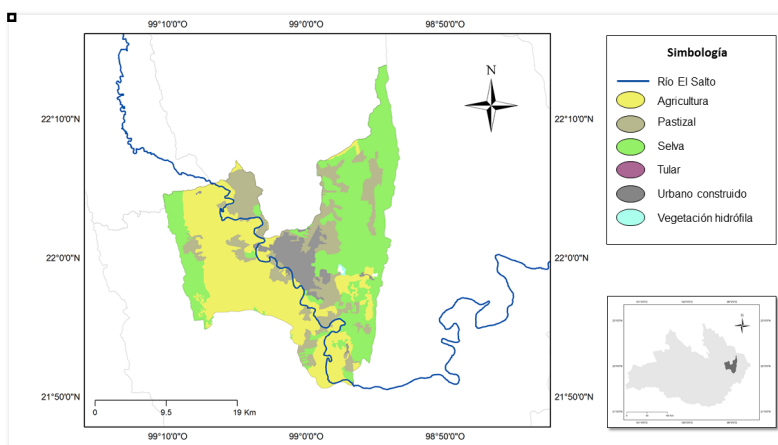
**Figura 2.** Uso de suelo y vegetación de la subcuenca Río de los Naranjos (Serie VI).

Las actividades que se desarrollan dentro de la subcuenca pertenecen al gremio agropecuario, a pesar de que predominan las áreas de vegetación natural, existen muchas zonas dedicadas a la agricultura de caña de azúcar, frijol y maíz, así como a la cría de ganado bovino y porcino. Así mismo, se localizan sitios donde la actividad turística es considerable como las cascadas de Minas Viejas, El Meco y El Naranjo, los cuales se ven modificados de manera estructural, lo que perturba la dinámica natural del sistema, así como las zonas de ribera (INAFED, 2010). Uno de los aspectos a considerar es la implementación de una central hidroeléctrica ubicada en el municipio de El Naranjo (entre los límites de San Luis Potosí y Tamaulipas), la cual, aprovecha las aguas del río El Salto para su operación. Estas actividades modifican la naturalidad del sistema desde la parte alta-media de la subcuenca (Plan de Gestion Integral Cuenca del Río Valles, 2008).

### 6.2.2 Subcuenca del Río Valles

Cuenta con una extensión de 550 km<sup>2</sup> donde predomina un clima cálido subhúmedo con lluvias en verano (Aw1) y una precipitación anual promedio de 800-1200 mm. Los suelos dominantes en la subcuenca corresponden a redzina, el cual se desarrolla sobre roca caliza, y vertisol pélico el cual se caracteriza por presentar un alto porcentaje de material arcilloso y muy baja permeabilidad (INEGI, 2004).

A diferencia de la subcuenca Río de los Naranjos, las áreas destinadas para la agricultura son más evidentes, ocupando 36% de la superficie total, debido a que el río, en esta zona, presenta la mayor esorrentía fluvial. Del mismo modo se pueden localizar áreas de vegetación nativa; únicamente de selva baja caducifolia. Otro aspecto importante es que se presenta un mayor porcentaje de asentamientos humanos en el centro de la subcuenca, los cuales, podrían tener cierta repercusión en la dinámica del río (Figura 3) (INEGI, 2016).

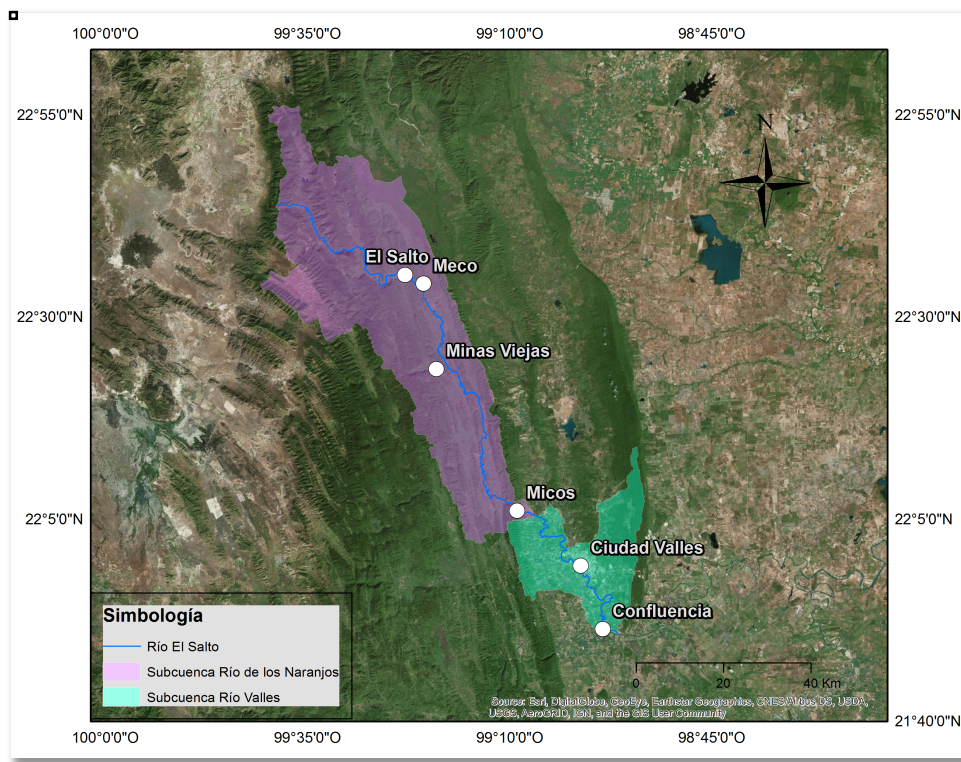


**Figura 3.** Uso de suelo y vegetación de la subcuenca Río Valles (Serie VI).

Dentro de las actividades que involucran el uso del sistema hídrico, el aumento de zonas de agricultura tiene un impacto importante, particularmente de cultivos de caña ya que, se extrae agua del sistema para “riegos de auxilio” (generalmente en época de estiaje) en áreas de cultivos, lo cual puede reducir la disponibilidad hídrica teórica, sumado a problemas de contaminación de cuerpos de agua por la descarga a estos de esorrentía fluvial con agroquímicos (Plan de Gestión Integral Cuenca del Río Valles, 2008). El crecimiento industrial y el aumento de población urbana en la subcuenca, ha generado la contaminación del río debido a las descargas de aguas residuales sin tratamiento. Esto se puede observar en las inmediaciones de la planta de tratamiento Birmania, lugar donde se descargan las aguas residuales de la cabecera de Ciudad Valles, donde los niveles de DBO, DQO y coliformes rebasan los niveles permitidos por la Norma Oficial Mexicana, clasificándolo como un cuerpo acuático fuertemente contaminado (Plan de Gestión Integral Cuenca del Río Valles, 2008).

### 6.3 Sitios de muestreo

La longitud del río considerada para el presente estudio, es de 209 km en donde se pueden localizar distintos tipos de uso de suelo y vegetación, por lo que se puede apreciar un gradiente de condiciones ambientales a lo largo del cauce. Se seleccionaron 6 sitios de muestreo, de los cuales, 4 se encuentran en la subcuenca Río de los Naranjos y los 2 restantes en la subcuenca Río Valles (Figura 4). Así mismo, dentro de cada sitio de muestreo se presentaron diversos tipos de microhábitats que sirven como nichos potenciales para el establecimiento de organismos (Tabla 6).



**Figura 4.** Ubicación de los sitios de muestreo dentro de las subcuencas Río de los Naranjos y Río Valles.

**Tabla 6.** Características físicas y geográficas de los sitios de muestreo.

Localidad	Ubicación	Altitud (m s.n.m.)	Uso de suelo y vegetación (INEGI, 2016)	Ambiente	Subcuenca
El Salto	22°55'09.4" N 99°22'57.0" O	406	-Selva mediana subperennifolia.	Cascadas, pozas, zonas de deslizamiento.	Río de los Naranjos.

<b>Localidad</b>	<b>Ubicación</b>	<b>Altitud (m s.n.m.)</b>	<b>Uso de suelo y vegetación (INEGI, 2016)</b>	<b>Ambiente</b>	<b>Subcuenca</b>
			-Agricultura temporal semipermanente.		
Meco	22°34'04.7" N 99°20'40.0" O	318	-Selva baja caducifolia.  -Zona urbana.	Zonas de deslizamiento.	
Minas Viejas	22°22'29.7" N 99°19'4.99" O	418	- Agricultura temporal semipermanente.  -Zona turística.	Cascadas, pozas, zonas de deslizamiento.	
Micos	22°05'59.7" N 99°09'04.9" O	118	-Selva baja caducifolia.  -Zona turística.	Cascadas, rápidos, pozas.	
Ciudad Valles	21°59'11.6" N 99°01'13.0" O	61	-Zona urbana.	Zona de deslizamiento, infraestructura.	
Confluencia (río Tamasopo)	21°51'18.1" N 98°58'28.8" O	90	-Agricultura de riego semipermanente.	Zona de deslizamiento.	Río Valles.



## 7. MATERIALES Y MÉTODO

Se realizaron 2 muestreos en época de secas durante el 2018 (mayo) y 2019 (marzo), debido a que se recomienda coleccionar en esta época al presentarse condiciones más estresantes en el sistema. Recomendación de coleccionar en secas. Se seleccionaron 6 sitios de muestreo a lo largo del eje longitudinal del río, comenzando en la localidad El Salto que se encuentra en la parte alta-media de la subcuenca hasta la zona urbana cercana a Ciudad Valles. En cada localidad se determinaron los siguientes parámetros físico-químicos: temperatura del agua ( $^{\circ}\text{C}$ ), iones de hidrógeno (pH), sólidos disueltos totales (SDT,  $\text{mg L}^{-1}$ ) y conductividad específica ( $\text{K}_{25}$ ,  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) con un medidor de conductividad marca Hanna, la velocidad de corriente ( $\text{m s}^{-1}$ ) con un medidor de corriente marca Gun Guard Plano, concentración de oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación de oxígeno (%) por medio de una sonda multiparamétrica marca Hach ( $\pm 0.01$ ). Para la determinación de nutrientes se tomaron por duplicado botes de agua con 500 ml y fueron almacenados a  $4^{\circ}\text{C}$  hasta su posterior procesamiento en laboratorio. El análisis se realizó por medio de técnicas colorimétricas con un espectrofotómetro marca Hach ( $\pm 1$ ). Los nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ), nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ), ortofosfatos ( $\text{PO}_4$ ) como fósforo soluble reactivo (FSR) y alcalinidad ( $\text{mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$ ) se realizaron siguiendo las recomendaciones del Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1995). Por último, se cuantificó la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) para estimar la cantidad de oxígeno que se requiere para estabilizar el carbono orgánico y con qué rapidez va a ser metabolizado por las bacterias presentes en el agua (Gómez *et al.*, 2014). Para el análisis de DBO se emplearon botellas tipo winkler con un oxímetro marca Hach, QH30D ( $\pm 0.01$ ). Los resultados se presentaron como porcentaje de déficit de oxígeno ( $\% \text{DO}_2$ ) para tener un valor del oxígeno que es utilizado para la descomposición de materia orgánica.

La calidad hidromorfológica se determinó a través del *Protocolo de Bioevaluación Rápida Para su Uso en Arroyos y Ríos* (Barbour *et al.*, 1999). El cual considera una caracterización física del sitio de estudio, parámetros de calidad del agua y una evaluación del hábitat del sistema acuático. Esta evaluación indica la categoría de conservación hidromorfológica del ecosistema en cada sitio de muestreo (óptima, subóptima, marginal y pobre).

Para el muestreo de los grupos biológicos, se siguieron distintos métodos. Las macroalgas bentónicas se recolectaron en un transecto longitudinal de 10 m a lo largo del río. Cada transecto incluyó 5 cuadrantes de 10 cm de radio (área de 314 cm<sup>2</sup>), en los que se reconoció y estimó la cobertura porcentual de los crecimientos algales visibles (Necchi *et al.*, 1995; Ramírez-Rodríguez *et al.*, 2007). En cada cuadrante se incluyó el tipo de sustrato (cantos rodados, plataforma, orgánico, etc.), la profundidad (cm), velocidad de corriente (m s<sup>-1</sup>) y porcentaje de iluminación. Los organismos recolectados fueron depositados en frascos y almacenados a una temperatura de 4°C para su posterior identificación en laboratorio. Se identificó el crecimiento visible y microalgas asociadas hasta la categoría taxonómica más baja posible. Una vez identificados los organismos, las muestras se fijaron con formol al 4% para una mejor preservación. Para la identificación de algas se utilizó literatura especializada que contempló caracteres morfológicos para identificar a los organismos hasta el menor nivel taxonómico posible como: Anagnostidis y Komárek (2005), Komárek (2013), Wher y Sheath (2003), Kumano (2002), Carmona-Jiménez (1997) y Hindák (2008) y artículos científicos particulares para cada taxa.

Para las diatomeas epilíticas se seleccionaron cinco sustratos duros estables situados en zonas sumergidas del lecho fluvial como rocas, cantos rodados, etc. de un tamaño mínimo de 10 x 10 cm, los cuales fueron cepillados únicamente del lado superior (evitando las superficies de erosión y sedimentación). Se tomó el cepillado de un área de 20 cm<sup>2</sup> por sustrato seleccionado, el cual, fue almacenado y fijado con etanol al 70% para conformar una muestra compuesta con un área de cepillado total del 100 cm<sup>2</sup> (European Commission, 2000).

La limpieza de los frústulos consistió en eliminar todo el contenido celular a través del método del peróxido de hidrógeno caliente (Kelly *et al.*, 2001). De cada muestra compuesta, se prepararon cinco laminillas que fueron montadas con resina Naphrax y etiquetadas con los datos de cada sitio. Las observaciones se realizaron con un microscopio óptico Olympus BX51 con contraste interferencial. Se obtuvieron fotografías con una cámara digital Olympus-DP12. Se tomaron en cuenta características morfológicas como forma y longitud de los ejes, forma de la valva, tipo de rafe, orientación y densidad de estrías, etc. para poder identificar a los organismos. En caso de que las claves requirieran mediciones de estructuras, estas se realizaron a través del programa ImageJ. Para realizar la determinación taxonómica de las especies de diatomeas se consultó literatura especializada como Krammer y Lange-

Bertalot (1988a), Krammer y Lange-Bertalot (1988b), Krammer y Lange-Bertalot (1991a), Krammer y Lange-Bertalot (1991b), Taylor *et al.* (2007), Wher y Sheath (2003), Salinas-Camarillo (2018), Cantoral-Uriza (1997), Metzeltin y Lange-Bertalot (1998), Metzeltin y Lange-Bertalot (2007), Metzeltin et al. (2005), Rumrich et al. (2000), Krammer (2003), Krammer (1997a, 1997b). En caso de no poder asignar con precisión el nombre de la especie a algunos de los organismos, se mantuvieron a nivel de género.

El conteo de valvas se realizó por recorridos transversales (Salinas-Camarillo, 2018) y se cuantificó un mínimo de 400 valvas por laminilla para la determinación de las abundancias relativas ( $P_i$ ) a través de la siguiente fórmula:

$$p_i = \frac{n_i}{n}$$

*Donde:*

$n_i$ : número de valvas de la especie  $x$ .

$n$ : número de valvas totales contadas.

Posteriormente se calculó una abundancia relativa promedio para cada sitio, aplicando la siguiente fórmula:

$$p_i = \frac{p_{i1} + p_{i2} \dots + p_{in}}{N}$$

*Donde:*

$p_{i1}$ : abundancia relativa de la especie 1 en la muestra.

$p_{i2}$ : abundancia relativa de la especie 2 en la muestra.

$N$ : número de especies.

Finalmente se obtuvieron los taxa sensibles o tolerantes seleccionando aquellas especies cuya abundancia relativa sea igual o mayor a la abundancia relativa promedio de cada sitio (especies abundantes). Estas especies proporcionaron información acerca del estado ecológico del sistema.

Por último, la colecta de macroinvertebrados bentónicos se realizó utilizando una red acuática en forma D, con una apertura de malla de 150  $\mu\text{m}$  y 30 cm de ancho. La captura fue

mediante la remoción mecánica del sedimento dentro del lecho del río realizando pateos del sustrato cerca de la red para poder remover a los organismos. Los organismos obtenidos de la captura, se depositaron en una charola de metal para poder ser separados y, posteriormente, ser depositados en recipientes de plástico con alcohol al 70% para su preservación. Además de coleccionar organismos provenientes del sedimento, se revisaron rocas y troncos de madera sumergidos con el propósito de localizar microhábitats que pudieran contener macroinvertebrados. Se recolectó, de ser posible, un mínimo de 100 organismos por sitio.

Para la identificación taxonómica se utilizó un microscopio estereoscópico marca Olympus y bibliografía especializada de macroinvertebrados acuáticos: Merritt et al. (2008), Bueno-Soria (2010), Voshell (2002) y Puig (1999); estas guías consideran caracteres morfológicos de cada orden de macroinvertebrados acuáticos para su determinación. Los organismos se clasificaron a nivel taxonómico de familia y se obtuvieron valores de abundancia y abundancia relativa, posteriormente se determinaron los grupos funcionales alimenticios a los que pertenecen (Merritt *et al.*, 2008),.

## **7.1 Análisis de datos**

Para realizar una primera agrupación de sitios de acuerdo a sus similitudes ambientales, se realizó un análisis de clasificación jerárquica (CAJ) mediante el método de Ward con distancias Euclidianas. Se incluyeron las variables ambientales que presentaron un coeficiente de variación mayor al 10% y fueron estandarizadas con la función  $\log_{10}(x+1)$  (excepto los valores de pH que ya se encuentran en escala logarítmica).

Una vez que se obtuvo la agrupación de sitios con el CAJ, se determinaron las variables ambientales más importantes que caracterizaron a los sitios a través de un análisis de componentes principales (ACP) empleando la matriz de variables estandarizadas ( $\log_{10}$ ).

La relación entre la distribución espacial y temporal de los organismos bentónicos y de los indicadores físico-químicos e hidromorfológicos se examinaron por separado para cada grupo de indicadores biológicos. Se realizó un análisis de correspondencia canónica (ACC) seguido por una prueba de Monte Carlo (999 permutaciones,  $\alpha=0.05$ ), que establece la importancia de la correlación entre la distribución de las especies y los parámetros ambientales. Así mismo, se reconocieron los parámetros hidrológicos relacionados con la

abundancia de las especies y seleccionar posibles sitios de referencia y los posibles impactos que pueden presentar. Estos análisis estadísticos se realizaron con el programa Past3.

El valor indicador ecológico de cada especie (IndVal) fue evaluado por el método propuesto por Dufrené y Legendre (1997). Este método se basa en el grado de especificidad del hábitat de cada especie, es decir, la exclusividad a un hábitat determinado y la fidelidad o frecuencia de ocurrencia dentro de un mismo hábitat, los cuales se miden de forma independiente para cada taxón y se expresa con un valor porcentual. El IndVal se calcula mediante las siguientes fórmulas:

- $A_{ij} = N \text{ individuos}_{ij} / N \text{ individuos}_i \rightarrow A_{ij}$  corresponde a una medida de especificidad.
- $N \text{ individuos}_{ij}$  = número promedio de individuos de la especie  $i$  en todos los sitios del grupo  $j$ .
- $N \text{ individuos}_i$  = suma de las cifras promedio de individuos de la especie  $i$  en todos los grupos.
- $B_{ij} = N \text{ sitios}_{ij} / N \text{ sitios}_j \rightarrow B_{ij}$  corresponde a una medida de fidelidad.
- $N \text{ sitios}_{ij}$  = número de sitios en grupo  $j$  en el que la especie  $i$  está presente.
- $N \text{ sitios}_j$  = número total de sitios en el grupo  $j$ .

Por lo que, el valor total del indicador (IndVal) de la especie  $i$  en el grupo  $j$  es:

$$\mathbf{IndVal}_{ij} = \mathbf{A}_{ij} \times \mathbf{B}_{ij} \times \mathbf{100}$$

Cuanto mayor sea la especificidad y fidelidad de una especie, su presencia en las muestras procedentes de un hábitat en particular se incrementará. Las especies que tengan un IndVal igual o mayor a 50, serán consideradas como indicadoras para un sitio determinado, mientras que aquellas con un IndVal menor a 50, pero mayor o igual a 25 serán consideradas como especies detectoras.

## **8. RESULTADOS**

### **8.1 Caracterización física, química e hidromorfológica**

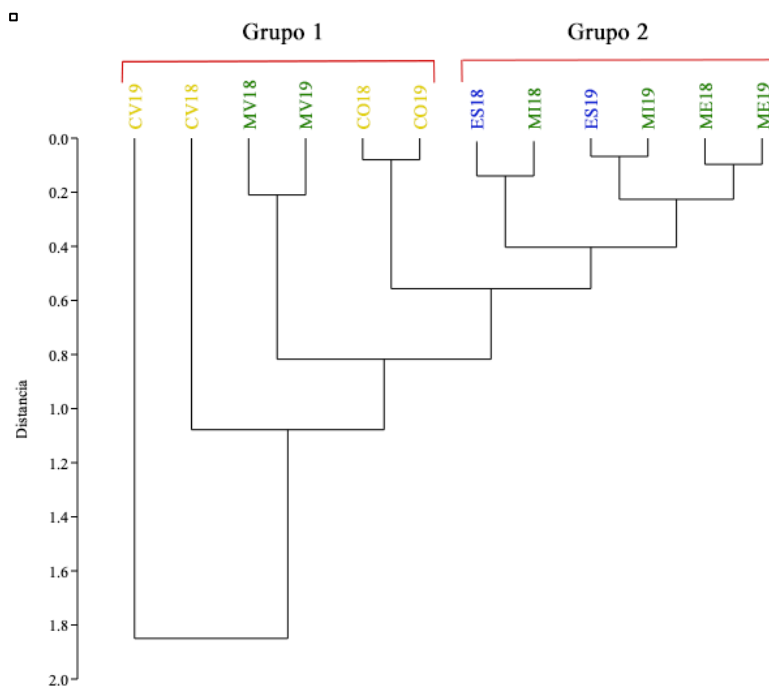
El río tropical calcáreo El Salto, se caracterizó por encontrarse a baja altitud; de los 61 m s.n.m. hasta 418 m s.n.m. De acuerdo con la temperatura registrada, el sistema presenta aguas cálidas con un promedio de 24.4 °C ( $\pm 3.9$ ). Por ser un sistema con características topológicas bastante accidentadas, la formación de cascadas y rápidos facilita la oxigenación del agua con concentraciones de oxígeno disuelto de 7.5 mg L<sup>-1</sup> ( $\pm 2$ ) y una saturación de oxígeno de 90.5% ( $\pm 24.7$ ), así como aguas mineralizadas de acuerdo con la conductividad específica de 1036  $\mu\text{s cm}^{-1}$  ( $\pm 294$ ). Debido a las características calcáreas del sistema, el pH se mantuvo dentro de los rangos de neutralidad con un promedio de 7.3 ( $\pm 0.3$ ). Por otra parte, la calidad hidromorfológica caracterizó al río con condiciones subóptimas de acuerdo con el protocolo EPA con 127 puntos ( $\pm 38$ ). De manera general, las concentraciones de nitritos (0.02 mg L<sup>-1</sup>  $\pm 0.04$ ), nitratos (0.37 mg L<sup>-1</sup>  $\pm 0.34$ ), amonio (1.71 mg L<sup>-1</sup>  $\pm 5.6$ ) y fósforo soluble reactivo (0.54 mg L<sup>-1</sup>  $\pm 1.22$ ) se mantuvieron bajas en las partes más conservadas del río; con una tendencia a aumentar las concentraciones hacia las partes bajas. Si bien, la demanda biológica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>) proporciona los miligramos de oxígeno utilizados para la degradación de materia orgánica, se optó por utilizar el porcentaje de déficit de oxígeno, es decir, el porcentaje de oxígeno requerido para la degradación de materia orgánica (33.2%  $\pm 22.2$ ), por lo que porcentajes bajos estuvieron relacionados con sitios con poca materia orgánica y los porcentajes altos con presencia de alta materia orgánica (Tabla 7).

**Tabla 7.** Parámetros físicos y químicos (promedio y desviación estándar) de los sitios de muestreo del río El Salto.

	<b>OD (mg L-1)</b>	<b>T (°C)</b>	<b>DO<sub>2</sub> (%)</b>	<b>%O<sub>2</sub></b>	<b>K25 (μS cm-1)</b>	<b>pH</b>	<b>NO<sub>2</sub> (mg L-1)</b>	<b>NO<sub>3</sub> (mg L-1)</b>	<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg L-1)</b>	<b>FRS (mg L-1)</b>
El Salto	8.7 ± 0.1	23.5 ± 4.5	26.6 ± 2.2	104.4 ± 5.9	1226 ± 64	7.2 ± 0.3	0.003 ± 0.001	0.36 ± 0.48	0.03 ± 0.04	0.07 ± 0.07
El Meco	8.3 ± 0.3	23.8 ± 2.6	20.3 ± 3.2	100.4 ± 0.8	1241 ± 36	7.3 ± 0.2	0.003 ± 0.001	0.13 ± 0.17	0.04 ± 0.06	0.05 ± 0.03
Minas Viejas	8.6 ± 0.8	21.5 ± 4	24.3 ± 7	98.5 ± 4.4	445 ± 8	7.5 ± 0.3	0.004 ± 0.002	0.31 ± 0.41	0.21 ± 0.22	0.11 ± 0.13
Micos	8.3 ± 0.8	25.1 ± 4.8	20.4 ± 5.1	100.7 ± 1.4	1186 ± 34	7.6 ± 0.4	0.003 ± 0.002	0.53 ± 0.73	0.03 ± 0.04	0.07 ± 0.08
Ciudad Valles	3.1 ± 0.5	26.3 ± 5	80 ± 0.9	38.4 ± 2.5	1027 ± 184	6.9 ± 0.3	0.065 ± 0.084	0.46 ± 0.27	9.75 ± 13.79	2.25 ± 2.98
Confluencia	8.1 ± 0	26.7 ± 6.5	27.8 ± 1.9	100.7 ± 10.9	1097 ± 60	7.4 ± 0.5	0.046 ± 0.030	0.42 ± 0.04	0.21 ± 0.11	0.68 ± 0.11

OD: oxígeno disuelto, T: temperatura, DO<sub>2</sub>: déficit de oxígeno, %O<sub>2</sub>: saturación de oxígeno, K25: conductividad específica, pH: concentración iónica, NO<sub>2</sub>: nitritos, NO<sub>3</sub>: nitratos, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: amonio, FRS: fósforo soluble reactivo.

El análisis de clasificación jerárquica (CAJ) reconoció dos grupos de sitios a apartir de las variables ambientales que presentaron un coeficiente de variación mayor al 10% (DO<sub>2</sub>, K25, %O<sub>2</sub>, CH, NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, NH<sub>4</sub> y FRS). El primer grupo se caracterizó por presentar las concentraciones más altas de nutrientes, tales como nitrato y amonio. Por otra parte, el segundo grupo integró sitios con las menores concentraciones de nutrientes, aguas más oxigenadas y la mejor calidad hidromorfológica (Fig. 5).

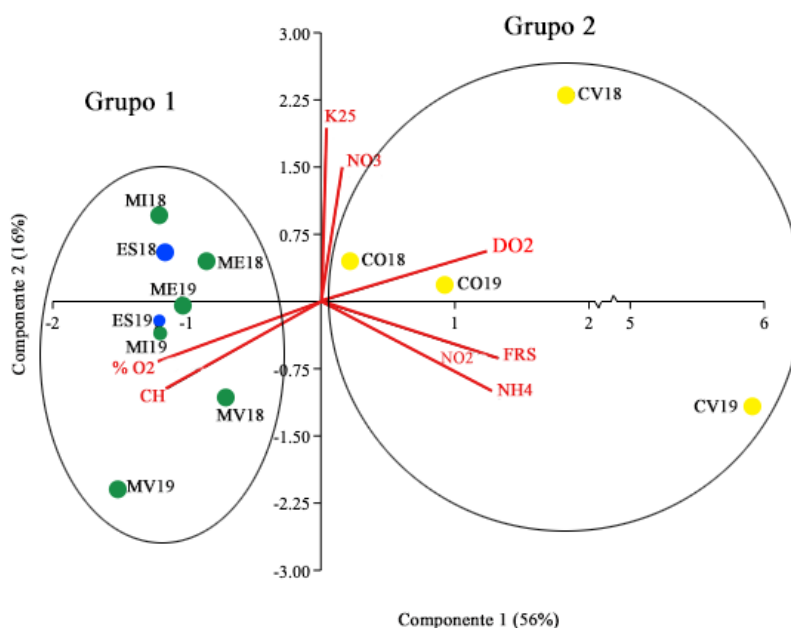


**Figura 5.** Clasificación Ascendente Jerárquica (CAJ) de los sitios de muestreo de a partir de los parámetros físicos y químicos del agua. Los colores representan la calidad hidromorfológica registrada: azul=óptimo, verde= subóptimo y amarillo= pobre.

El análisis de componentes principales (ACP) mostró el 72 % de varianza en los dos primeros componentes. El primer componente explicó el 56 % de varianza el cual está relacionado positivamente con la concentración de nutrientes (FSR, NO<sub>2</sub> y NH<sub>4</sub>) y con altos porcentajes de déficit de oxígeno (DO<sub>2</sub>), por lo que, los sitios ubicados del lado derecho (Grupo 2) corresponden a sitios de la parte baja del sistema con un mayor grado de perturbación, altas concentraciones de nutrientes y altos porcentajes de déficit de oxígeno. Por otra parte, los sitios ubicados en la parte izquierda (Grupo 1) corresponden a sitios de las partes altas y medias del río que presentaron una mejor calidad hidromorfológica, bajas



concentraciones de nutrientes y tazas bajas de déficit de oxígeno. El segundo componente explicó el 16% de la varianza y estuvo correlacionado positivamente con los sitios donde se registró la mayor concentración de nitratos y de conductividad específica (Fig. 6) (Tabla 8).



**Figura 6.** Análisis de Componentes Principales (ACP) de los sitios de muestreo y las variables ambientales. %O<sub>2</sub>: porcentaje de saturación de oxígeno, CH: calidad hidromorfológica, K25: conductividad específica, NO<sub>3</sub>: nitratos, NO<sub>2</sub>: nitritos, NH<sub>4</sub>: amonio, FRS: fósforo reactivo soluble.

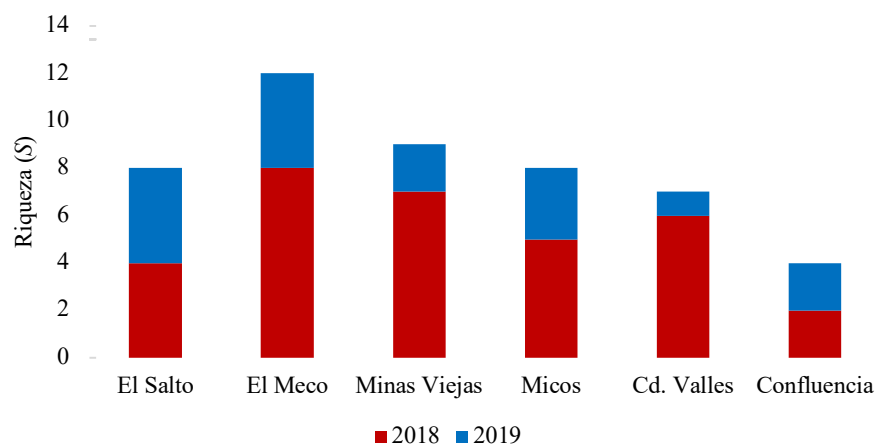
**Tabla 8.** Síntesis de las cargas del análisis de componentes principales (ACP).

Variables	Cargas	
	CP1	CP2
DO <sub>2</sub>	0.40	0.18
Saturación de oxígeno (%O <sub>2</sub> )	-0.39	-0.21
Conductividad Específica (K25)	0.01	0.62
Calidad hidromorfológica (CH)	-0.37	-0.31
Nitritos (NO <sub>2</sub> )	0.42	-0.20
Nitratos (NO <sub>3</sub> )	0.05	0.48
Amonio (NH <sub>4</sub> )	0.41	-0.32
Fósforo reactivo soluble (FRS)	0.43	-0.20

## 8.2 Diversidad de macroalgas bentónicas

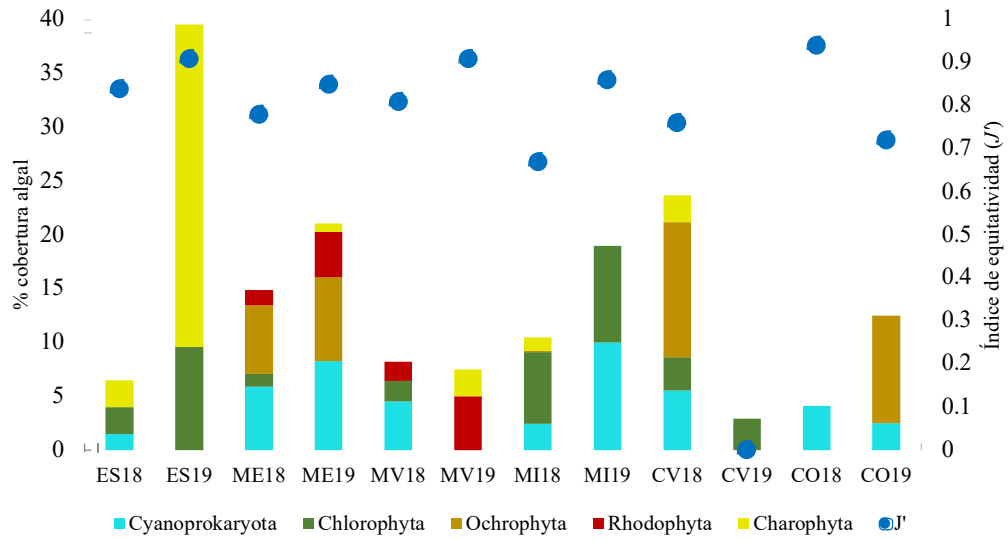
Se identificaron 34 taxones de macroalgas bentónicas durante los 2 muestreos, las cuales se encuentran distribuidas en 5 filos. El filo Cyanoprokaryota fue el más abundante (14),

seguido del filo Chlorophyta (9), Charophyta (5), Ochrophyta (4) y Rhodophyta (2). Se presentó una mayor riqueza durante 2018, principalmente en El Meco y Minas Viejas. Contrario a lo anterior, el sitio de Confluencia presentó la menor riqueza de especies durante ambos muestreos (Fig. 7).



**Figura 7.** Riqueza de macroalgas bentónicas durante las dos épocas de muestreo.

De acuerdo con la suma de los porcentajes de cobertura algal en cada sitio de muestreo, se puede apreciar que El Salto (ES19) fue el sitio con el valor más alto de cobertura, el cual estuvo representado por los filios Chlorophyta y Charophyta, a pesar de no presentar los valores de riqueza de especies más altos. De manera general, se registraron cambios espaciales en cuanto a la composición y filios dominantes de macroalgas, presentando una tendencia a disminuir la diversidad de filios hacia las partes bajas del río. Con respecto al índice de equitatividad ( $J'$ ), tuvo una tendencia a aumentar durante el segundo muestreo (sólo hasta Micos) y en los últimos 2 sitios del río la tendencia fue a disminuir el índice durante el segundo periodo de muestreo. En el sitio CO18 se presentó el mayor índice de equitatividad (0.94) y registró 2 especies de cianobacterias. Por otra parte, el sitio de CV19 presentó un valor nulo debido a que solo se registró un taxón (Fig. 8).



**Figura 8.** Porcentajes de cobertura algal por filo taxonómico e índice de equitatividad ( $J'$ ).

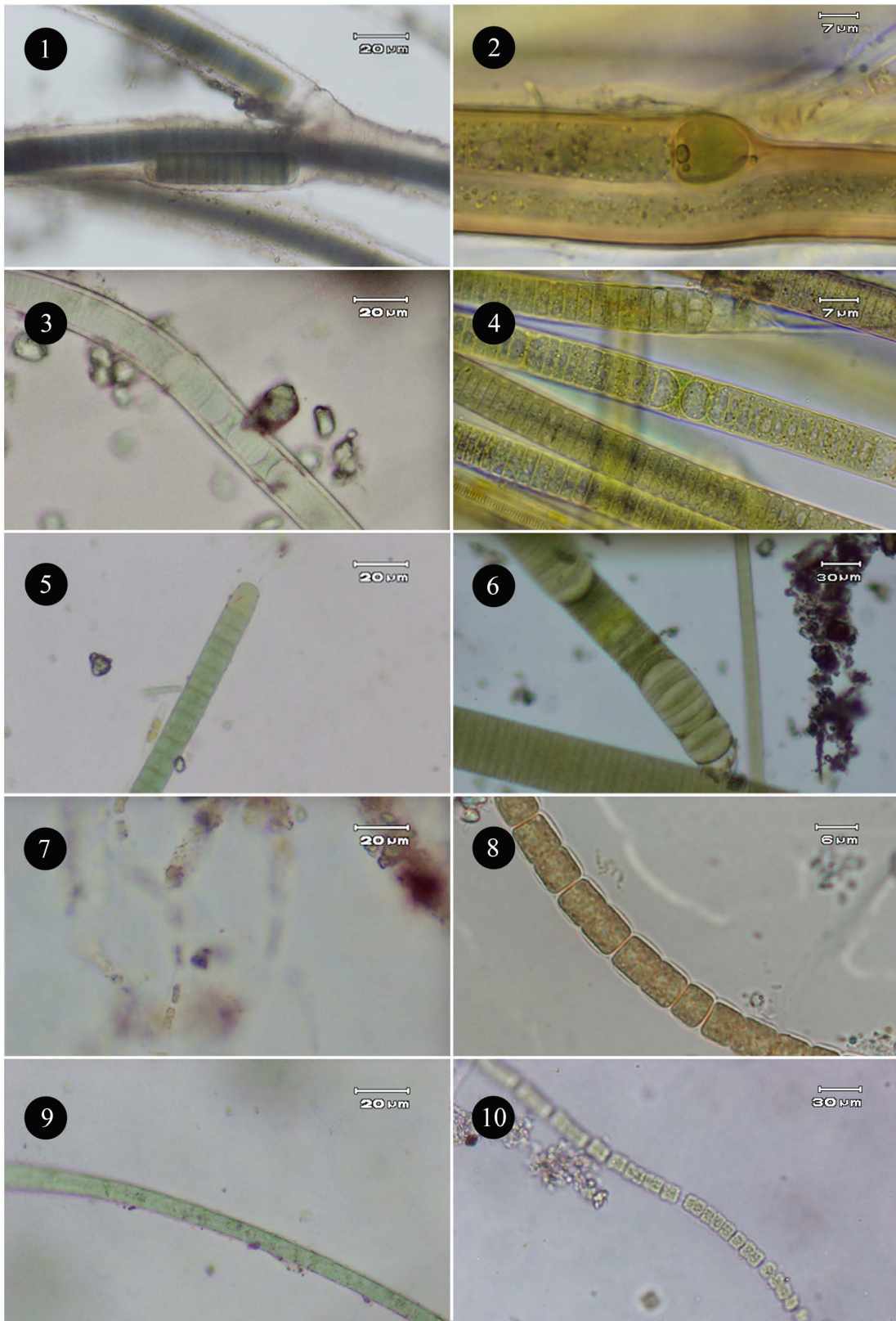
Para poder identificar y separar a los diferentes *taxa* de macroalgas, se tomaron en cuenta rasgos morfológicos, morfométricos, presencia de células especializadas o de reproducción, desarrollo de gránulos de polifosfato etc. En la Tabla 9 se presenta una síntesis de los taxones identificados.

**Tabla 9. Características morfométricas de las macroalgas bentónicas (F.C. forma de crecimiento, L.F. largo del filamento, L largo de la célula, A ancho de la célula, C.E. células especializadas).**

Taxón	F. C. ( $\mu\text{m}$ )	L.F. ( $\mu\text{m}$ )	L ( $\mu\text{m}$ )	A ( $\mu\text{m}$ )	C.E.	Observaciones
<b>Cyanoprokaryota</b>						
1. <i>Blennothrix ganeshii</i> M. Watanabe y Komárek.	Fascículos	4-5 cm	1.5-2.7 (2 $\pm$ 0.4)	22.5-23.4 (23 $\pm$ 0.3)	-	Tricomas de color verde oscuro envueltos en una vaina gruesa. Células muy cortas y sin constricciones, redondeadas en la parte terminal. Con presencia de gránulos de polifosfato.
2. <i>Coleodesmium</i> sp. A. Borzì ex L. Geitler.	Mata	>260	4.3-6.5 (5.2 $\pm$ 1.4)	6.4-10.3 (12.7 $\pm$ 1.6)	Heterocitos	Presencia de vaina gruesa color amarillo-olivo. Células más anchas que largas.
3. <i>Lynghya</i> sp. C. Agardh ex Gomont.	Tapete	139-360	3-5.6 (4.3 $\pm$ 0.8)	9.1-11.2 (10.2 $\pm$ 0.7)	-	Desarrollo de una delgada zona hialina entre la vaina y las células (aprox. 1.3 micras de espacio por cada lado). Las células terminales redondeadas. Células siempre más anchas que largas. Sin caliptra.
4. <i>Oscillatoria</i> cf. <i>ornata</i> Kützing.	Mata	1 cm	6.1-8.9 (2.5 $\pm$ 0.3)	20.5-23.7 (7.7 $\pm$ 0.3)	-	Tricomas simples con células más anchas que largas, evidente constricción de las células. Presencia de algunos necridios.
5. <i>Oscillatoria</i> cf. <i>simplicissima</i> Gomont.	Filamentos uniseriados.	>230	4.6-6.8 (5.7 $\pm$ 0.7)	9.3-10.8 (10.2 $\pm$ 0.5)	-	Filamentos simples con células más anchas que largas. Células terminales redondeadas y con desarrollo de gránulos de polifosfato.
6. <i>Oscillatoria princeps</i> Vaucher ex Gomont.	Filamentos uniseriados.	0.5 cm	6.9-9.1 (8 $\pm$ 0.8)	37-47.4 (43.1 $\pm$ 3.4)	Hormogonios	Filamentos simples con células mucho más anchas que largas y con gránulos de polifosfato. Las células terminales rectas. Con filamentos de <i>Phormidium</i> , <i>Vaucheria</i> y <i>Terpsinoë musica</i> asociados. Algunos necridios y formación de algunos hormogonios.
7. <i>Phormidium</i> sp. 1.	Tapete	>220	2.4-6.6 (4.4 $\pm$ 1)	2.1-5.9 (3.7 $\pm$ 0.6)	-	Tricomas envueltos en una vaina muy delgada con células irregulares, generalmente un poco más anchas que largas. Células terminales poco redondeadas con tendencia a ser cuadradas. Sin caliptra.
8. <i>Phormidium</i> sp. 2	Matas	2-3 cm	3.9-9.2 (6 $\pm$ 1.2)	5-6.1 (5.7 $\pm$ 0.2)	-	Tricomas con vaina muy delgada, longitud variable. Las células apicales son redondeadas y, generalmente, más grandes que las células de la parte media. Presencia de gránulos de polifosfato. Células de los tricomas constriñidas. Sin caliptra.
9. <i>Phormidium</i> sp. 3	Tapete	>295	2.6-7.1 (4.2 $\pm$ 0.9)	9.1-11.3 (11.5 $\pm$ 0.4)	-	Tricomas envueltos en una vaina delgada. Células más anchas que largas y sin estructuras especializadas. Extremos redondeados. Sin caliptra.
10. <i>Phormidium</i> sp. 4	Tapete	61-371	3.2-15.8 (8.6 $\pm$ 3.1)	3.4-13.7 (8.6 $\pm$ 3.2)	-	Tricomas largos y solitarios envueltos en una vaina delgada. Células de dimensiones variables e irregulares; algunas de ellas se encuentran separadas dentro de la vaina. Sin caliptra.
11. <i>Phormidium</i> sp. 5	Tapete	>74	7.1-9.3 (8.5 $\pm$ 0.8)	6.1-7.4 (6.5 $\pm$ 0.4)	-	Tricomas solitarios con células de ángulos rectos. Células apicales redondeadas. Con presencia de gránulos de polifosfato. Sin caliptra.
12. <i>Phormidium</i> sp. 6	Tapete	>321	3.9-5.3 (4.4 $\pm$ 0.5)	8.2-9.2 (8.7 $\pm$ 0.4)	-	Tricomas con células de forma muy regular, siempre más anchas que largas. Vaina no visible. Células terminales redondeadas. Sin caliptra.

Taxón	F. C. (µm)	L.F. (µm)	L (µm)	A (µm)	C.E.	Observaciones
13. <i>Phormidium</i> sp. 7	Tapete	>400	6-10.5 (9.1 ± 1.6)	11-13.1 (12.4 ± 0.7)	-	Tricomas simples con vaina muy delgada y transparente. Algunos tricomas de <i>Oscillatoria princeps</i> presentes.
14. <i>Tolypothrix</i> sp.	Fascículos	1 cm	5.1-7.7 (6.1 ± 1)	10.4-12 (11.4 ± 0.7)	Heterocitos	Tricomas envueltos en una vaina gruesa color amarillo-olivo con falsas ramificaciones. Heterocitos intercalares. Las células siempre más anchas que largas. Células apicales redondeadas. Sin caliptra.
<b>Chlorophyta</b>						
15. <i>Cladophora</i> sp. 1	Filamentos ramificados	6-8 cm	165-273 (194 ± 31)	29-42 (35.1 ± 4.2)	-	Filamentos ramificados sin estructuras de reproducción. Células terminales angostas hacia los extremos y más largas que las células de la parte media. Durante 2019 se observaron diatomeas epifíticas a lo largo de los filamentos ( <i>Cocconeis pediculus</i> ).
16. <i>Cladophora</i> sp. 2	Filamentos ramificados	6-8 cm	50.5-68.4 (60.2 ± 7)	5.1-9.6 (7.4 ± 21.5)	-	Filamentos ramificados sin estructuras de reproducción. Células terminales angostas hacia los extremos y más largas que las células de la parte media. Se observaron altas abundancias de diatomeas epifíticas a lo largo de los filamentos ( <i>Gomphonema</i> sp.), así como filamentos asociados de <i>Rhizoclonium</i> sp.
17. <i>Cladophora</i> sp. 3	Filamentos ramificados	4-6 cm	25.7-55.8 (43 ± 9)	5.7-7.9 (6.9 ± 0.7)	-	Filamentos ramificados con células terminales atenuadas.
18. <i>Cladophora</i> sp. 4	Filamentos ramificados	6-8 cm	125-242 (189 ± 37)	28-58 (43 ± 8)	-	Filamentos ramificados con células atenuadas a los extremos. Con diatomeas del género <i>Cocconeis</i> sp. epifitas.
19. <i>Cladophora</i> sp. 5	Filamentos ramificados	8-9 cm	155-299 (201 ± 53)	31.5-62.7 (45.1 ± 12)	-	Filamentos ramificados con algunas células terminales atenuadas. Se observó un espacio entre cada célula, por lo que los cloroplastos no cubren totalmente el área de la célula.
20. <i>Microspora</i> sp.	Filamentos simples.	>300	18-33.9 (25.6 ± 5.5)	24.3-28.8 (26.1 ± 1.5)	-	Filamentos simples con células ligeramente más anchas que largas; casi isodiamétricas. Células terminales rectas. Presencia de algas unicelulares del género <i>Cosmarium</i> .
21. <i>Rhizoclonium</i> sp.	Filamentos simples	0.3 mm	14.4-26.2 (21.9 ± 4.5)	8.6-11.4 (9.7 ± 1)	-	Filamentos sin ramificaciones, con células siempre más largas que anchas. Células de la parte terminal sin atenuar.
22. <i>Stigeoclonium</i> sp.	Filamentos	>400	17.7-35.4 (26.3 ± 5)	6.3-8.2 (7.6 ± 0.5)	-	Filamentos con ramificaciones alternadas. Células más largas que anchas y con terminaciones en forma de pelos muy delgados.
23. <i>Tetraspora</i> sp.	Unicelular	-	4-7.4 (6.1 ± 1)	-	-	Algas unicelulares circulares formadoras de colonias, en grupos de dos células. De hábito planctónico generalmente.
<b>Ochrophyta</b>						
24. <i>Vaucheria</i> sp. 1	Filamentos simples	8-10 cm	-	34-58 (47 ± 6)	-	Filamentos cenocíticos sin estructuras de reproducción. Células terminales redondeadas, no atenuadas.

Taxón	F. C. (µm)	L.F. (µm)	L (µm)	A (µm)	C.E.	Observaciones
25. <i>Vaucheria</i> sp. 2	Filamentos ramificados	3-4 cm	-	47.6-79.8 (61.6 ± 12)	-	Filamentos cenocíticos sin estructuras de reproducción. Células terminales redondeadas, no atenuadas.
26. <i>Vaucheria</i> sp. 3.	Filamentos ramificados	4 cm	-	49-55 (52 ± 2.2)	-	Filamentos cenocíticos sin estructuras de reproducción. Células terminales redondeadas, no atenuadas.
27. <i>Vaucheria</i> sp. 4	Filamentos ramificados	6-7 cm	-	61-82 (74.4 ± 6)	-	Fialmentos cilíndricos y multinucleados, con numerosos cloroplastos. Sin divisiones celulares ni estructuras de reproducción.
<b>Rhodophyta</b>						
28. <i>Kumanoa globospora</i> (Israelson) Entwisle, M.L. Vis, W.B. Chiasson, Necchi y A.R. Sherwood.	Talos ramificados	5-7 cm	6.5-10 (8.2 ± 1.2)	4.2-6 (4.9 ± 0.7)	-	Talos altamente ramificados sin estructuras de reproducción.
29. <i>Compsopogon</i> sp. Montagne.	Talo uniseriado	1 cm	5.2-20 (11 ± 3.9)	-	-	Talo corticado, poco ramificado. Con numerosas células distribuidas de manera desordenada sobre el talo. Los talos de atenuan hacia las partes terminales.
<b>Charophyta</b>						
30. <i>Chara vulgaris</i> Linnaeus.	Filamentos ramificados	10 cm	-	-	-	Filamentos ramificados macroscópicos sobre un eje principal.
31. <i>Mougeotia</i> sp.	Filamentos simples.	2-3 cm	131.6-173 (151 ± 15)	17.4-21.5 (19.4 ± 1.2)	-	Filamentos simples sin estructuras de reproducción. Cloroplastos planos en forma rectangular a lo largo de las células. Células mucho más largas que anchas. Epífita en ramas.
32. <i>Spirogyra</i> sp. 1	Filamentos simples.	4-6 cm	82-180 (109 ± 24)	21.8-28.3 (25.1 ± 2.2)	-	Filamentos en estado vegetativo, sin estructuras de reproducción. La amplitud de las cadenas de cloroplastos es espaciada a lo largo de la célula.
33. <i>Spirogyra</i> sp. 2	Filamentos simples	4-6 cm	94.8-159 (125±22)	25-30 (27.7 ± 1.5)	-	Filamentos en estado vegetativo sin estructuras de reproducción. Células terminales redondeadas. Poca amplitud en las cadenas de cloroplastos. Se encontró asociado a crecimientos vegetativos de <i>Zygnema</i> sp.
34. <i>Spirogyra</i> sp. 3	Filamentos simples	7-9 cm	101-116 (108.7 ± 6)	26-30 (27.4 ± 1.7)	-	Filamentos en estado vegetativo sin estructuras de reproducción. Las cadenas de cloroplastos con poco espacio de amplitud.

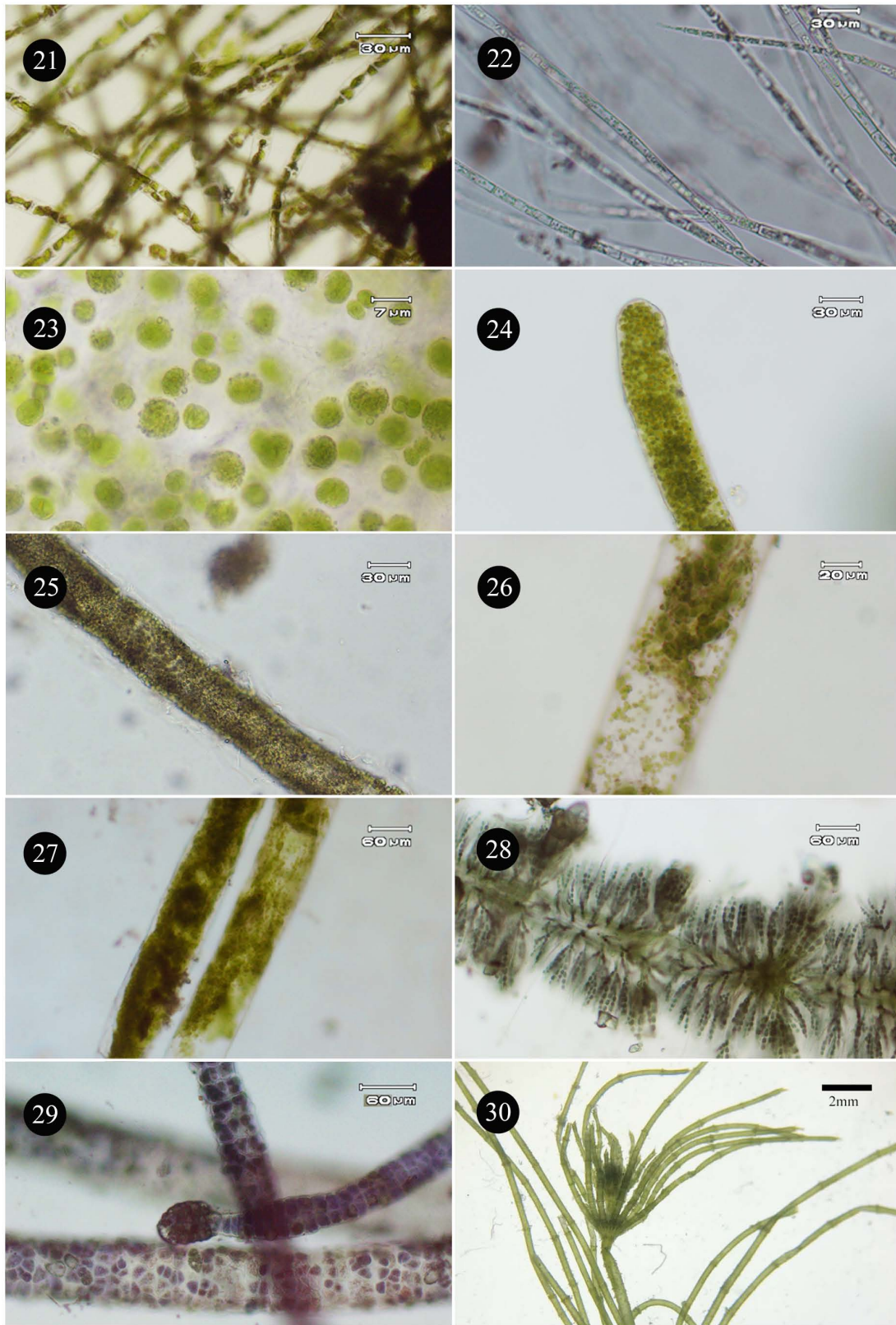


**Lámina 1. Macroalgas.** 1) *Blennothrix ganeshii*, 2) *Coleodesmium* sp., 3) *Lyngbya* sp., 4) *Oscillatoria* cf. *ornata*, 5) *Oscillatoria* cf. *simplicissima*, 6) *Oscillatoria princeps*, 7) *Phormidium* sp. 1, 8) *Phormidium* sp. 2, 9) *Phormidium* sp. 3, 10) *Phormidium* sp. 4.

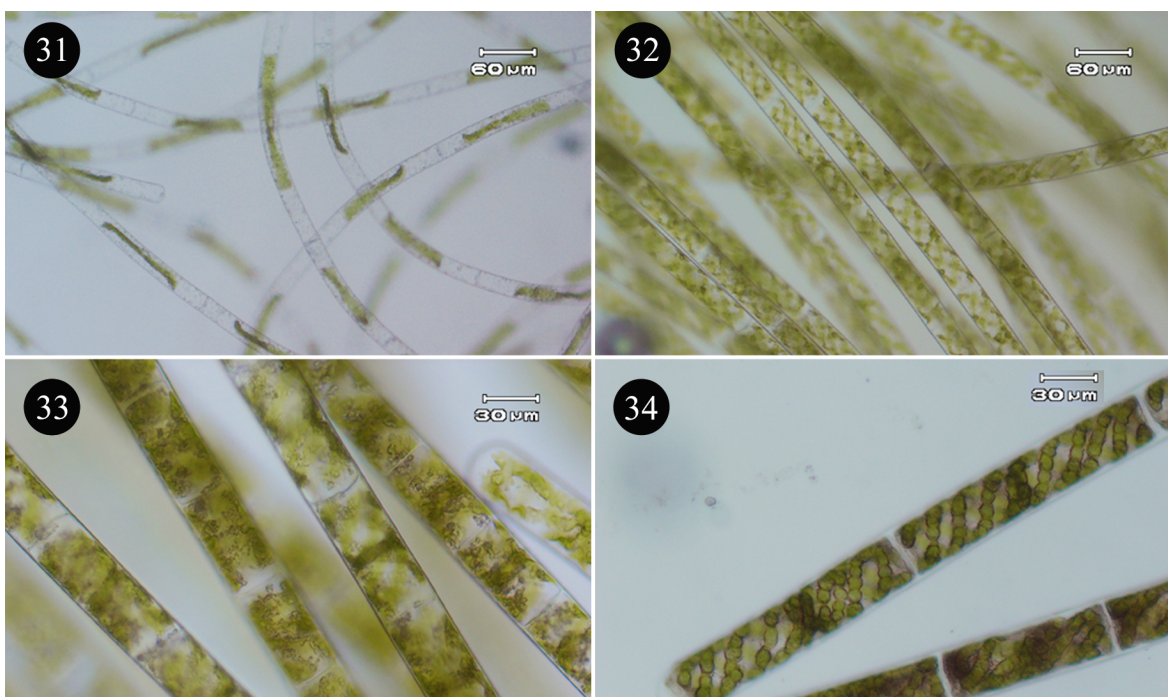


**Lámina 2. Macroalgas.** 11) *Phormidium* sp. 4, 12) *Phormidium* sp. 6, 13) *Phormidium* sp. 7, 14) *Tolypothrix* sp., 15) *Cladophora* sp. 1, 16) *Cladophora* sp. 2, 17) *Cladophora* sp. 3, 18) *Cladophora* sp. 4, 19) *Cladophora* sp. 5, 20) *Microspora* sp.





**Lámina 3. Macroalgas.** 21) *Rhizoclonium* sp., 22) *Stigeoclonium* sp., 23) *Tetraspora* sp., 24) *Vaucheria* sp. 1, 25) *Vaucheria* sp. 2, 26) *Vaucheria* sp. 3, 27) *Vaucheria* sp. 4, 28) *Kumanoa globospora*, 29) *Compsopogon* sp., 30) *Chara* sp.



**Lámina 4. Macroalgas.** 31) *Mougeotia* sp., 32) *Spirogyra* sp. 1, 33) *Spirogyra* sp. 2, 34) *Spirogyra* sp. 3.

Cada crecimiento contribuyó con un distinto porcentaje de cobertura en cada sitio y se pudieron identificar variaciones de cobertura de taxa entre ambas épocas. (Tabla 10). El índice de equitatividad ( $J'$ ) arrojó valores que oscilan entre 0.67 y 0.94, siendo MI18 el sitio con el índice más bajo y CO18 el sitio con el valor más alto, lo cual indica que las especies que se encuentren en sitios con un valor igual o cercano a 1, se desarrollan en ambientes balanceados en abundancia y no existirán especies dominantes.

**Tabla 10.** Listado de especies y porcentajes de cobertura algal de cada sitio y época de muestreo.

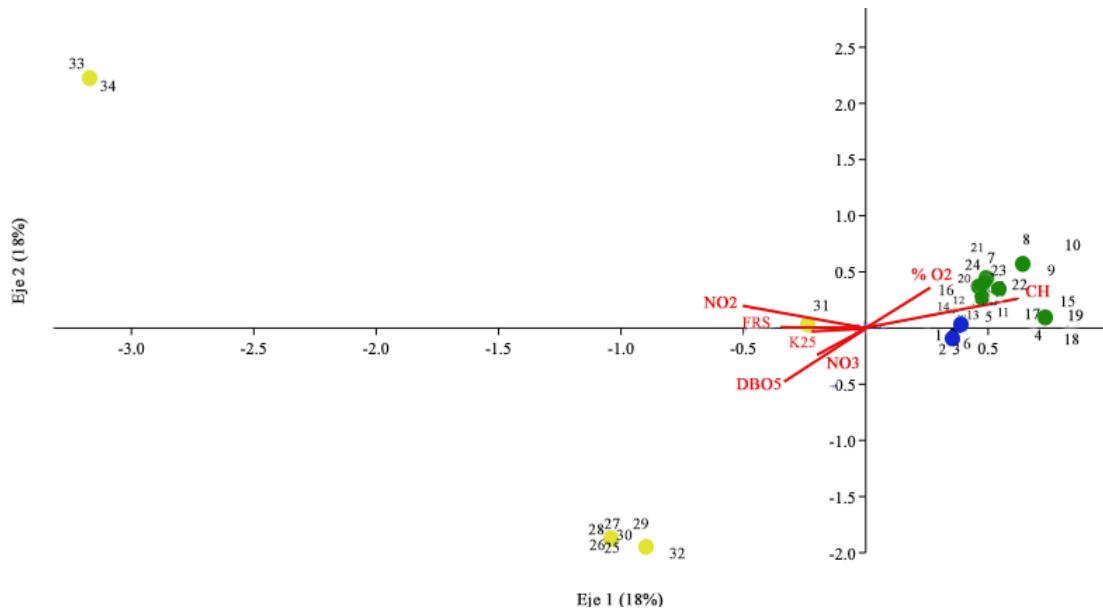
Taxón	Sitios											
	ES18	ES19	ME18	ME19	MV18	MV19	MI18	MI19	CV18	CV19	CO18	CO19
<b>Cyanoprokaryota</b>												
<i>Blennothrix ganeshii</i>			3.6									
<i>Coleodesmium</i> sp.	0.25				0.91							
<i>Lyngbya</i> sp.			0.7									
<i>Oscillatoria</i> cf. <i>ornata</i>	1.25											
<i>Oscillatoria</i> cf. <i>simplicissima</i>												2.5
<i>Oscillatoria princeps</i>									1.25		2.6	
<i>Phormidium</i> sp. 1			1.6				0.83					
<i>Phormidium</i> sp. 2				8.3								

Taxón	Sitios											
	ES18	ES19	ME18	ME19	MV18	MV19	MI18	MI19	CV18	CV19	CO18	CO19
<i>Phormidium</i> sp. 3							1.6					
<i>Phormidium</i> sp. 4								2				
<i>Phormidium</i> sp. 5								8				
<i>Phormidium</i> sp. 6									4.3			
<i>Phormidium</i> sp. 7											1.5	
<i>Tolypothrix</i> sp.					3.64							
<b>Chlorophyta</b>												
<i>Cladophora</i> sp. 1	2.5	9.6										
<i>Cladophora</i> sp. 2			0.83									
<i>Cladophora</i> sp. 3					0.95							
<i>Cladophora</i> sp. 4							6.67	9				
<i>Cladophora</i> sp. 5									2.5			
<i>Microspora</i> sp.										2.9		
<i>Rhizoclonium</i> sp.			0.36		0.82							
<i>Stigeoclonium</i> sp.					0.09							
<i>Tetraspora</i> sp.									0.62			
<b>Ochrophyta</b>												
<i>Vaucheria</i> sp. 1			6.4	7.8								
<i>Vaucheria</i> sp. 2							0.16					
<i>Vaucheria</i> sp. 3									12.5			
<i>Vaucheria</i> sp. 4												10
<b>Rhodophyta</b>												
<i>Kumanoa globospora</i>			0.71	4.2	1.82	5						
<i>Compsopogon</i> sp.			0.71									
<b>Charophyta</b>												
<i>Chara</i> sp.				0.8								
<i>Mougeotia</i> sp.		3.3										
<i>Spirogyra</i> sp. 1	2.5	16.7					1.25					
<i>Spirogyra</i> sp. 2		10				2.5						
<i>Spirogyra</i> sp. 3									2.5			
<b>J'</b>	<b>0.84</b>	<b>0.91</b>	<b>0.78</b>	<b>0.85</b>	<b>0.81</b>	<b>0.91</b>	<b>0.67</b>	<b>0.86</b>	<b>0.76</b>	<b>-</b>	<b>0.94</b>	<b>0.72</b>

El ACC explicó el 54% de la varianza en los tres primeros ejes. El primer eje explicó el 18% de la varianza, el cual estuvo correlacionado positivamente con la calidad hidromorfológica. El segundo eje explicó el 18% de la varianza y estuvo representado por la descomposición de materia orgánica, el cual se cuantificó a través del porcentaje del déficit de oxígeno. Por último, el eje tres (18%) estuvo correlacionado positivamente con las concentraciones de nutrientes (FRS, NH<sub>4</sub>, NO<sub>2</sub>). De esta manera, se pudieron diferenciar 2 grupos de sitios con diferentes taxones de macroalgas. El Grupo 1 estuvo conformado por sitios con mejor calidad hidromorfológica, poca materia orgánica y bajas concentraciones de

nutrientes (Fig. 9) (Tabla 11). Dentro de este grupo los taxones asociados presentaron mayor afinidad ante estas variables ambientales que pertenecen, en su mayoría, a organismos del filo Chlorophyta como son los géneros *Spirogyra*, *Cladophora*, *Mougeotia* sp. y taxones de Rhodophyta; *Kumanoa globospora* y *Compsopogon* sp.

El Grupo 2 abarcó sitios con mala calidad hidromorfológica, mayores cargas de materia orgánica y de nutrientes (Fig. 9) (Tabla 11). Contrario al G1, no se observó dominancia por algún filo específico, por lo que se registraron crecimientos de los filos Cyanoprokaryota, Chlorophyta, Ochrophyta y Charophyta como *Phormidium* spp., *Oscillatoria* spp., *Vaucheria* sp. 3 y *Spirogyra* sp. 3.



**Figura 9.** Análisis de correspondencia canónica de los porcentajes de cobertura de macroalgas, variables ambientales y calidad hidromorfológica (los colores representan la calidad hidromorfológica registrada en cada sitio: azul=óptimo, verde= subóptimo y amarillo= pobre). 1. *Oscillatoria* cf. *ornata*, 2. *Cladophora* sp. 1, 3. *Spirogyra* sp. 1, 4. *Coleodesmium* sp., 5. *Spirogyra* sp. 2, 6. *Mougeotia* sp., 7. *Vaucheria* sp. 1, 8. *Phormidium* sp. 2, 9. *Kumanoa globospora*, 10. *Chara* sp., 11. *Phormidium* sp. 1, 12. *Lyngby* sp., 13. *Cladophora* sp. 2, 14. *Compsopogon* sp., 15. *Rhizoclonium* sp., 16. *Blennothrix ganeshii*, 17. *Stigeoclonium* sp., 18. *Cladophora* sp. 3, 19. *Tolypothrix* sp., 20. *Cladophora* sp. 4, 21. *Phormidium* sp. 3, 22. *Vaucheria* sp. 2, 23. *Phormidium* sp. 4, 24. *Phormidium* sp. 5, 25. *Phormidium* sp. 6, 26. *Vaucheria* sp. 3, 27. *Tetraspora* sp., 28. *Cladophora* sp. 5, 29. *Oscillatoria princeps*, 30. *Spirogyra* sp. 3, 31. *Microspora* sp., 32. *Phormidium* sp. 7, 33. *Vaucheria* sp. 4 y 34. *Oscillatoria* cf. *simplicissima*.

**Tabla 11.** Síntesis de las cargas del ACC de macroalgas bentónicas.

Variables	Cargas		
	Eje 1	Eje 2	Eje 3
Déficit de oxígeno (DO <sub>2</sub> )	-0.32	-0.46	0.63

Saturación de oxígeno (%O <sub>2</sub> )	0.26	0.36	-0.63
Conductividad Específica (K25)	-0.23	-0.03	-0.10
Calidad hidromorfológica (CH)	0.63	0.26	-0.46
Nitritos (NO <sub>2</sub> )	-0.50	0.20	0.85
Nitratos (NO <sub>3</sub> )	-0.20	-0.24	-0.07
Amonio (NH <sub>4</sub> )	-0.08	0.03	0.99
Fósforo reactivo soluble (FRS)	-0.35	0.02	0.92

### 8.2.1 El valor indicador de las macroalgas bentónicas (IndVal)

El índice de valor indicador mostró un conjunto de macroalgas relacionadas mayormente con la calidad hidromorfológica y las concentraciones de nutrientes, tal como lo mostrado en el ACC (Fig. 9). A partir de estos dos grupos de sitios y de sus características ambientales e hidromorfológicas, se calculó el IndVal para los taxones identificados.

El Grupo 1 estuvo conformado por 24 especies de macroalgas que obtuvieron el mayor valor de especificidad ( $A_{ij}=1$ ). Con respecto a los valores de fidelidad, el mayor valor fue calculado para *Kumanoa globospora* ( $B_{ij}=0.5$ ), mientras que los valores más bajo de fidelidad ( $B_{ij}=0.1$ ) se calcularon para 15 especies de macroalgas. De acuerdo al valor indicador, se identificó 1 especie indicadora (IndVal>50) que corresponde a *Kumanoa globospora* y 8 especies detectoras (IndVal 50-25) correspondientes a *Cladophora* sp. 1, *Cladophora* sp. 4, *Spirogyra* sp. 1, *Spirogyra* sp. 2, *Coleodesmium* sp., *Vaucheria* sp. 1, *Phormidium* sp. 1 y *Rhizoclonium* sp. (Tabla 12).

El Grupo 2, lo conformaron 10 especies que presentaron el mayor valor de especificidad ( $A_{ij}=1$ ). El mayor valor de fidelidad ( $B_{ij}=0.5$ ) fue calculado para *Oscillatoria princeps*, mientras que los valores más bajos ( $B_{ij}=0.3$ ) estuvieron representados por *Phormidium* sp. 6, *Phormidium* sp. 7, *Vaucheria* sp. 3, *Vaucheria* sp. 4, *Tetraspora* sp., *Cladophora* sp. 5, *Spirogyra* sp. 3, *Oedogonium* sp. y *Oscillatoria* cf. *simplicissima*. Cabe resaltar que las 10 especies pertenecientes a este grupo obtuvieron una categoría de especie detectora (IndVal 50-25) (Tabla 12).

**Tabla 12.** Valor indicador de algas macroscópicas en el río El Salto, S.L.P.

Taxa	Grupo 1 <sup>a</sup>			Grupo 2 <sup>b</sup>		
	E	F	IndVal	E	F	IndVal
<b>Cyanoprokaryota</b>						
<i>Blennothrix ganeshii</i>	1.0	0.1	12.5	0.0	0.0	0.0

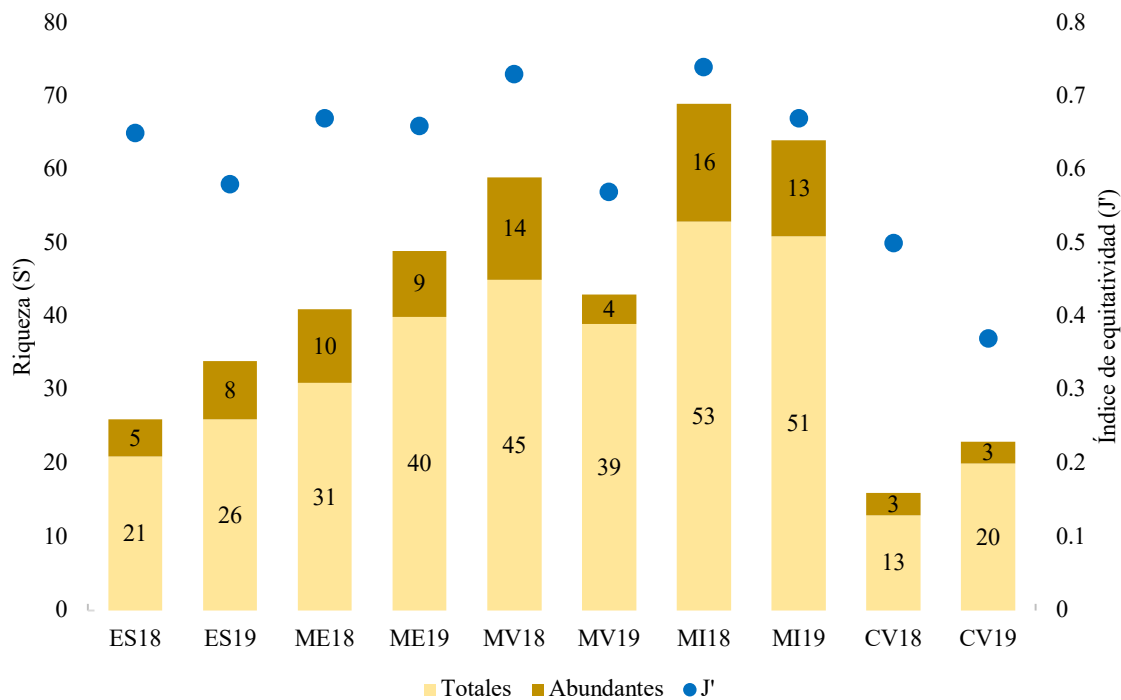
Taxa	Grupo 1 <sup>a</sup>			Grupo 2 <sup>b</sup>		
	E	F	IndVal	E	F	IndVal
<i>Coleodesmium</i> sp.	1.0	0.3	<b>25.0</b>	0.0	0.0	0.0
<i>Lyngbya</i> sp. 1	1.0	0.1	12.5	0.0	0.0	0.0
<i>Oscillatoria</i> cf. <i>ornata</i>	1.0	0.1	12.5	0.0	0.0	0.0
<i>Oscillatoria</i> cf. <i>simplicissima</i>	0.0	0.0	0.0	1.0	0.3	<b>25.0</b>
<i>Oscillatoria princeps</i>	0.0	0.0	0.0	1.0	0.5	<b>50.0</b>
<i>Phormidium</i> sp. 1	1.0	0.3	<b>25.0</b>	0.0	0.0	0.0
<i>Phormidium</i> sp. 2	1.0	0.1	12.5	0.0	0.0	0.0
<i>Phormidium</i> sp. 3	1.0	0.1	12.5	0.0	0.0	0.0
<i>Phormidium</i> sp. 4	1.0	0.1	12.5	0.0	0.0	0.0
<i>Phormidium</i> sp. 5	1.0	0.1	12.5	0.0	0.0	0.0
<i>Phormidium</i> sp. 6	0.0	0.0	0.0	1.0	0.3	<b>25.0</b>
<i>Phormidium</i> sp. 7	0.0	0.0	0.0	1.0	0.3	<b>25.0</b>
<b>Chlorophyta</b>						
<i>Cladophora</i> sp. 1	1.0	0.3	<b>25.0</b>	0.0	0.0	0.0
<i>Cladophora</i> sp. 2	1.0	0.1	12.5	0.0	0.0	0.0
<i>Cladophora</i> sp. 3	1.0	0.1	12.5	0.0	0.0	0.0
<i>Cladophora</i> sp. 4	1.0	0.3	<b>25.0</b>	0.0	0.0	0.0
<i>Cladophora</i> sp. 5	0.0	0.0	0.0	1.0	0.3	<b>25.0</b>
<i>Microspora</i> sp.	0.0	0.0	0.0	1.0	0.3	<b>25.0</b>
<i>Rhizoclonium</i> sp.	1.0	0.3	<b>25.0</b>	0.0	0.0	0.0
<i>Stigeoclonium</i> sp.	1.0	0.1	12.5	0.0	0.0	0.0
<i>Tetraspora</i> sp.	0.0	0.0	0.0	1.0	0.3	<b>25.0</b>
<b>Ochrophyta</b>						
<i>Vaucheria</i> sp. 1	1.0	0.3	<b>25.0</b>	0.0	0.0	0.0
<i>Vaucheria</i> sp. 2	1.0	0.1	12.5	0.0	0.0	0.0
<i>Vaucheria</i> sp. 3	0.0	0.0	0.0	1.0	0.3	<b>25.0</b>
<i>Vaucheria</i> sp. 4	0.0	0.0	0.0	1.0	0.3	<b>25.0</b>
<b>Rhodophyta</b>						
<i>Kumanoa globospora</i>	1.0	0.5	<b>50.0</b>	0.0	0.0	0.0
<i>Compsopogon</i> sp.	1.0	0.1	12.5	0.0	0.0	0.0
<b>Charophyta</b>						
<i>Chara</i> sp.	1.0	0.1	12.5	0.0	0.0	0.0
<i>Mougeotia</i> sp.	1.0	0.1	12.5	0.0	0.0	0.0
<i>Spirogyra</i> sp. 1	1.0	0.4	<b>37.5</b>	0.0	0.0	0.0

Taxa	Grupo 1 <sup>a</sup>			Grupo 2 <sup>b</sup>		
	E	F	IndVal	E	F	IndVal
<i>Spirogyra</i> sp. 2	1.0	0.3	<b>25.0</b>	0.0	0.0	0.0
<i>Spirogyra</i> sp. 3	0.0	0.0	0.0	1.0	0.3	<b>25.0</b>

E= especificidad, F= fidelidad, <sup>a</sup>= 4 sitios, <sup>b</sup>=2 sitios.

### 8.3 Diversidad de diatomeas epilíticas

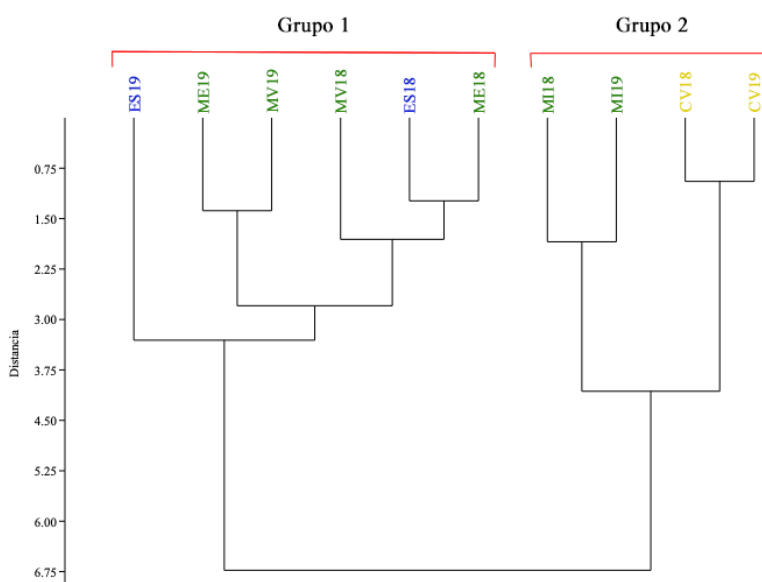
La diversidad de diatomeas estuvo conformada por 161 *taxa* colectadas en ambas temporadas. La colecta del año 2018 tuvo una mayor riqueza de diatomeas conformada por 151 *taxa*, mientras que en la temporada del año 2019 se identificaron 107 *taxa*. Dichas especies se distribuyeron en 53 géneros. Los 4 géneros con un mayor número de especies corresponden a *Nitzschia* (18 especies), *Navicula* (16 especies), *Gomphonema* (10 especies) y *Sellaphora* (10 especies). Se presentaron cambios temporales en cuanto a riqueza de especies, número e identidad taxonómica de especies abundantes y densidad de organismos por superficie muestreada. El sitio con una mayor riqueza de especies corresponde a Micos (MI18 y MI19) y, por otra parte, Ciudad Valles (CV18 y CV19) fue el sitio con una menor riqueza de especies. El índice de equitatividad ( $J'$ ) mostró una tendencia a disminuir entre temporadas, presentando valores mayores en la colecta correspondiente a 2018. El valor más alto fue el registrado en MI18 (0.74) y el más bajo en CV19 (0.37), esto como consecuencia del cambio en la diversidad y abundancia de diatomeas durante los dos periodos de muestreo (Fig. 10).



**Figura 10.** Riqueza de especies de diatomeas epilíticas y especies abundantes.



Como un primer ordenamiento de los sitios a través del CAJ, se identificaron dos grupos de sitios tomando en cuenta a las especies abundantes. El Grupo 1 estuvo conformado por sitios con una buena calidad hidromorfológica, bajas concentraciones de nutrientes y aguas bien oxigenadas. El Grupo 2 lo conforman Ciudad Valles y Micos, este último a pesar de tener buena calidad hidromorfológica y aguas oxigenadas, se separa del primer grupo por presentar concentraciones altas de nitratos. Ciudad Valles fue un sitio que se caracterizó por presentar altas concentraciones de nutrientes (especialmente amonio y fósforo reactivo soluble), baja calidad hidromorfológica y aguas poco oxigenadas, por lo que las diatomeas estará respondiendo ante estas variables (Fig. 11)

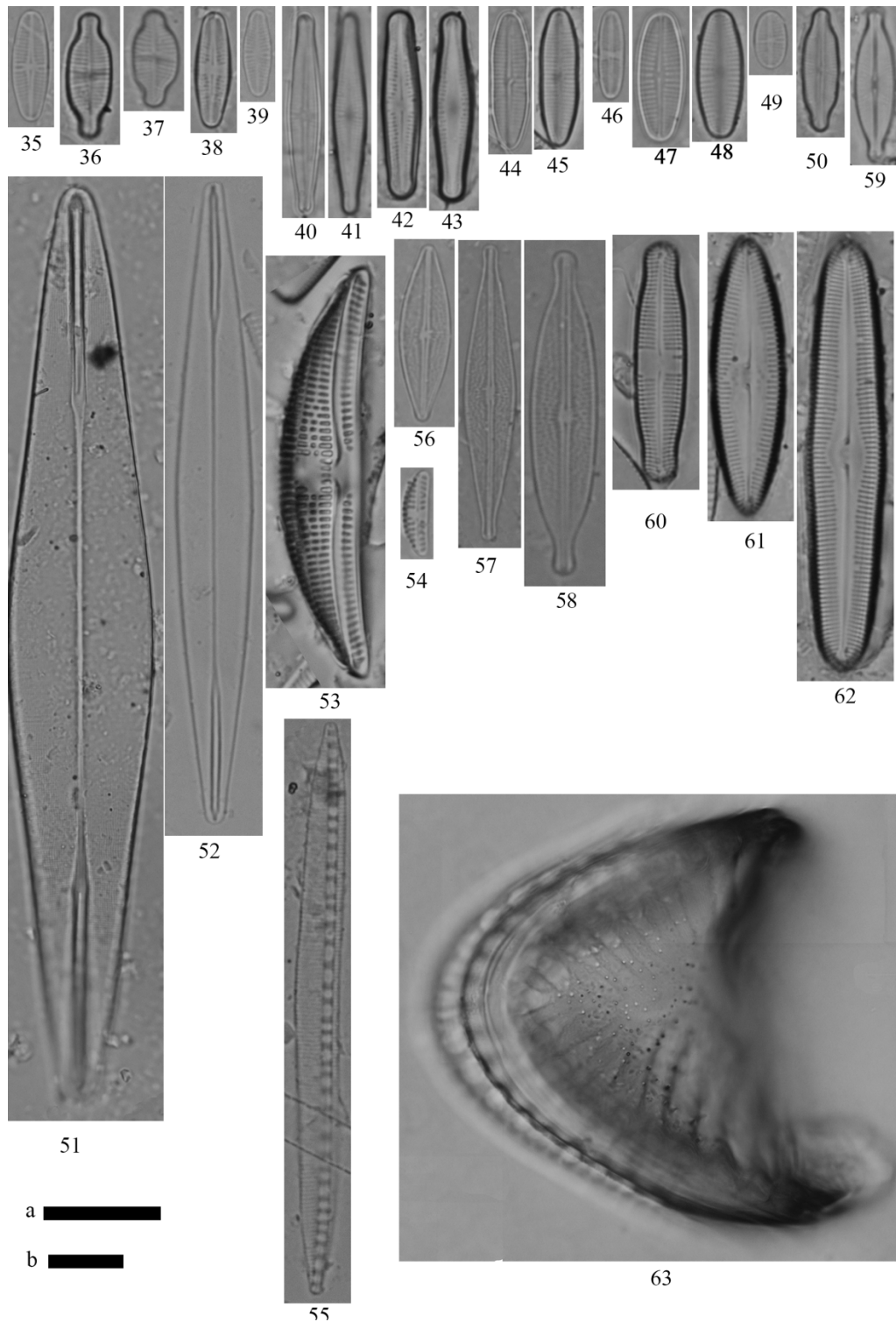


**Figura 11.** Clasificación Ascendente Jerárquica (CAJ) de los sitios de muestreo a partir del número de especies abundantes de diatomeas epilíticas. (Los colores representan la calidad hidromorfológica registrada: azul=óptimo, verde= subóptimo y amarillo= pobre).

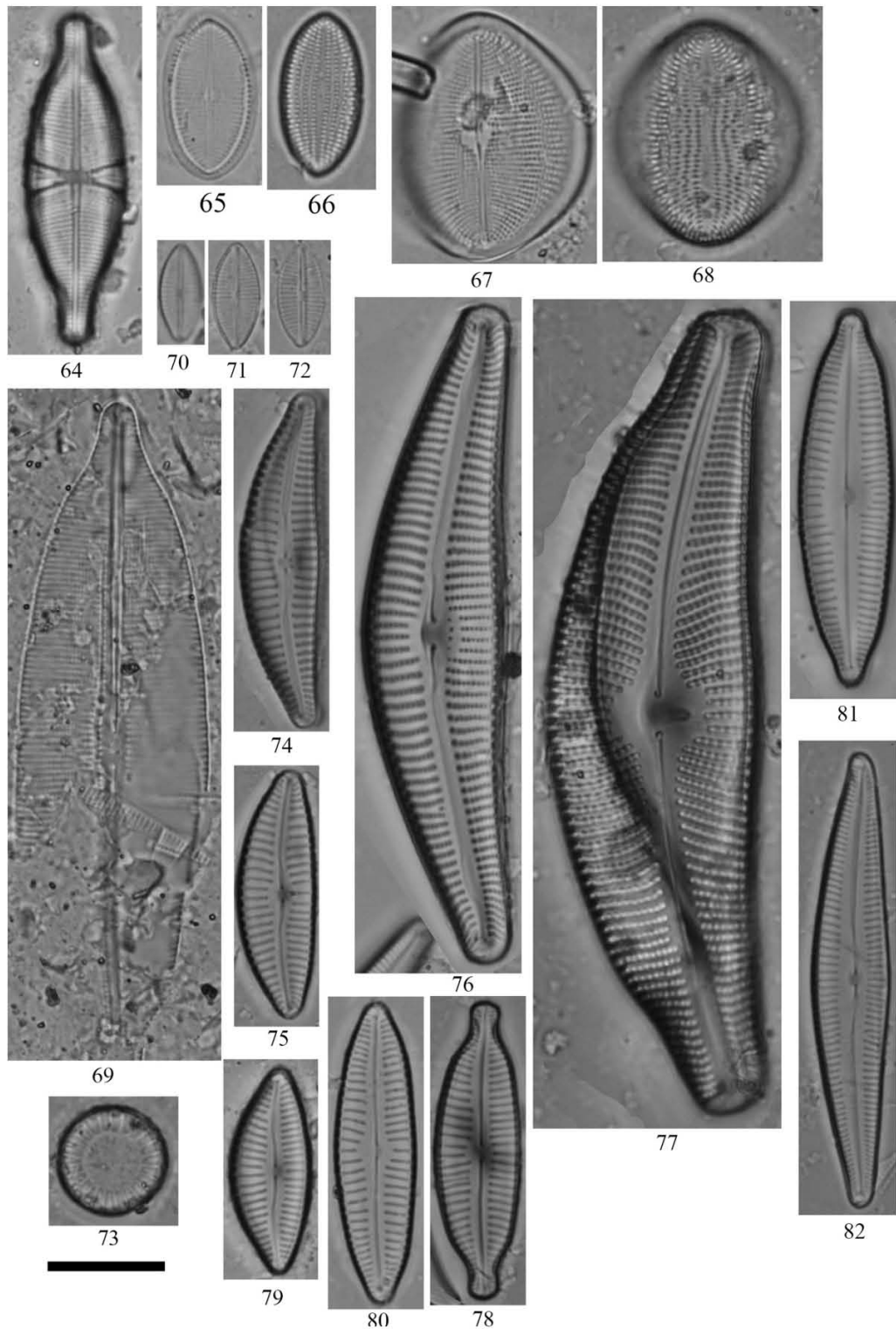
A partir de los datos de abundancia relativa de cada especie, se identificaron 37 especies abundantes durante ambas épocas de muestreo (Tabla 13). Dichas especies contribuyeron con valores de abundancia diferentes y cambios de diversidad de especies dependiendo el sitio y temporada de muestreo (Tabla 14).

**Tabla 13.** Características morfométricas de las diatomeas abundantes (L/D largo o diámetro de la célula, A ancho, L:A relación largo-ancho, NA no aplica, NR no resoluble con microscopía de luz).

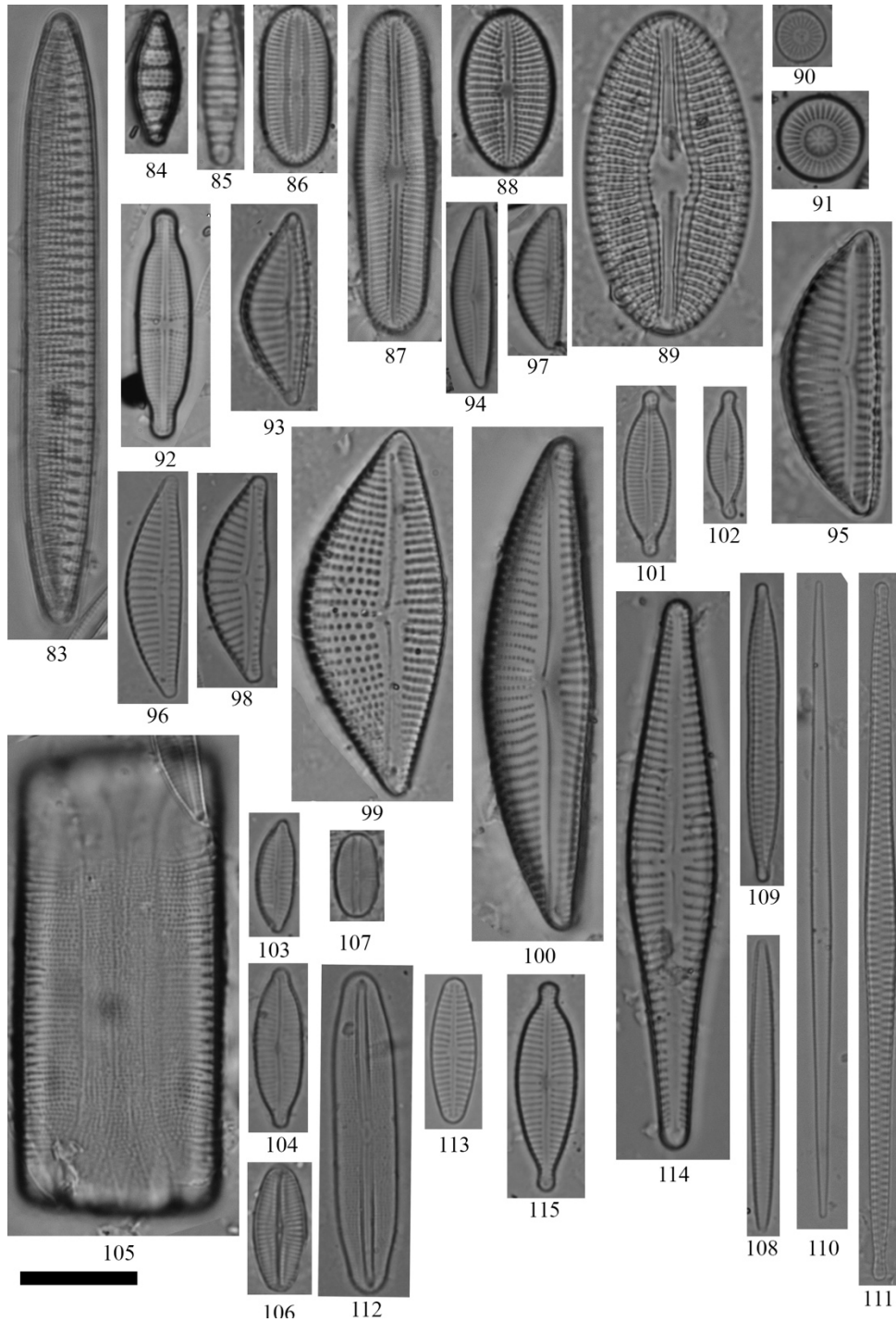
Taxón	L/D (µm)	A (µm)	L:A	Estrías (10 µm)	Fibulas (10 µm)
35. <i>Achnanthydium</i> sp. 1	7.7-18.1	2.6-3.3	2.9-5.4	33-35	NA
36. <i>Achnanthydium</i> sp. 2	13.4-22	3.7-3.9	3.6-5.6	28-29	NA
37. <i>Achnanthydium saprophilum</i> Autoridad	7.9-21.2	2.7-7.2	2.9	13-34	NA
38. <i>Achnanthydium straubianum</i>	5.4	3.1	1.7	35	NA
39. <i>Brachysira neoxilis</i>	13.3-26.5	3.3-5	4-5.3	NR	NA
40. <i>Cocconeis pediculus</i> c/f	22.7	17.5	1.2	22	NA
s/f	20.4	17	1.2	26	NA
41. <i>Delicata delicatula</i>	23.8-41.2	4.7-7	5-5.8	18-26	NA
42. <i>Denticula kuetzingii</i> var. <i>rumrichae</i>	33.3-55.4	6.4-7.1	5.2-7.8	17-18	8-9
43. <i>Diploneis separanda</i>	16.3-29.4	6.3-7.5	2.5-3.9	20-23	NA
44. <i>Diploneis</i> sp.	10.9-21.8	6.8-9.7	1.6-2.2	15-20	NA
45. <i>Diploneis subovalis</i>	28.9	15.1	1.9	14	NA
46. <i>Discostella pseudostelligera</i>	4.4-4.7	NA	NA	25-32	NA
47. <i>Discostella stelligera</i>	5.6-8	NA	NA	19-22	NA
48. <i>Dorofeyukea savannahiana</i>	13.9-20.7	4.3-5.2	3.2-3.9	24-25	NA
49. <i>Encyonema carina</i>	11.1-23.6	3.7-4.2	3-5.6	24-25	NA
50. <i>Encyonopsis microcephala</i>	12.4-15.5	3.8-3.9	3.2-3.9	25-26	NA
51. <i>Fragilaria gracilis</i>	26.3	2.3	11.4	26	NA
52. <i>Fragilaria tenera</i>	44.8-54.7	1.2-3	37.3-18.2	16-32	NA
53. <i>Gomphonema saprophilum</i>	12.4-20.5	5.4-5.9	2.2-3.4	15-17	NA
54. <i>Gyrosigma sciotoense</i>	70.2	11.5	6.1	24	NA
55. <i>Halamphora</i> sp.	18.3-33.5	4.7-9.6	3.4-3.8	12-22	NA
56. <i>Navicula cryptotenella</i>	18.3-20.3	4.5-4.6	4-4.4	19-20	NA
57. <i>Navicula radiosafallax</i>	30.6-35.8	5.4-6.3	5.6	14-17	NA
58. <i>Navicula schroeteri</i> F.	35.1	7.3	4.8	15	NA
59. <i>Nitzschia amphibia</i>	9.4-28.4	4-4.2	2.3-6.7	21-22	10-11
60. <i>Nitzschia archibaldii</i>	16.5	2.5	6.6	NR	20
61. <i>Nitzschia clausii</i>	22.3-43.1	3.6-3.7	6.1-11.6	NR	11-12
62. <i>Nitzschia dissipata</i>	22.1	4	5.5	NR	10
63. <i>Nitzschia gracilis</i>	35.3-56.4	3.1-4.1	11.3-13.7	NR	14-17
64. <i>Nitzschia palea</i>	10.3-32	3.1-4.4	3.3-7.2	NR	13-16
65. <i>Nitzschia semirobusta</i>	14.4-20.9	4.6-5.1	3.1-4	18-22	9-13
66. <i>Nitzschia siliqua</i>	16.8	3.7	4.5	21	21
67. <i>Nitzschia</i> sp.	13.9-16	3.9-4	3.5-4	30-32	14-16
68. <i>Stauroneis gossmanniae</i>	20.9-29	7.5-7.7	2.7-3.7	21-22	NA
69. <i>Stauroneis</i> sp.	14.4	3.7	3.8	22	NA
70. <i>Tryblionella angustata</i>	31.6-36.2	5-5.9	6.1-6.3	18-20	18-20
71. <i>Ulnaria biceps</i>	194-357	6.8-7.3	28.5-48.9	10-11	NA



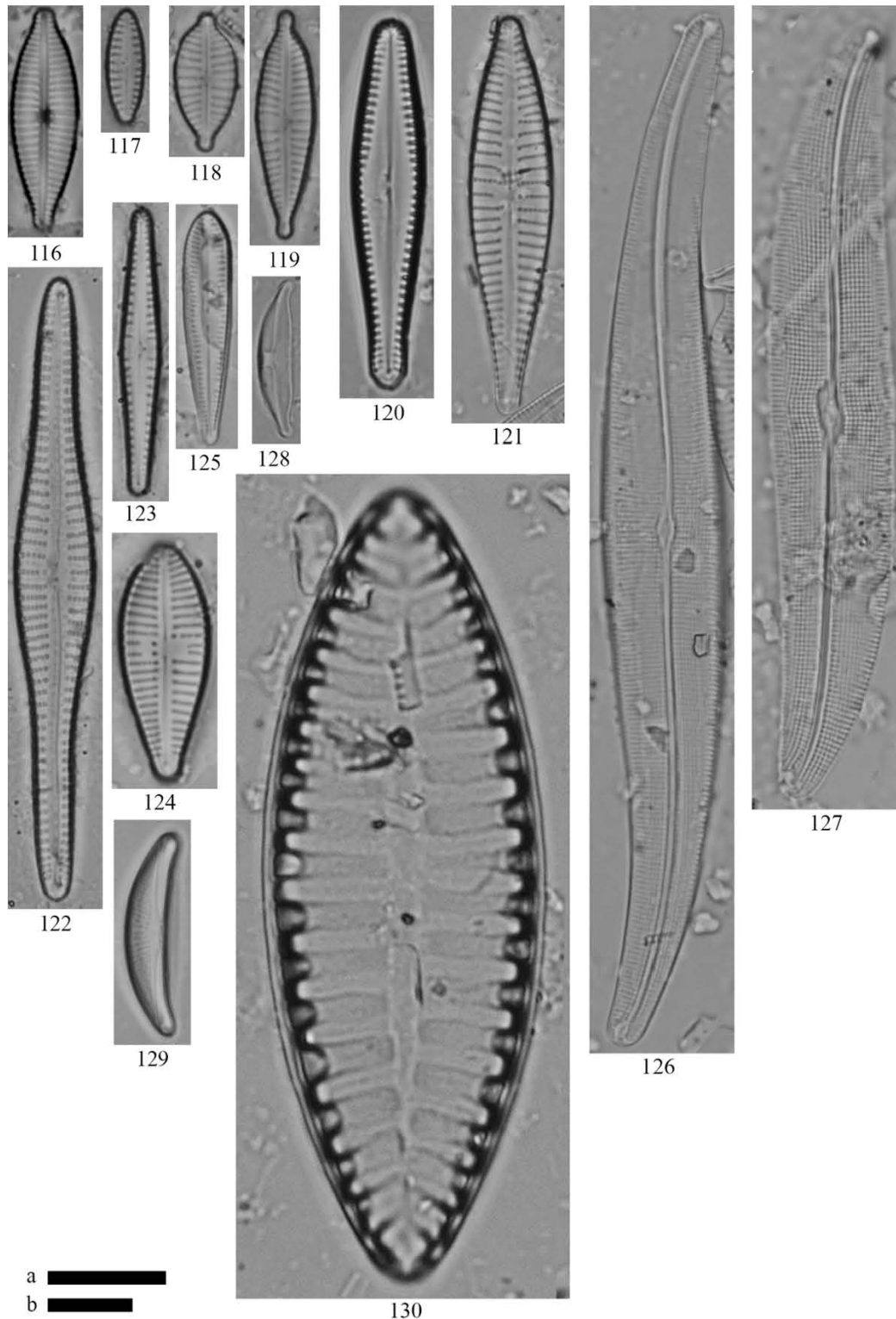
**Lámina 5.** Diatomeas (especies abundantes). 35) *Achnantheidium eutrophilum*, 36-37) *A. exiguum* [valva con y sin rafe], 38-39) *A. saprophilum* [valva con y sin rafe], 40-41) *Achnantheidium* sp. 1 [valva con y sin rafe], 42-43) *Achnantheidium* sp. 2 [valva con y sin rafe], 44-45) *Achnantheidium* sp. 3 [valva con y sin rafe], 46) *Achnantheidium* sp. 4, 47-48) *A. straubianum* [valva con y sin rafe], 49) *A. subatomus*, 50) *Adlafia bryophila*, 51) *Amphipleura chiapasensis*, 52) *A. pellucida*, 53) *Amphora copulata*, 54) *A. pediculus*, 55) *Bacillaria* sp., 56-58) *Brachysira neoexilis*, 59) *B. vitrea*, 60) *Caloneis* sp. 1, 61-62) *Caloneis* sp. 2, 63) *Campylodiscus hibernicus*. Escala= 10µm (a: 35-50, 52-62. b: 51 y 63).



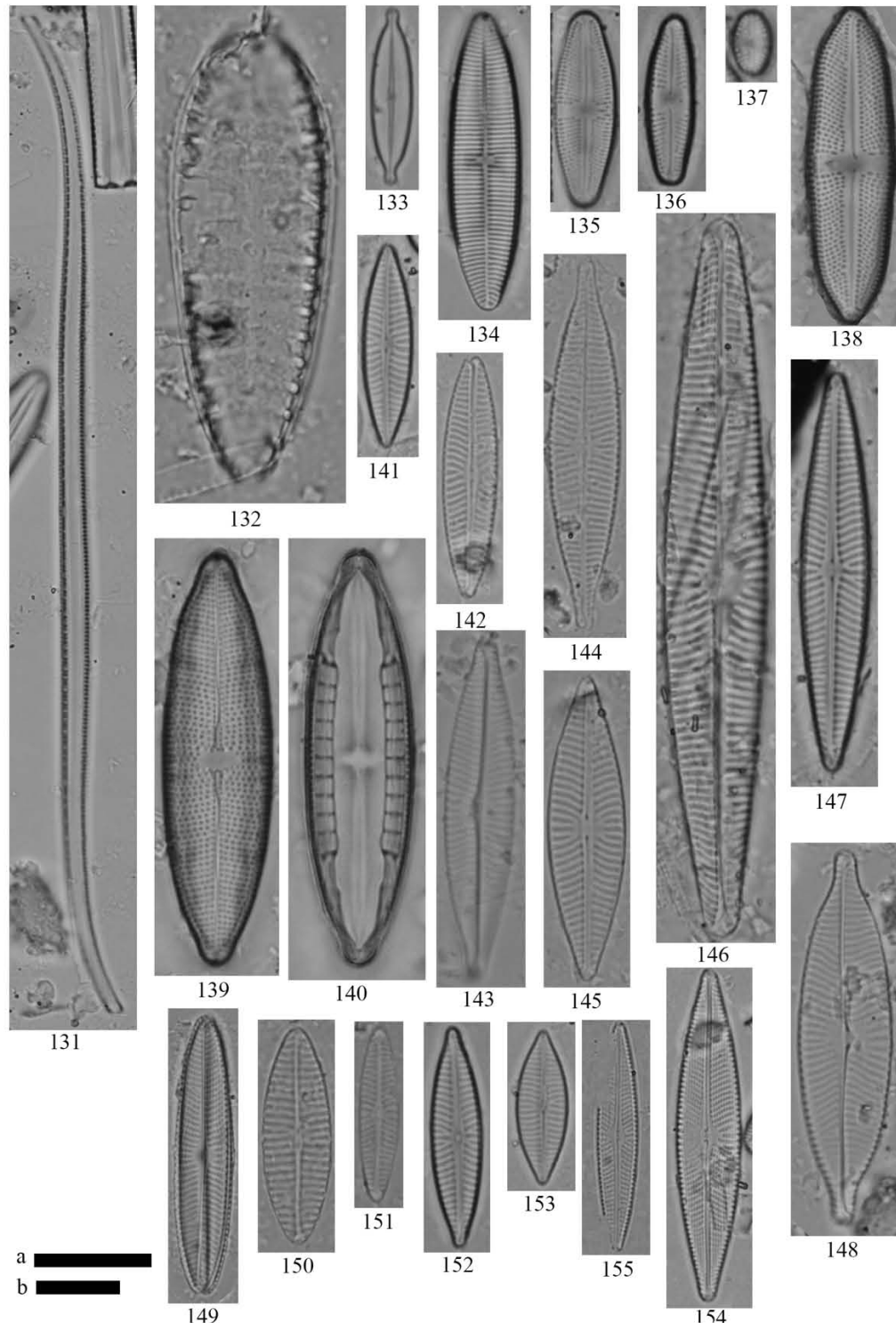
**Lámina 6.** Diatomeas (especies abundantes). 64) *Capartogramma crucicula*, 65-66) *Cocconeis euglypta* [valva con y sin rafe], 67-68) *C. pediculus* [valva con y sin rafe], 69) *Craticula ambigua*, 70-72) *C. subminuscule*, 73) *Cyclotella meneghiniana*, 74) *Cymbella affinis*, 75) *C. hustedtii*, 76) *C. neocistula*, 77) *C. tumida*, 78) *Cymbopleura amphicephala*, 79) *C. rhomboidea* var. *angusta*, 80) *Cymbopleura* sp. 1, 81) *Cymbopleura* sp. 2, 82) *Delicata delicatula*. Escala= 10µm.



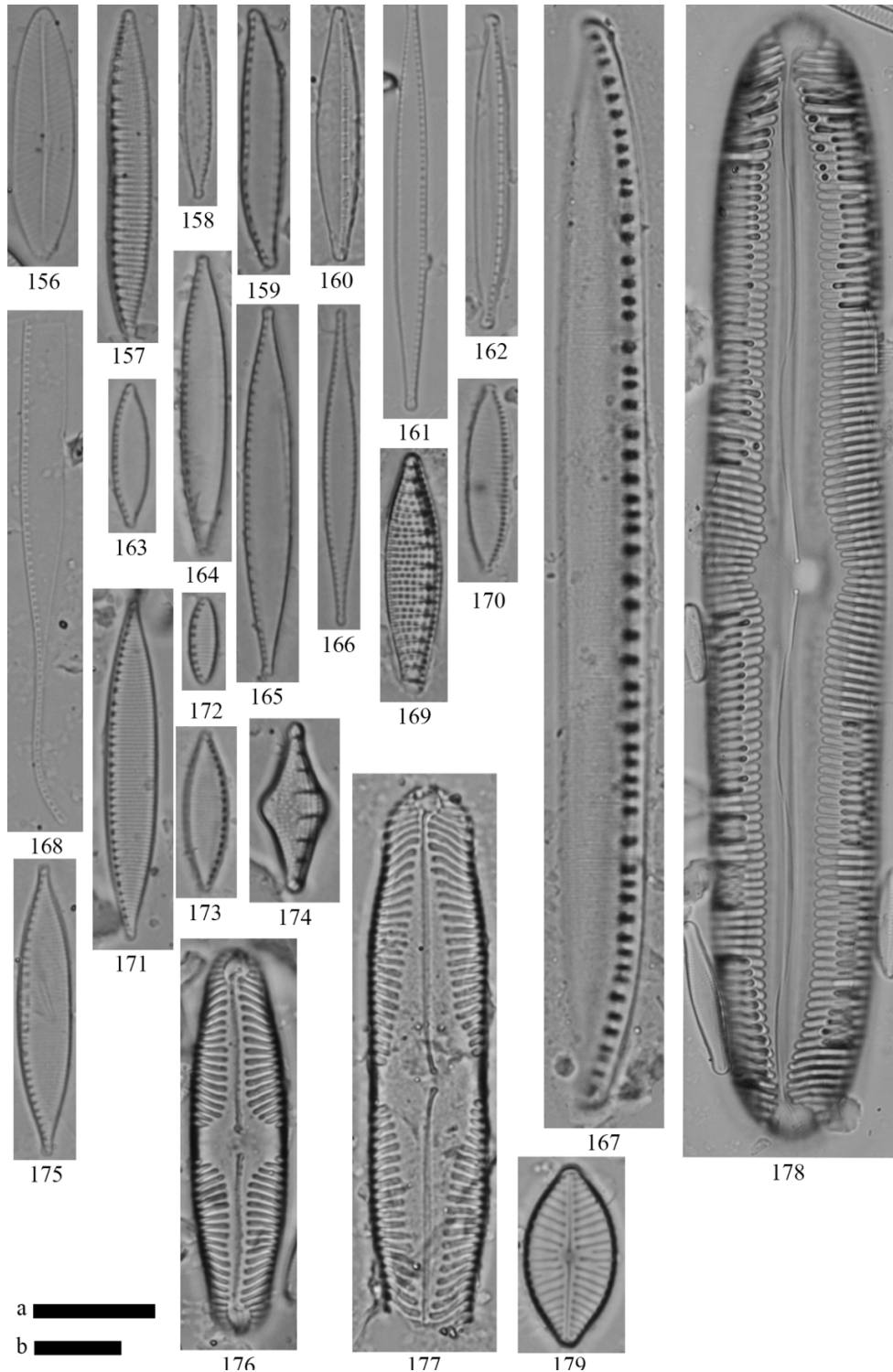
**Lámina 7.** Diatomeas (especies abundantes). **83)** *Denticula kuetzingii* var. *rumrichae*, **84)** *Denticula* sp., **85)** *Diatoma moniliformis*, **86)** *Diploneis marginestriata*, **87)** *D. separanda*, **88)** *Diploneis* sp., **89)** *D. subovalis*, **90)** *Discostella pseudostelligera*, **91)** *D. stelligera*, **92)** *Dorofeyukea savannahiana*, **93)** *Encyonema* aff. *subelginense*, **94)** *E. carina*, **95)** *E. jemtlandicum* var. *venezolanum*, **96)** *E. minutiforme*, **97)** *E. minutum*, **98)** *Encyonema* sp., **99)** *E. triangulum*, **100)** *E. vulgare*, **101)** *Encyonopsis microcephala*, **102)** *E. minuta*, **103)** *Encyonema* sp., **104)** *E. subminuta*, **105)** *Eunotia* sp., **106)** *Fallacia omissa*, **107)** *F. sublucida*, **108)** *Fragilaria gracilis*, **109)** *F. perdelicatissima*, **110)** *F. nanana*, **111)** *F. tenera*, **112)** *Frustulia amosseana*, **113)** *Geissleria* sp., **114)** *Gomphonema gracile*, **115)** *G. lagenula*. Escala= 10µm.



**Lámina 8. Diatomeas (especies abundantes).** 116) *G. parvulum*, 117) *G. pumilum* var. *rigidum*, 118-119) *G. saprophilum*, 120) *Gomphonema* sp. 1, 121) *Gomphonema* sp. 2, 122) *Gomphonema* sp. 3, 123) *Gomphonema* sp. 4, 124) *Gomphonema* sp. 5, 125) *Gomphosphenia lingulatiformis*, 126) *Gyrosigma kuetzingii*, 127) *G. sciotoense*, 128) *Halamphora montana*, 129) *Halamphora* sp., 130) *Iconella bifrons*. Escala= 10µm (a:116-129. b: 130).

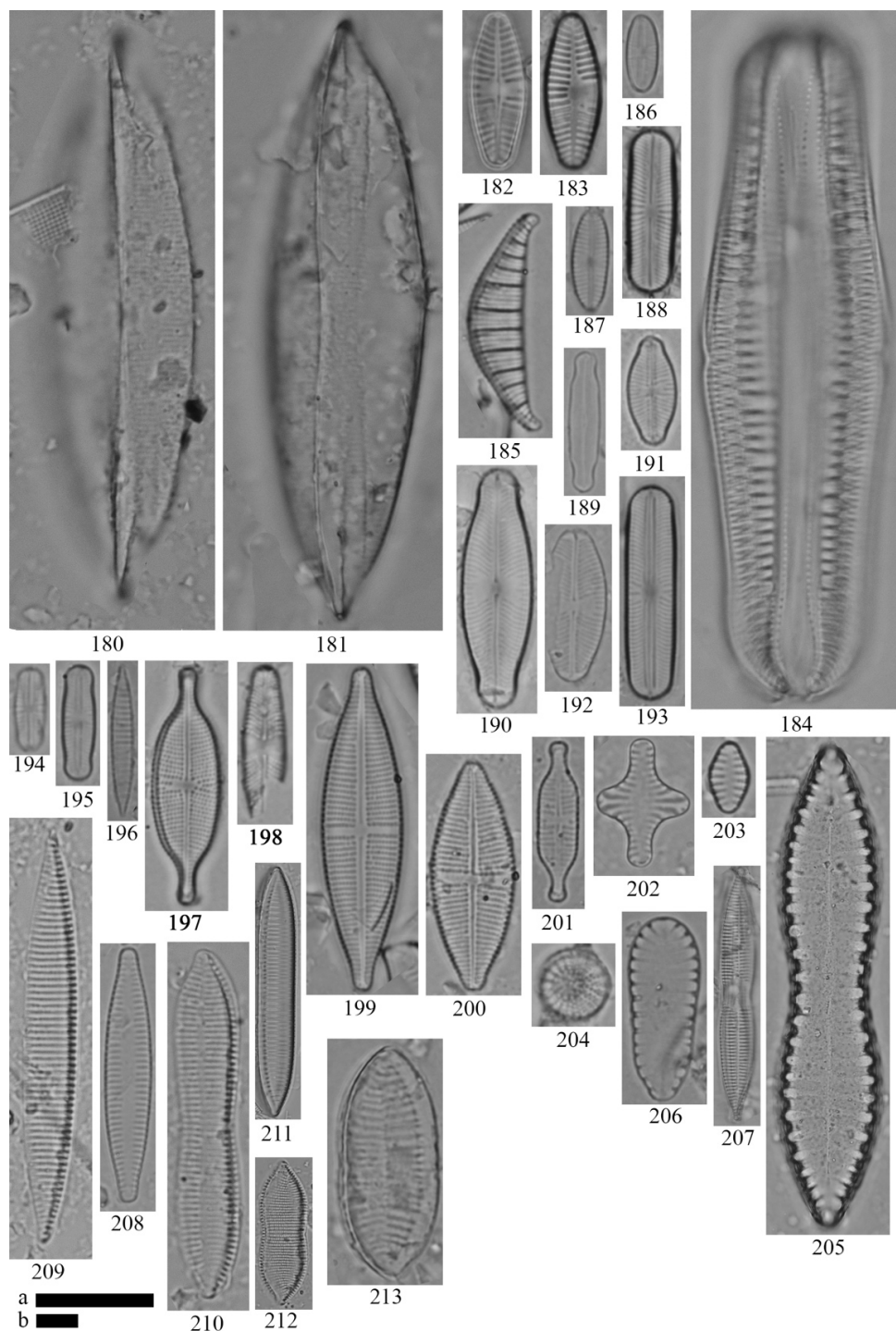


**Lámina 9.** Diatomeas (**especies abundantes**). 131) *Iconella* sp., 132) *I. tenera*, 133) *Kobayasiella* sp., 134) *Lemnicola hungarica*, 135) *Luticola intermedia*, 136) *Luticola* sp. 1, 137) *Luticola* sp. 2, 138) *Luticola* sp. 3, 139-140) *Mastogloia smithii*, **141) *Navicula cryptotenella***, 142) *N. erifuga*, 143) *N. germainii*, 144) *N. krammerae*, 145) *N. phyllepta*, 146) *N. radiosa*, **147) *N. radiosafallax***, 148) *N. salinarum*, **149) *N. schroeteri***, 150) *Navicula* sp. 1, 151) *Navicula* sp. 2, 152) *Navicula* sp. 3, 153) *Navicula* sp. 4, 154) *Navicula* sp. 5, 155) *Navicula* sp. 6. Escala= 10µm (a: 132-148, 150-153. b: 131, 149,154 y 155).

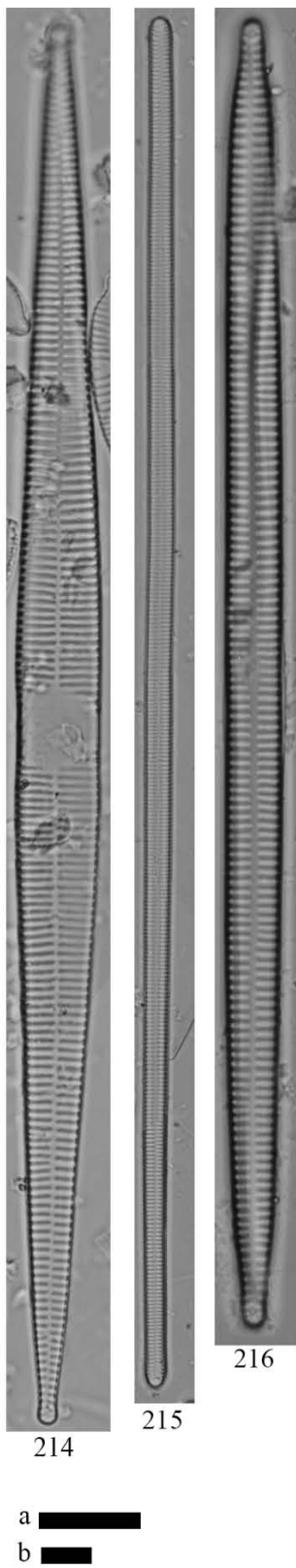


**Lámina 10. Diatomeas (especies abundantes).** 156) *N. symmetrica*, 157) *Nitzschia amphibia*, 158) *N. archibaldii*, 159) *N. clausii*, 160) *N. dissipata*, 161) *N. gracilis*, 162) *N. oligotrachenta*, 163-165) *N. palea*, 166) *N. palea* var. *tenuirostris*, 167) *N. rectirobusta*, 168) *N. reversa*, 169) *N. semirobusta*, 170) *N. siliqua*, 171) *N. solita*, 172) *N. soratensis*, 173) *Nitzschia* sp., 174) *N. tabellaria*, 175) *N. umbonata*, 176) *Pinnularia* sp. 1, 177) *Pinnularia* sp. 2, 178) *Pinnularia* sp. 3, 179) *Placoneis gracilis* f. *minor*. Escala= 10µm (a: 156-177, 179. b: 178).





**Lámina 11.** Diatomeas (especies abundantes). 180-181) *Plagiotropis* sp., 182-183) *Planothidium cryptolanceolatum* [valva con y sin rafe], 184) *Rhopalodia gibba*, 185) *R. operculata*, 186) *Sellaphora atomoides*, 187) *S. saugerresii*, 188) *Sellaphora* sp. 1, 189) *Sellaphora* sp. 2, 190) *Sellaphora* sp. 3, 191) *Sellaphora* sp. 4, 192) *Sellaphora* sp. 5, 193) *S. stroemii*, 194) *S. subbacillum*, 195) *S. ventraloides*, 196) *Simonsenia* sp., 197) *Stauroneis amicula*, 198) *S. borrichii*, **199-200) *S. gossmanniae***, **201) *Stauroneis* sp.**, 202) *Stausosira construens*, 203) *Stausosira* sp., 204) *Stephanodiscus minutulus*, 205) *Surirella grunowii*, 206) *S. minuta*, 207) *Synedra goulardii*, 208) *Tabularia fasciculata*, **209) *Tryblionella angustata***, 210) *T. apiculata*, 211) *T. calida*, 212) *T. coarctata*, 213) *T. salinarum*. Escala= 10µm (a: 180-204, 206, 208-210, 213. b: 205, 207, 211,212).



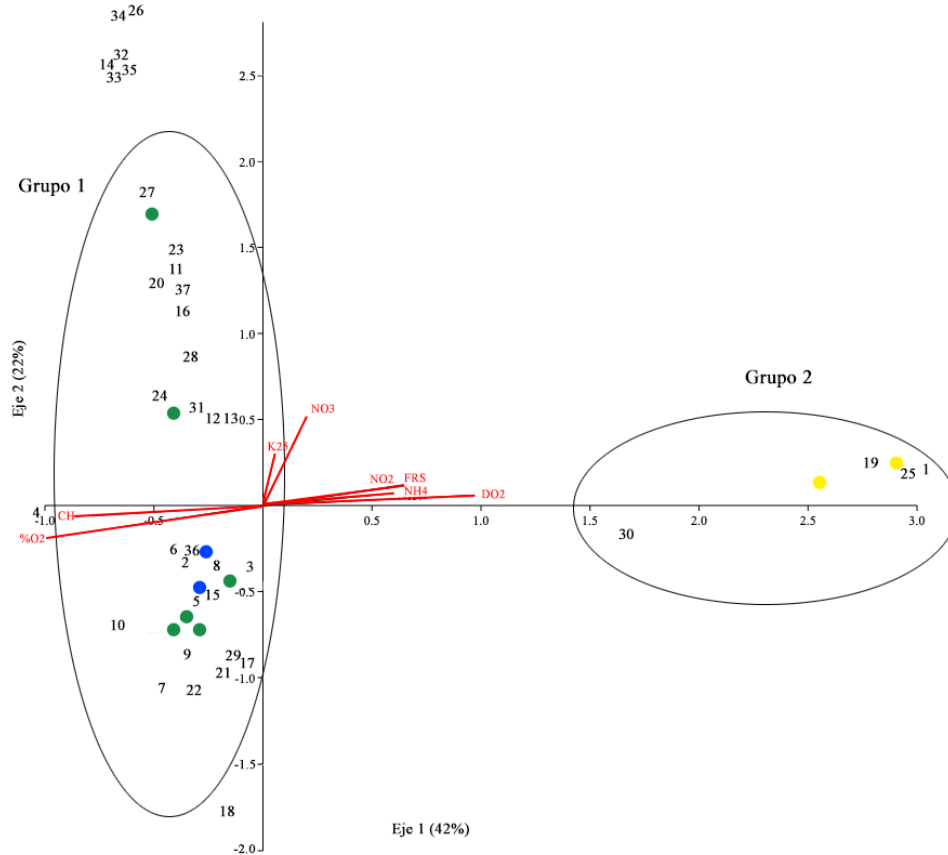
**Lámina 11. Diatomeas (especies abundantes).** 214) *Ulnaria acus*, 215) *U. biceps*, 216) *U. danica*. Escala= 10µm (a: 214 y 216. b: 215).

**Tabla 14.** Listado de especies abundantes de diatomeas epilíticas y su porcentaje de abundancia relativo.

Especie	Clave	Sitio									
		ES18	ES19	ME18	ME19	MV18	MV19	MI18	MI19	CV18	CV19
<i>Achnantheidium</i> sp. 1	1										4.7
<i>Achnantheidium</i> sp. 2	2	10.1	25.8	34.1	25.5	28.8	30.5	7.3	5.0		
<i>Achnantheidium saprophilum</i> (H. Kobayashi y Mayama) Round y Bukhtiyarova	3	5.1	5.1	7.0		4.9					
<i>Achnantheidium</i> <i>straubianum</i> (Lange- Bertalot) Lange-Bertalot.	4					3.0					
<i>Brachysira neoexilis</i> Lange- Bertalot.	5	26.6	4.9	8.9	4.8	6.4	20.0				
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg.	6								2.7		
<i>Delicata delicatula</i> (Kützing) Krammer.	7		2.6	2.6	6.6	1.8	18.8				
<i>Denticula kuetzingii</i> var. <i>rumrichae</i> Krammer	8	21.2		5.8	4.4	5.4				3.1	
<i>Diploneis separanda</i> Lange- Bertalot	9			2.8	11.2	3.0				4.1	
<i>Diploneis</i> sp.	10				2.4						
<i>Diploneis subovalis</i> Cleve	11							2.4	3.0		
<i>Discostella pseudostelligera</i> (Hustedt) Houk y Klee.	12		12.1								
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve y Grunow) Houk y Klee.	13		9.6								
<i>Dorofeyukea savannahiana</i> (R.M. Patrick) Kulikovskiy y Kociolek	14							1.7			
<i>Encyonema carina</i> Lange- Bertalot y Krammer	15	20.2	30.7	10.3	17.0	10.0	11.7				
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer.	16							1.7	3.2		
<i>Fragilaria gracilis</i> Østrup	17					2.0					
<i>Fragilaria tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	18			2.5							
<i>Gomphonema saprophilum</i> (Lange-Bertalot y E. Reichardt) Abraca, R. Jahn, J. Zimmermann y Enke.	19									48.2	56.2
<i>Gyrosigma sciotoense</i> (W.S. Sullivant) Cleve	20							3.6	5.6		
<i>Halamphora</i> sp.	21		2.1	6.9	3.5						
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot.	22			4.1	7.7	1.8					
<i>Navicula radiosafallax</i> Lange-Bertalot	23					2.2		5.8			
<i>Navicula schroeteri</i> F. Meister	24							2.4	27.5		

Especie	Clave	Sitio									
		ES18	ES19	ME18	ME19	MV18	MV19	MI18	MI19	CV18	CV19
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow.	25									30.5	28.0
<i>Nitzschia archibaldii</i> Lange-Bertalot	26							2.4			
<i>Nitzschia clausii</i> Hantzsch.	27							13.1	2.1		
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Rabenhorst.	28							3.6	16.1		
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch.	29					2.5					
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith.	30					4.5					11.7
<i>Nitzschia semirobusta</i> Lange-Bertalot.	31					2.2		2.6	3.7		
<i>Nitzschia siliqua</i> Archibald	32							1.7			
<i>Nitzschia</i> sp.	33							21.6			
<i>Stauroneis gossmanniae</i> D. Metzeltin y H. Lange-Bertalot	34							2.7			
<i>Stauroneis</i> sp.	35							1.6			
<i>Tryblionella angustata</i> W. Smith	36								1.6		
<i>Ulnaria biceps</i> (Kützing) Compere	37							3.6	5.9		

El ACC explicó el 64% de la varianza entre variables ambientales y especies abundantes de diatomeas. El primer eje explicó 42% de la varianza y el primer grupo de diatomeas esta relacionado con altos porcentajes de saturación de oxígeno, buena calidad hidromorfológica, bajas concentraciones de nutrientes y valores bajos de materia orgánica (DO<sub>2</sub>). Dentro de este grupo se encuentran especies como *Cocconeis pediculus*, *Tryblionella angustata*, *Achnantheidium* sp. 2, *Achnantheidium straubianum*, *Denticula kuetzingii* var. *rumrichae*, *Achnantheidium saprophilum*, *Encyonema carina* y *Brachysira neoexilis*. Contrario a lo anterior, el segundo grupo presentó preferencias por aguas con altas concentraciones de nutrientes, poco oxigenadas, mala calidad hidromorfológica y altas cantidades de materia orgánica, dicho grupo estuvo conformado por *Nitzschia amphibia*, *Achnantheidium* sp. 1, *Gomphonema saphophilum* y *Nitzschia palea*. El segundo eje explicó el 22% de la varianza y está relacionado de manera positiva con la conductividad específica y la concentración de nitratos (Fig. 12) (Tabla 15).



**Figura 12.** Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) de las especies abundantes de diatomeas y variables ambientales. El número corresponde a la especie correspondiente a la Tabla 14.

**Tabla 15.** Síntesis de las cargas del ACC de diatomeas (abundantes).

Variables	Cargas	
	Eje 1	Eje 2
Déficit de oxígeno (DO2)	0.96	0.06
Saturación de oxígeno (%O <sub>2</sub> )	-0.99	-0.19
Conductividad Específica (K25)	0.05	0.29
Calidad hidromorfológica (CH)	-0.86	-0.06
Nitritos (NO <sub>2</sub> )	0.64	0.11
Nitratos (NO <sub>3</sub> )	0.19	0.51
Amonio (NH <sub>4</sub> )	0.60	0.07
Fósforo reactivo soluble (FRS)	0.64	0.12

### 8.3.1 El valor indicador de las diatomeas epilíticas (*IndVal*)

El valor indicador de las diatomeas fue calculado tomando en cuenta las especies abundantes. Dichas especies fueron integradas en 2 grupos de acuerdo a la clasificación de grupos

presentes en el ACC (Fig. 12). De manera general se identificaron 7 especies indicadoras (IndVal>50) y 15 especies detectoras (IndVal 25-50).

El Grupo 1, estuvo conformado por 35 especies de diatomeas en total, las cuales presentaron el máximo valor de especificidad ( $A_{ij}=1$ ), sin embargo, los valores de fidelidad mostraron una alta variación; en donde *Achnanthydium* sp. 2 fue la única especie con el máximo valor de fidelidad ( $B_{ij}=1$ ). De las 35 especies dentro de este grupo, únicamente se identificaron 5 especies indicadoras que corresponden a *Achnanthydium* sp. 2, *Brachysira neoexilis*, *Delicata delicatula*, *Encyonema carina* y *Denticula kuetzingii* var. *rumrichae* (IndVal>50) y 13 especies detectoras: *Achnanthydium saprophilum*, *Halamphora* sp., *Navicula cryptotenella*, *Diploneis separanda*, *Navicula radiosafallax*, *Gyrosigma sciotoense*, *Diploneis subovalis*, *Navicula schroeteri*, *Encyonopsis microcephala*, *Nitzschia clausii*, *Nitzschia dissipata*, *Nitzschia semirobusta* y *Ulnaria biceps* (IndVal 25-50) (Tabla 16). Estas especies se encontraron mayormente relacionadas a una buena calidad hidromorfológica y buena calidad de agua.

El Grupo 2 estuvo conformado por 4 especies, de las cuales, *Gomphonema saprophilum* y *Nitzschia amphibia* presentaron los valores máximos de especificidad y fidelidad ( $A_{ij}=1$ ,  $B_{ij}=1$ ). Tomando en cuenta lo anterior, dichas especies fueron catalogadas como indicadoras (IndVal>50), mientras que *Nitzschia palea* y *Achnanthydium* sp. 1 como detectoras (IndVal 25-50) (Tabla 16). Estos *taxa* estarán respondiendo ante altas concentraciones de nutrientes, altos porcentajes de déficit de oxígeno y mala calidad hidromorfológica.

**Tabla 16.** Valor indicador de diatomeas epilíticas en el río El Salto, S.L.P.

Taxa	Grupo 1			Grupo 2		
	E	F	IndVal	E	F	IndVal
<i>Achanthidium sp. 2</i>	1.00	1.00	<b>100.0</b>	0	0	0
<i>Achnanthidium straubianum</i>	1.00	0.13	12.5	0	0	0
<i>Achnanthidium saprophilum</i>	1.00	0.50	<b>50.0</b>	0	0	0
<i>Brachysira neoexilis</i>	1.00	0.75	<b>75.0</b>	0	0	0
<i>Cocconeis pediculus</i>	1.00	0.13	12.5	0	0	0
<i>Delicata delicatula</i>	1.00	0.63	<b>62.5</b>	0	0	0
<i>Diploneis separanda</i>	1.00	0.50	<b>50.0</b>	0	0	0
<i>Diploneis sp.</i>	1.00	0.13	12.5	0	0	0
<i>Diploneis subovalis</i>	1.00	0.25	<b>25.0</b>	0	0	0
<i>Discostella pseudostelligera</i>	1.00	0.13	12.5	0	0	0
<i>Discostella stelligera</i>	1.00	0.13	12.5	0	0	0
<i>Dorofeyukea savannahiana</i>	1.00	0.13	12.5	0	0	0
<i>Encyonema carina</i>	1.00	0.75	<b>75.0</b>	0	0	0
<i>Encyonopsis microcephala</i>	1.00	0.25	<b>25.0</b>	0	0	0
<i>Fragilaria gracilis</i>	1.00	0.13	12.5	0	0	0
<i>Fragilaria tenera</i>	1.00	0.13	12.5	0	0	0
<i>Gyrosigma sciotoense</i>	1.00	0.25	<b>25.0</b>	0	0	0
<i>Halamphora sp.</i>	1.00	0.25	<b>25.0</b>	0	0	0
<i>Navicula cryptotenella</i>	1.00	0.38	<b>37.5</b>	0	0	0
<i>Navicula radiosafallax</i>	1.00	0.25	<b>25.0</b>	0	0	0
<i>Navicula schroeteri</i>	1.00	0.25	<b>25.0</b>	0	0	0
<i>Nitzschia archibaldii</i>	1.00	0.13	12.5	0	0	0
<i>Nitzschia clausii</i>	1.00	0.25	<b>25.0</b>	0	0	0
<i>Nitzschia dissipata</i>	1.00	0.25	<b>25.0</b>	0	0	0
<i>Nitzschia gracilis</i>	1.00	0.13	12.5	0	0	0
<i>Nitzschia semirobusta</i>	1.00	0.38	<b>37.5</b>	0	0	0
<i>Nitzschia semirobusta var. rumrichae</i>	1.00	0.63	<b>62.5</b>	0	0	0
<i>Nitzschia siliqua</i>	1.00	0.13	12.5	0	0	0
<i>Nitzschia sp.</i>	1.00	0.13	12.5	0	0	0
<i>Stauroneis gossmanniae</i>	1.00	0.13	12.5	0	0	0
<i>Stauroneis sp.</i>	1.00	0.13	12.5	0	0	0
<i>Tryblionella angustata</i>	1.00	0.13	12.5	0	0	0
<i>Ulnaria biceps</i>	1.00	0.25	<b>25.0</b>	0	0	0
<i>Achnanthidium sp. 1</i>	0	0	0	1.00	0.50	<b>50.0</b>

Taxa	Grupo 1			Grupo 2		
	E	F	IndVal	E	F	IndVal
<i>Gomphonema saprophilum</i>	0	0	0	1.00	1.00	<b>100.0</b>
<i>Nitzschia amphibia</i>	0	0	0	1.00	1.00	<b>100.0</b>
<i>Nitzschia palea</i>	0.09	0.13	1.1	0.91	0.50	<b>45.6</b>

#### 8.4 Ensamblajes de macroinvertebrados bentónicos (MIBs)

Con respecto a los macroinvertebrados bentónicos, se reconocieron 19 familias y 3 clases de organismos (Lámina 13). El sitio con una mayor riqueza de familias correspondió a MI18 (8 familias de macroinvertebrados). Por el contrario, ES19 y CV19 fueron los sitios con una menor riqueza de familias (1 y 2 familias respectivamente). De acuerdo al índice de equitatividad ( $J'$ ), ME19 fue el sitio con el valor más alto, a pesar de tener poca abundancia de organismos, lo cual representa un hábitat equilibrado de acuerdo con las familias recolectadas. Por el contrario, ES19 tuvo el menor valor debido a contar con una sola familia de MIBs (Fig. 13).

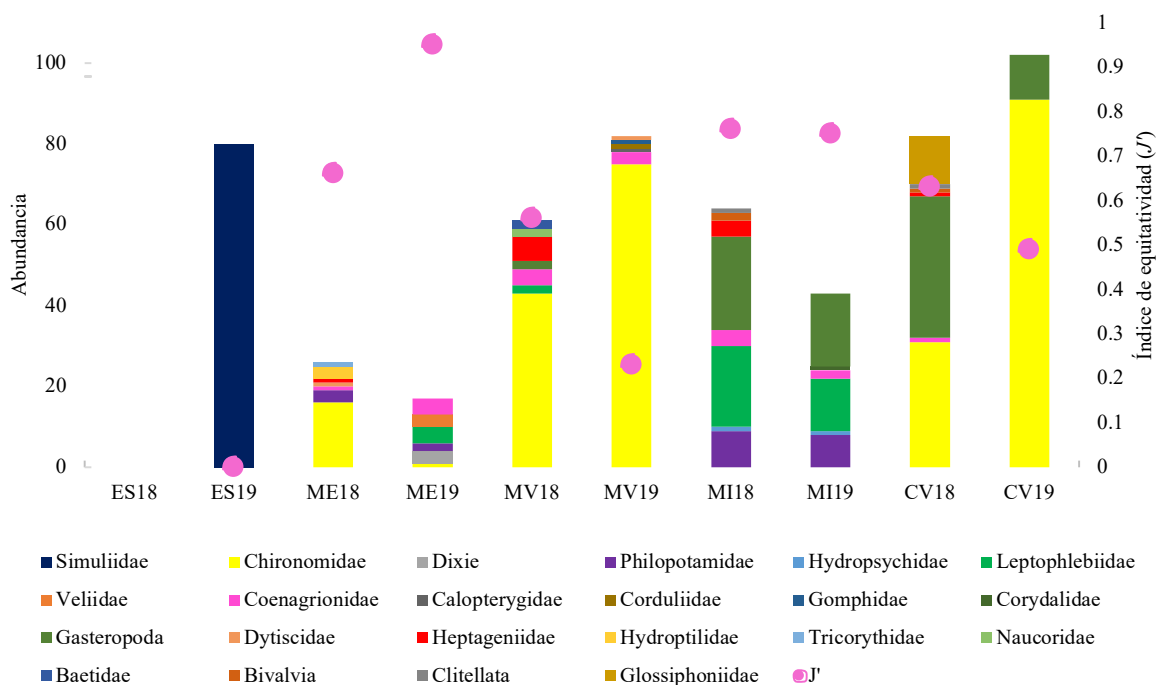


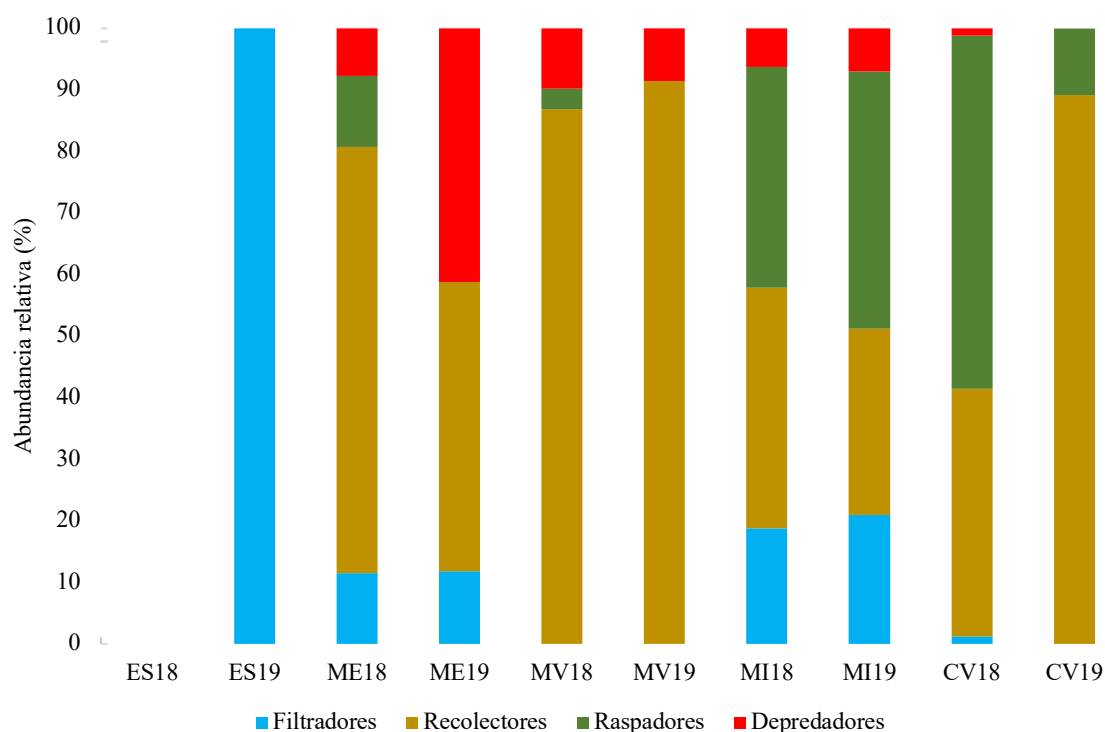
Figura 13. Diversidad de familias de macroinvertebrados bentónicos (MIBs) y su abundancia.





**Lámina 13.** Macroinvertebrados Bentónicos (Grupos Funcionales Alimenticios/Familias). **Depredadores:** 1. Calopterygidae, 2. Coenagrionidae, 3. Corduliidae, 4. Corydalidae, 5. Dytiscidae, 6. Gomphidae, 7. Naucoridae, 8. Veliidae. **Filtradores:** 9. Hydropsychidae, 10. Philopotamidae, 11. Simuliidae. **Raspadores:** 12. Gasteropoda, 13. Glossiphoniidae, 14. Hydroptilidae. **Recolectores:** 15. Baetidae, 16. Chironomidae, 17. Dixidae, 18. Heptageniidae, 19. Leptophlebiidae, 20. Oligochaeta, 21. Tricorythidae.

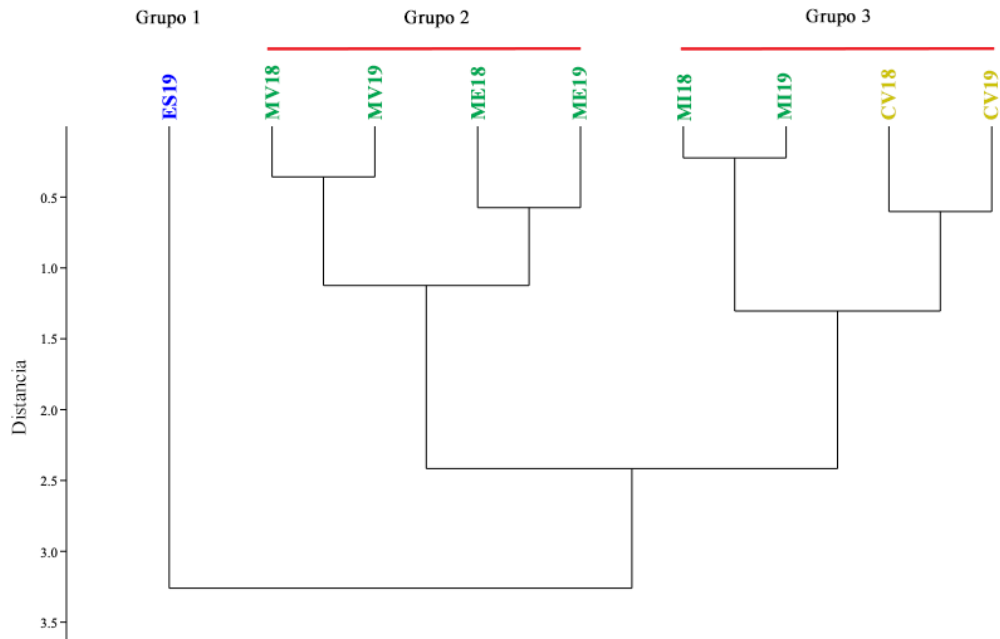
Las familias de MIBs fueron clasificadas en cuatro grupos funcionales alimenticios (GFA): raspadores, recolectores, filtradores y depredadores. Micos fue el sitio que presentó los 4 GFA en ambas épocas de muestreo en donde dominaron los organismos raspadores y recolectores. Por otra parte, ES19 se caracterizó por presentar únicamente un solo grupo funcional y únicamente en una temporada (Fig. 14).



**Figura 14.** Abundancia relativa de grupos funcionales alimenticios por sitio de muestreo.

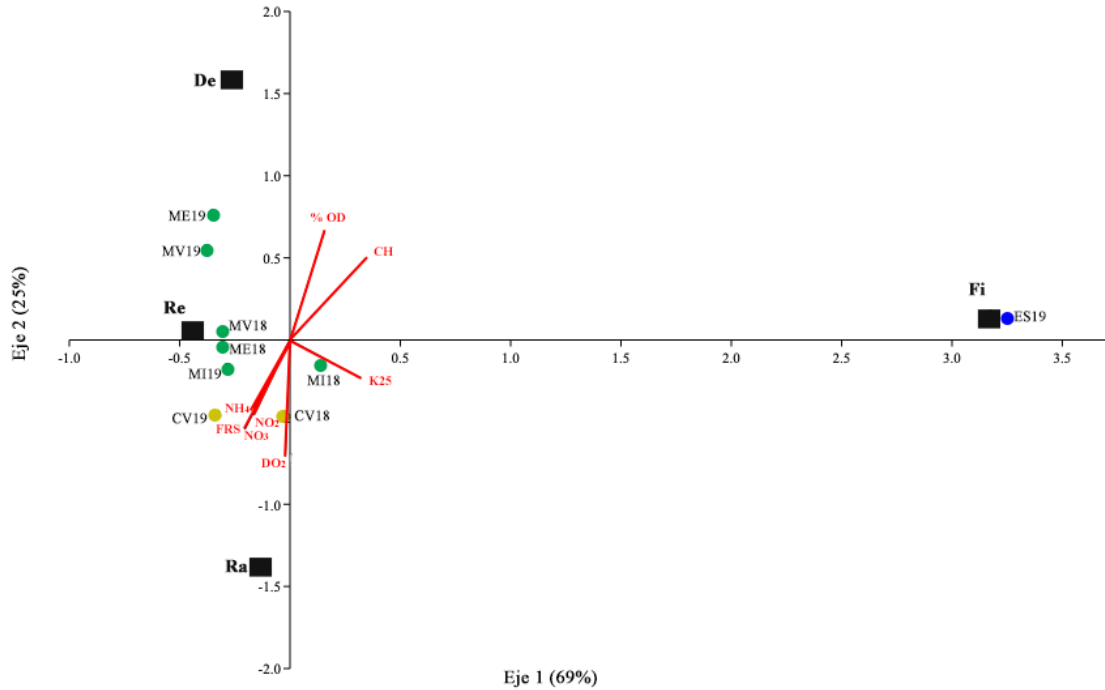
Por medio del CAJ, se formaron 3 grupos de sitios, dados por la abundancia de organismos correspondientes a cada GFA. El primer grupo corresponde solo a ES19, debido a solo presentar organismos filtradores durante una época de muestreo. El segundo grupo estuvo conformado por Minas Viejas y Meco, que fueron agrupados debido a que ambos presentaron una dominancia de organismos recolectores y depredadores. Finalmente, el tercer grupo estuvo constituido por Micos y Ciudad Valles, ya que ambos tuvieron una dominancia de organismos raspadores y recolectores (Fig. 15). A partir de este agrupamiento,

se pudo observar un gradiente de condiciones que modificó la composición de GFA, a lo largo del río.



**Figura 15.** Clasificación Ascendente Jerárquica (CAJ) de los sitios de muestreo a partir de la abundancia de grupos funcionales alimenticios (GFA). Los colores representan la calidad hidromorfológica registrada: azul=óptimo, verde= subóptimo y amarillo= pobre.

A través del ACC, se pudo explicar el 94% de la varianza en los dos primeros ejes. El primer eje explicó el 69% de la varianza dada por una correlación positiva con la conductividad específica y la calidad hidromorfológica. El segundo eje explicó el 25% de la varianza y estuvo correlacionado negativamente con el déficit de oxígeno, las concentraciones de nutrientes ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NH}_4$  y FRS) y de manera positiva con la saturación de oxígeno. A partir de lo anterior, se reconocieron 2 grupos de GFA. El grupo 1, está conformado por depredadores y filtradores, los cuales tienen afinidad por sitios con buena calidad hidromorfológica, aguas bien oxigenadas y bajas concentraciones de nutrientes. Por el contrario, el grupo 2 estuvo representado por recolectores y raspadores, el cual tuvo afinidad por altas concentraciones de nutrientes, aguas poco oxigenadas, mayor turbidez del agua y mayores cantidades de materia orgánica (Fig. 16).



**Figura 16.** Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) de grupos funcionales alimenticios y variables ambientales. **De:** depredadores, **Re:** recolectores, **Ra:** raspadores y **Fi:** filtradores.

**Tabla 17.** Síntesis de las cargas del ACC de grupos funcionales alimenticios y variables ambientales.

Variables	Cargas	
	Eje 1	Eje 2
DO <sub>2</sub>	-0.02	-0.70
Saturación de oxígeno (%O <sub>2</sub> )	0.15	0.66
Conductividad Específica (K25)	0.31	-0.23
Calidad hidromorfológica (CH)	0.34	0.50
Nitritos (NO <sub>2</sub> )	-0.16	-0.45
Nitratos (NO <sub>3</sub> )	-0.20	-0.54
Amonio (NH <sub>4</sub> )	-0.16	-0.41
Fósforo reactivo soluble (FRS)	-0.18	-0.48

#### 8.4.1 El valor indicador de los grupos funcionales alimenticios de los MIBs (IndVal)

El valor indicador de los GFA, fue calculado a partir de las familias de MIBs de acuerdo con su hábito alimenticio, el cual se clasificó para los dos grupos anteriormente mencionados de las macro y microalgas. Los cuatro GFA presentes fueron catalogados como indicadores (IndVal>50%).

El Grupo 1, estuvo conformado por organismos filtradores y depredadores. Se obtuvieron valores más altos de especificidad que de fidelidad, siendo los filtradores el grupo con una especificidad más alta ( $A_{ij}=0.96$ ). Este GFA estuvo presente en 3 de los 4 sitios que conforman al grupo 1, el cual fue mayormente representado por las familias Simuliidae y Philopotamidae. Por otra parte, los depredadores también estuvieron presentes en 3 sitios, donde el mayor número de organismos fue colectado en Minas Viejas. La familia que representó al GFA de los depredadores fue Coenagrionidae. Estos GFA están relacionados a sitios mejor conservados y con pocas concentraciones de nutrientes.

El Grupo 2, estuvo conformado por organismos recolectores y raspadores. A diferencia del grupo 1, se presentaron valores más altos de fidelidad ( $B_{ij}=1$ ) que de especificidad para ambos grupos funcionales, siendo los raspadores el grupo con un mayor valor indicador (83.5%). Correspondiente a los raspadores, la clase Gasteropoda fue el mayor representante con las mayores abundancias. Y la familia Chironomidae fue el grupo dominante de recolectores. Ambas familias estuvieron presentes en las dos épocas de muestreo, lo que les confirió el mayor valor de fidelidad. Ambos GFA, están relacionados con altas concentraciones de nutrientes y mayores cantidades de materia orgánica.

**Tabla 18. Valor indicador de los GFA de macroinvertebrados bentónicos en el río El Salto, S.L.P.**

Grupo funcional	Grupo 1			Grupo 2		
	E	F	IndVal	E	F	IndVal
Filtradores	0.96	0.63	<b>60</b>	0.04	0.5	1.8
Depredadores	0.88	0.75	<b>66</b>	0.12	0.5	6.1
Raspadores	0.17	0.5	14	0.83	1	<b>83</b>
Recolectores	0.28	0.75	20.9	0.72	1	<b>72</b>

## 8.5 Evaluación de la calidad del ecosistema

A partir de los criterios físico-químicos, se pudo identificar un gradiente de degradación relacionado a concentraciones altas de nutrientes aún en los sitios mejor conservados (Tabla 19). Claro ejemplo son los sitios de El Salto, Minas Viejas y Micos donde a pesar de contar con altas concentraciones de OD y poca materia orgánica, la incorporación de nutrientes al sistema es bastante evidente, lo cual puede deberse a la cercanía de cultivos de caña de azúcar (principalmente) y uso de fertilizantes, que pueden ser incorporados al sistema a través de filtración o escorrentías. Por otra parte, los sitios más perturbados presentaron concentraciones mucho más altas de nutrientes, especialmente de  $\text{NO}_4$  y FRS que puede estar relacionado con la entrada de aguas de desecho (zona urbana) e industriales. Con respecto a la calidad hidromorfológica, se presentaron diversas perturbaciones en todos los sitios de muestreo (Tabla 19) entre las que destacan las actividades turísticas, zonas de cultivo aledañas e infraestructura en la zona de ribera. Estas perturbaciones pueden tener impacto en la composición y presencia de los organismos al modificar la dinámica natural del sistema. Finalmente, los grupos biológicos estuvieron respondiendo ante estos criterios y confirman el gradiente de perturbación que estuvo presente a lo largo del sistema, por medio de la abundancia y variación de especies en las dos temporadas de muestreo (Tabla 19). Si bien, se presentaron *taxa* de macroalgas con requerimientos ecológicos particulares y en sitios exclusivos poco perturbados (p.e. *Kumanoa globospora*), también se pudieron reconocer especies que fueron exclusivas de sitios perturbados y eutrofizados (p.e. *Oscillatoria princeps* y *O. cf. simplicissima*). Caso similar se presentó en los ensambles de diatomeas, que estuvieron respondiendo ante el estado trófico y cantidad de materia orgánica (Tabla 19); siendo especies características de sitios oligo-mesotróficos *Brachysira neoexilis*, *Achnantheidium* sp. 2 y *Encyonema carina*. Por otro lado, en condiciones de eutrofización y contaminación orgánica, la composición del ensamble cambió radicalmente así como una menor riqueza de especies, ya que dominaron organismos que pueden tolerar condiciones de alto estrés como *Nitzschia palea*, *N. amphibia* y *Gomphonema saprophilum*. Por último, se pudo observar variaciones de los GFA relacionados con la disponibilidad de sustrato y materia orgánica predominante (Tabla 19), donde los filtradores y depredadores fueron más representativos en los sitios poco perturbados y los recolectores y raspadores dominaron los sitios más perturbados.

### *8.5.1 Integración de la calidad ecológica del río El Salto*

A partir de la integración de los diferentes grupos biológicos con los criterios físico-químicos e hidromorfológicos, es posible tener una primera aproximación del estado ecológico del río El Salto (Tabla 19). Debido a que los sitios presentan cierto grado de perturbación, es indispensable considerar el muestreo de sitios mejor conservados para poder establecer condiciones de referencia y, posteriormente, realizar un seguimiento del componente biológico y proponer protocolos de monitoreo que permitan mejorar el estado ecológico de El Salto y otros sistemas similares.

**Tabla 19.** Criterios físico-químicos, hidromorfológicos y biológicos para la evaluación de la calidad ecológica.

Sitio	Físico-químicos	Calidad Hidromorfológica	Macroalgas	Diatomeas	Grupos funcionales alimenticios (MIBs)
El Salto	Altas concentraciones de OD y poca materia orgánica. Sin embargo, una alta concentración de NO <sub>3</sub> durante el primer muestreo, posiblemente por el uso de fertilizantes en zonas de cultivo.	Interrupción de flujo debido a la implementación de una central hidroeléctrica. Zonas de cultivo cercanas al cauce.	<i>Coleodesmium</i> sp. ha sido reportado como indicador de ausencia de nitrógeno, pero por su condición subaérea y baja cobertura, no es posible atribuirle dicho valor. Además, se registró el desarrollo de <i>taxa</i> característicos de flujo lento (debido al desvío del flujo a la central hidroeléctrica), lo cual habla de perturbaciones físicas en el río.	A pesar de no encontrar cantos rodados para el análisis de diatomeas (debido a la presencia únicamente de roca madre), se identificaron especies características de sistemas carbonatados y oligotróficos como <i>Brachysira neoexilis</i> y <i>Encyonema carina</i> .	Al ser solo roca madre, no existe sustrato para el establecimiento de MIBs, únicamente de organismos filtradores que son capaces de adherirse a la roca madre y alimentarse a través del poco flujo del río. Donde la materia orgánica es fina.
El Meco	Aguas bien oxigenadas y poca cantidad de materia orgánica.	Presencia de zonas de cultivo y pobladores que hacen uso local del río. Posible entrada de fósforo por el uso de jabones domésticos.	La presencia de <i>Kumanoa globospora</i> y <i>Chara</i> sp. podrían confirmar las condiciones oligotróficas del sistema, ya que son organismos sensibles a eutrofización.	Mayor disponibilidad de sustrato para las diatomeas, donde <i>Achnanthydium</i> sp. 2 y <i>Encyonema carina</i> son especies que se desarrollan condiciones oligotróficas.	La dominancia de organismos depredadores y recolectores habla de una mayor heterogeneidad de sustrato, así como un mayor número de presas para el establecimiento de depredadores.
Minas Viejas	Presentó los niveles más bajos de conductividad y aguas bien oxigenadas. Sin embargo, altas concentraciones de NO <sub>3</sub> y NH <sub>4</sub> .	Sitio recreativo con construcción de puentes para uso turístico.	El desarrollo de <i>K. globospora</i> y <i>Tolybothrix</i> sp. podrían inferir condiciones oligotróficas.	Poca disponibilidad de sustrato. <i>Achnanthydium</i> sp. 2 y <i>Delicata delicatula</i> dominaron el ensamble de diatomeas. Las cuales inferen	Debido a que el sitio de colecta de MIBs fue en un ambiente tipo poza, hubo una dominancia de recolectores (Chironomidae) los



Sitio	Físico-químicos	Calidad Hidromorfológica	Macroalgas	Diatomeas	Grupos funcionales alimenticios (MIBs)
				sistemas oligotróficos y baja materia orgánica.	cuales son característicos de sitios con alta descomposición de materia orgánica y poco OD. Sin embargo, esto no quiere decir que todo el sitio presente dichas características.
Micos	Poca materia orgánica y altas concentraciones de OD, pero con las concentraciones más altas de NO <sub>3</sub> de todos los sitios de muestreo.	Construcciones en la zona de ribera debido al turismo.	La dominancia de <i>Phormidium</i> spp. y <i>Cladophora</i> sp. 4 (género con amplio rango de preferencias) podrían indicar condiciones mesotróficas.	Bastante sustrato disponible para las diatomeas, sin embargo, la dominancia de especies diferentes a las de los primeros sitios como <i>Nitzschia dissipata</i> y <i>Nitzschia</i> sp. infieren condiciones mesotróficas y comienza a haber indicios de materia orgánica.	Se observó una mayor heterogeneidad de MIBs, siendo los recolectores y raspadores los más abundantes. Los recolectores tuvieron un mayor acceso de alimento debido al sustrato disponible de donde obtienen su alimento y, por otra parte, los raspadores se alimentan de perifiton existente en el sustrato lo cual puede indicar la presencia de nutrientes que favorecen el crecimiento de perifiton.
Ciudad Valles	Altas concentraciones de nutrientes, especialmente de NH <sub>4</sub> y altas cantidades de materia orgánica. Poco OD en el sistema.	Modificación de un lado de la zona de ribera, plancha de concreto y construcción de puente. Sin sustrato natural.	Se reconocieron cianobacterias que son dominantes en sistemas eutrofizados como	La composición cambia totalmente y la dominancia de <i>Nitzschia palea</i> , <i>N. amphibia</i> y <i>Gomphonema</i>	Hubo una dominancia de recolectores y raspadores. Los recolectores, al igual que en Minas Viejas

Sitio	Físico-químicos	Calidad Hidromorfológica	Macroalgas	Diatomeas	Grupos funcionales alimenticios (MIBs)
			<i>Oscillatoria princeps</i> y <i>Phormidium</i> sp. 6.	<i>saprophilum</i> confirman la fuerte contaminación por materia orgánica y eutrofización.	fueron Chironomidos de coloración roja, lo cual indica bajas concentraciones de OD debido a la descomposición de materia orgánica. Por otra parte, hubo un mayor crecimiento de perifiton que pudo deberse a un mayor aporte de nutrientes que favoreció el desarrollo de organismos raspadores.
Confluencia	Buena oxigenación y poca materia orgánica. Nutrientes altos, especialmente NO <sub>3</sub> y FRS.	Construcción de puentes y carreteras. Nula estabilidad de los bancos. Sustrato compuesto por arena y limo.	Debido al poco sustrato disponible, únicamente se identificaron crecimientos de cianobacterias del género <i>Oscillatoria</i> y <i>Phormidium</i> , que han sido catalogados como tolerantes a eutrofización.	Al no encontrarse sustrato mineral disponible, no se colectaron diatomeas. Lo cual habla de poca disponibilidad de nichos para el establecimiento de otros organismos.	Por la presencia de arena y limo, no hubo ensambles de MIBs. Lo cual habla del alcance de estos organismos para poder desarrollarse en los ecosistemas. Por lo que la ausencia de MIBs estuvo relacionada con la baja calidad hidromorfológica del sitio.

## 9. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

El estudio de ríos tropicales ha sido poco desarrollado comparado con el de ríos templados. De manera general, los ríos tropicales presentan concentraciones bajas de nutrientes y, por consiguiente, la productividad primaria es baja (Douglas *et al.*, 2005, en Davies *et al.*, 2008). El río El Salto, perteneciente a la cuenca del Río Pánuco, presentó características geográficas, geológicas y climáticas que lo definen como un sistema tropical de tipo calcáreo. Desde el punto de vista geográfico, El Salto se localiza a los 22° N y, considerando que las zonas tropicales se refieren a todas aquellas regiones localizadas entre los paralelos 23° N y 23° S (Boulton *et al.*, 2008), se puede atribuir esta característica geográfica al sistema.

De manera geológica, la Huasteca Potosina es una región homogénea conformada por rocas calcáreas y travertinos (Montejano *et al.*, 2000), lo que le confiere altas concentraciones de carbonatos disueltos (Cantoral-Uriza, 1997), que son característicos de la composición iónica dominante en diversos sistemas acuáticos epicontinentales (Wetzel, 2001). En los sistemas acuáticos donde predominan depósitos de carbonato de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ), como es el caso del El Salto, se les ha denominado como sistemas calcáreos o sistemas de aguas duras (Grimaldo *et al.*, 2016) debido a las concentraciones de  $\text{CaCO}_3$ , las cuales oscilaron entre 8 y 73  $\text{mg L}^{-1}$   $\text{CaCO}_3$ . Esta característica tiene cierta influencia en el flujo de nutrientes, especialmente del fósforo. Los fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) precipitan con las formaciones de  $\text{CaCO}_3$  a través de adsorción o incorporación, por lo tanto, disminuyen las concentraciones de fósforo disueltas en el agua (House *et al.*, 1986, en Corman *et al.*, 2016). Desde el punto de vista climático, se puede establecer un marco definido de comparación entre los sistemas tropicales y templados. Esta diferencia está relacionada con el gradiente de latitud que moldea gran parte del clima (Lewis, 2008, en Boulton *et al.*, 2008), donde en los sistemas tropicales las temperaturas son mayores por lo que existe una mayor tasa de evaporación y, por otro lado, de precipitación, que conllevan a condiciones de estrés y los organismos quedan a expensas de estos gradientes.

Los ecosistemas fluviales son sistemas abiertos que están expuestos a una entrada continua de materiales particulados y disueltos procedentes de la cuenca de drenaje (Martí y Sabater, 2009) y se caracterizan por su elevada capacidad de transformar y retener nutrientes (Peterson *et al.*, 2001, en Martí y Sabater, 2009). Parte de la disponibilidad de nutrientes y gases disueltos en agua, se debe a la temperatura. La temperatura regula, entre otras cosas, la

solubilidad de  $O_2$  y  $CO_2$  y acelera la disolución de minerales (Butturini *et al.*, 2009), ya que, la solubilidad del  $O_2$  disminuye en presencia de altas temperaturas. Estas características fueron registradas en el Salto en donde las temperaturas cálidas del agua ( $20.3^\circ$  y  $31.3^\circ C$ ) y la baja presión dada por la elevación de los sitios (61-418 m s.n.m.), tienen influencia sobre la concentración de oxígeno disuelto la cual es substancialmente bajo contrario a lo reportado en latitudes templadas (Lewis, 2008; Boulton *et al.*, 2008). Las concentraciones de oxígeno fueron más altas en los sitios de la parte alta de la subcuenca con una tendencia a disminuir hacia los sitios más bajos donde la velocidad de corriente es menor y dificulta la oxigenación del agua. Estas concentraciones y distribuciones de oxígeno en el agua, afectan de manera significativa la solubilidad de varios nutrientes inorgánicos (Wetzel, 2001). Los nutrientes que son transportados a través de los ríos tienen influencia en las actividades bióticas y pueden servir como importantes indicadores de cambios dentro de la cuenca (Howarth *et al.*, 1996, en Bellos *et al.*, 2004). En la mayoría de ecosistemas naturales, el nitrógeno y el fósforo juegan un papel importante en la limitación de la productividad primaria (Bellos *et al.*, 2004).

El nitrógeno puede ser incorporado al sistema de distintas formas como amonio ( $NH_4^+$ ), nitritos ( $NO_2^-$ ) y nitratos ( $NO_3^-$ ), debido a fertilizantes (utilizados en zonas de agricultura), aguas de desecho de zonas urbanas e industriales y vía atmosférica (especialmente nitrato y amonio) (Wetzel, 2001). De manera particular, las formas de nitrógeno dominantes correspondieron a amonio ( $0.001-19.5 \text{ mg L}^{-1}$ ), especialmente en Ciudad Valles, sitio que se encuentra ubicado en la zona urbana, donde la entrada de componentes alóctonos al sistema puede ser mayor; así como la influencia de una planta de tratamiento de aguas residuales que trabaja con un tratamiento secundario, el cual tiene como objetivo cargas de materia orgánica y algunos nutrientes disueltos (Carey y Migliaccio, 2009), sin embargo, es posible que el agua vertida al sistema, aún contenga altas concentraciones de nutrientes, particularmente de  $NH_4^+$ , las cuales se ven favorecidas por la baja oxigenación del agua (Wetzel, 2001) que impide la oxidación a otros compuestos. Por otro lado, las concentraciones de  $NO_3^-$  y  $NO_2^-$  presentaron un rango de variación de  $0.02-1.05 \text{ mg L}^{-1}$  y  $0.002-0.125 \text{ mg L}^{-1}$  respectivamente. Si bien existen diferentes vías de entrada de formas de nitrógeno inorgánico al cauce, a lo largo de El Salto se encuentran distribuidas extensas áreas dedicadas a la agricultura las cuales se han reportado como una de las

principales actividades que aporta altas concentraciones de nitrógeno al sistema (Bellos *et al.*, 2004).

Por otra parte, el fósforo es un nutriente esencial utilizado para el crecimiento y transporte de energía de todos los seres vivos (Hecky *et al.*, 1988, en: Worsfold *et al.*, 2016) y generalmente es el nutriente limitante para la productividad primaria en ecosistemas acuáticos (Vitousek *et al.*, 2010, en: Worsfold *et al.*, 2016). El fósforo inorgánico disuelto, en forma de ortofosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) es la más utilizada y biodisponible por los productores primarios (Monbet *et al.*, 2009; Sanudo-Wilhemly, 2006, en: Worsfold *et al.*, 2016). En los sistemas lóticos, existen diferentes vías de entrada de fósforo que están vinculadas a las zonas urbanas, actividades industriales y agrícolas (Wetzel, 2001). Estos tipos de actividades estuvieron distribuidos a lo largo de El Salto, dominando las zonas de agricultura para la producción de caña de azúcar, los cuales, incorporan fósforo al sistema a través de filtraciones a nivel de suelo (Wetzel, 2001). Por esta razón, las concentraciones de ortofosfatos a lo largo del sistema, no presentan alguna tendencia a aumentar hacia las partes bajas debido a la influencia de zonas de cultivo. Aunado a lo anterior, el sedimento carbonatado influye de manera importante en la disponibilidad de fósforo disuelto, ya que, el  $\text{PO}_4^{3-}$  puede precipitar con los cristales de  $\text{CaCO}_3$  que propicia un “secuestro” de fósforo dentro del sedimento (Kitano *et al.*, 1978; House *et al.*, 1986, en: Corman *et al.*, 2016), el cual es considerado como uno de los procesos endógenos más importantes de remoción de fósforo de la columna de agua (Avilés *et al.*, 2006, en: Corman *et al.*, 2015).

Con respecto a las condiciones de referencia, en todos los sitios de muestreo se reconocieron diversos estresores o condiciones de perturbación que estuvieron modificando la dinámica de los ensamblajes biológicos. La perturbación más evidente fue el establecimiento de zonas de cultivo aledañas al cauce, el cual es un estresor típico y común de otros sistemas lóticos (p. e. Hooke y Mant, 2002), lo cual puede incrementar las concentraciones de nutrientes y pesticidas a través de infiltración que es introducida al río (Sánchez-Montoya *et al.*, 2009). Otro tipo de perturbación fue la variación de cobertura vegetal, la cual es una importante fuente de materia orgánica alóctona al sistema la cual puede ser aprovechada por distintas poblaciones de MIBs, esta condición fue evidente en sitios como El Salto y Ciudad Valles donde el aporte de materia orgánica alóctona era escaso debido a que era una

característica natural en El Salto y por la implementación de infraestructura (planchas y bardas de cemento) en Ciudad Valles.

Si bien los sitios del presente estudio reflejaron ciertos grados de perturbación, las condiciones de los sitios El Salto, Minas Viejas y Micos refieren condiciones hidromorfológicas y físico-químicas poco perturbadas, sin embargo los indicadores biológicos no sustentan dichas métricas, por lo que no es posible establecer las condiciones de referencia con los sitios considerados.

### **9.1 Macroalgas bentónicas**

El uso de organismos indicadores tiene ventajas sustanciales sobre los análisis físicos y químicos, ya que dan información del estado histórico del cuerpo de agua y no sólo del momento de la toma de la muestra, por lo que las algas bentónicas (macroalgas y diatomeas) es uno de los grupos más usados para realizar la evaluación biológica, ya que tienen una amplia distribución y responden rápidamente a los cambios ambientales (Bojorge-García y Cantoral-Uriza, 2016).

La composición de macroalgas en El Salto, que estuvo dominada por Cianobacterias, Chlorophytas y Ochrophytas, corresponde a los filos más comunes que se desarrollan en sistemas lóticos tropicales (Branco y Pereira, 2002) los cuales presentan varias estrategias de adaptación para poder establecerse en este tipo de ambientes (Sheath y Cole, 1992, en Necchi, 2016). Tales como: el desarrollo de estructuras de resistencia ante condiciones adversas (Bellinger y Sigeo; 2015), producción de mucilago para tolerar desecación y estrés hídrico debido al constante flujo de agua (Whitton y Potts, 2000), almacenamiento de sustancias de reserva ante limitación de nutrientes (Kelly y Whitton, 1998, en Mateo *et al.*, 2015) y diversas formas de crecimiento como costras, filamentos, fascículos, etc (Sheath y Cole, 1992, en Wehr y Sheath, 2003). El hecho de que la gran mayoría de macroalgas registradas se desarrollen en forma de filamentos como los *taxa* de *Cladophora* sp., *Phormidium* sp. y *Spirogyra* sp., les permite adherirse a diferentes tipos de sustrato, adaptándose de este modo a ambientes muy heterogéneos (Margalef, 1983, en Berrendero, 2008) como lo son los sistemas fluviales.

Una de las estrategias más exitosas que presentan las macroalgas dentro de los sistemas lóticos son las distintas formas de dispersión (Branco *et al.*, 2014), en particular de los filos Chlorophyta y Cyanobacteria que presentan formas de dispersión más eficientes vía esporas, fragmentos vegetativos o células de resistencia (Branco *et al.*, 2014) que bajo condiciones favorables, podrán dar origen a nuevos filamentos. Caso contrario se presenta en el grupo de las Rhodophyta, ya que no tienen la capacidad de formar células de resistencia y la dispersión a lo largo de grandes distancias no es eficiente (Sheath y Hambrook, 1990, en Branco *et al.*, 2014) y necesitan condiciones ambientales muy particulares, por lo que se ha reportado que las Rhodophyta están ausentes en sitios contaminados, lo cual las cataloga como organismos sensibles a contaminación orgánica (Branco y Pereira, 2002).

Los sistemas lóticos son ecosistemas altamente dinámicos, donde las interacciones biológicas y ambientales son complejas y las perturbaciones naturales son relativamente comunes (Lake, 2000, en Rocha *et al.*, 2017), lo que da como resultado que las macroalgas se vean afectadas por estos factores. Lo anterior tiene relación con los valores de riqueza de especies en cada sitio (Fig. 7) donde se aprecia una disminución de *taxa* hacia la parte baja del río conforme las concentraciones de nutrientes, la calidad hidromorfológica y las perturbaciones antropogénicas se van modificando (Verb y Vis, 2001, 2005; Rocha *et al.*, 2017), lo cual se registró en Ciudad Valles y Confluencia; al presentar la menor diversidad de *taxa* ante condiciones de mala calidad hidromorfológica, altas concentraciones de nutrientes y materia orgánica (Fig. 9). Lo que da como resultado la presencia de organismos altamente adaptados que toleran estas condiciones de estrés.

Sumado a lo anterior, la diversidad y heterogeneidad de macroalgas presentes en los demás sitios responden a gradientes físicos y químicos que se desarrollan desde las cabeceras hacia las zonas medias y bajas de los sistemas lóticos (Vannote *et al.*, 1980). 25 *taxa* de macroalgas estuvieron distribuidos en los sitios que estuvieron caracterizados por presentar una buena calidad hidromorfológica, altos porcentajes de oxígeno disuelto y bajas concentraciones de nutrientes, siendo *Cladophora* sp. y *Spirogyra* sp. los géneros más representativos de estos sitios, debido a que se desarrollan en todo tipo de ambientes acuáticos, abarcando diferentes estados tróficos, desde sistemas prístinos hasta sistemas eutróficos y en latitudes templadas o tropicales (Graham *et al.*, 2009; en Zulkifly *et al.*, 2013), así mismo; desarrollan distintas estrategias de reproducción sexual y asexual que explican su

persistencia en los sistemas lóticos (Zulkifly *et al.*, 2013), lo cual explica su amplia distribución a lo largo de El Salto (presente en 5 de los 6 sitios colectados).

De manera general, las poblaciones de macroalgas respondieron a gradientes físicos, químicos e hidromorfológicos (naturales o antropogénicos), a través de cambios en los porcentajes de cobertura algal, composición taxonómica y adaptaciones morfofisiológicas que les permitieron ser indicadores del estado ecológico.

### 9.1.1 Valor indicador de las macroalgas bentónicas

El valor indicador de macroalgas determinó 19 *taxa* con un IndVal significativo (25-50%), las cuales fueron distribuidas en dos grupos de sitios con características particulares. En ambos grupos, se presentaron valores más altos de especificidad que de fidelidad, lo cual indica que las especies a pesar de presentar abundancias constantes, no estuvieron presentes en todos los sitios de muestreo. Debido a lo anterior, las especies de ambos grupos fueron catalogadas únicamente como detectoras.

Dentro del G1, *Kumanoa globospora* (Rhodophyta) fue la especie con el valor indicador más alto (50%) y es una especie característica de sistemas alcalinos, ricos en iones (Carmona y Beltrán, 2007) y de aguas cálidas de zonas tropicales (Necchi y Vis, 2012; en Sheath y Vis, 2015). Así mismo, se desarrollan en aguas no contaminadas orgánicamente y con bajas concentraciones de nutrientes inorgánicos (Sheath y Hambrook, 1990; en Sheath y Vis, 2015). Además, requieren de condiciones ambientales muy particulares de luz y velocidad de corriente y fue colectado en sitios con poca intensidad lumínica y una velocidad de corriente lenta; condiciones ideales para el crecimiento de *Kumanoa globospora* (Carmona, 1997) y que solo se registraron en El Meco y Minas Viejas que son sitios que presentaron dichos requerimientos ambientales. Por lo que se puede considerar a *Kumanoa globospora* como una especie detectora de condiciones conservadas, oligotróficas y muy poca contaminación orgánica. Por otro lado, *Cladophora* sp. 1, *Cladophora* sp. 4, *Rhizoclonium* sp. (Chlorophyta), *Spirogyra* sp. 1, *Spirogyra* sp. 2 (Charophyta) y *Vaucheria* sp. 1 son géneros bastante comunes en sistemas acuáticos que tienden a dominar los ensambles de macroalgas formando abundantes colonias (Zulkifly *et al.*, 2013; Pikosz y Messyas, 2016; Abati *et al.*, 2016) y que pueden desarrollarse en una amplia variedad de sistemas o presentar preferencias más particulares (Ott y Oldham-Ott, 2003). Los *taxa* de



*Cladophora*, *Spirogyra* y *Vaucheria* estuvieron relacionados mayormente a sitios con buena calidad hidromorfológica; mientras que *Rhizoclonium* sp. tuvo una mayor relación con aguas bien oxigenadas. Estas características son representativas de sitios poco perturbados como lo han reportado en estudios anteriores (Benítez-Mora y Camargo, 2014). Por lo que, dichos *taxa* pueden ser potenciales detectores de sitios con aguas bien oxigenadas y poca perturbación.

Con respecto a las cianobacterias, estas han sido vinculadas tradicionalmente a condiciones de eutrofización, sin embargo se debe hacer énfasis que su presencia no siempre está ligada a un decaimiento ecológico, ya que algunas especies son características de aguas de buena calidad (Mateo *et al.*, 2015) y se pueden reconocer diferencias de composición entre las partes altas y bajas del sistema (Perona y Mateo, 2006). Se reconocieron 2 especies detectoras de cianobacterias correspondientes a *Coleodesmium* sp. en los sitios de El Salto y Minas Viejas, y *Phormidium* sp. 1 en El Meco y Micos, ambos *taxa* relacionados con una buena calidad hidromorfológica y bajas concentraciones de nutrientes (Fig. 9). De manera particular, *Coleodesmium* sp. se caracteriza por presentar desarrollo de células especializadas para la fijación de N<sub>2</sub> atmosférico (heterocitos), cuando este es escaso en el sistema, por lo que la presencia de varios heterocitos dentro de un filamento puede ser indicador de que el sistema carece de compuestos de nitrógeno en comparación de otros nutrientes (Whitton y Mateo, 2012), La baja representatividad de *Coleodesmium* sp. y la considerable disponibilidad de nitrógeno en el río no permiten atribuirle la categoría de indicador de bajas concentraciones de nitrógeno, probablemente por su condición casi subaérea. Sin embargo, se ha reportado que algunas especies del género están asociadas a condiciones oligotróficas (Kastovsky *et al.*, 2010; en Monteagudo y Moreno, 2016), por lo que es posible que participe como un detector de sitios poco perturbados y con condiciones oligotróficas. Para el caso de *Phormidium* sp. 1, la cuestión taxonómica resulta ser complicada para la determinación de especies debido a la alta variabilidad fenotípica entre morfotipos similares que se desarrollan en condiciones ambientales distintas o diferencias dentro de las mismas morfoespecies que incluyen incompatibilidades en sus propiedades bioquímicas y fisiológicas (Komárek y Anagnostidis, 2005; en Loza *et al.*, 2013). A pesar de lo anterior, se ha reportado que algunas especies de *Phormidium* han sido colectadas en aguas no contaminadas y sitios poco perturbados (Loza *et al.*, 2013). *Phormidium* sp. 1 estuvo mayormente relacionado a una

calidad hidromorfológica media y poca materia orgánica (Fig. 9), y se recolectó en sitios donde se desarrollaban macroalgas detectoras de buena calidad ecológica (p.e. *Kumanoa globospora*), por lo que este morfotipo se puede catalogar como detector de condiciones oligotróficas o poco perturbadas.

De acuerdo con los valores del IndVal, todos los *taxa* referidos al G2 fueron considerados como organismos detectores y se pudo diferenciar un cambio en la composición de macroalgas pertenecientes a este grupo, siendo las cianobacterias el filo con un mayor número de *taxa* detectoras. *Oscillatoria princeps* fue la especie con el IndVal más alto (50%), desarrollándose en los 2 sitios que conforman al G2, *Oscillatoria* cf. *simplicissima* y *Phormidium* sp. 7 en Confluencia y *Phormidium* sp. 6 en Ciudad Valles. De manera general, se ha reportado que diversas especies del género *Oscillatoria* son consideradas como tolerantes o indicadoras de contaminación orgánica o de eutrofización (Palmer, 1969), lo cual concuerda con las preferencias de hábitat de *Oscillatoria princeps* y *Oscillatoria* cf. *simplicissima* (Palmer, 1969; Zaky *et al.*, 2018): Esta última con preferencias de temperaturas cálidas (15-28 °C) y pH neutros a ligeramente alcalinos (7-9) (Venter *et al.*, 2003). Varios organismos pertenecientes al género *Phormidium* han sido categorizados como tolerantes a aguas residuales y contaminación orgánica (Barinova *et al.*, 2010), así como a acumular gránulos de polifosfato en ambientes ricos en fósforo (Teta *et al.*, 2019) lo cual se observó en *Phormidium* sp. 6 y *Phormidium* sp. 7 lo cual resulta en funcionar como indicadores de altas concentraciones de fósforo.

El filo Chlorophyta abarcó 3 *taxa* como detectores de los sitios bajos del sistema, los cuales corresponden a *Tetraspora* sp., *Cladophora* sp. 5 y *Microspora* sp. localizados en Ciudad Valles, sitio con un alto nivel de perturbación por la zona urbana. Se ha reportado especies del filo Chlorophyta tienen un amplio rango de requerimientos ecológicos diferentes que determinan su presencia en los sistemas acuáticos, lo cual resulta en una amplia distribución geográfica y ecológica (Bojorge-García *et al.*, 2010). *Tetraspora* sp. se ha reportado como un taxón de la Cuenca de México con afinidad por sitios perturbados, con bajas velocidades de corriente y tolerante a altas concentraciones de nitrógeno (NID) (Rodríguez-Flores y Carmona-Jiménez, 2018), que corresponde a lo registrado en Ciudad Valles, por lo que no se descarta que *Tetraspora* sp. sea detector de sitios perturbados y bajas velocidades de corriente, resultado de dichas modificaciones. Por otro lado, especies del

género *Cladophora*, son tolerantes a variaciones de nitrógeno y fósforo cuando la velocidad de corriente es constante (Rodríguez-Flores y Carmona-Jiménez, 2018), estos aportes podrían ser provenientes de la zona urbana por lo que el morfotipo de *Cladophora* sp. 1, podría ser detector de condiciones de eutrofización atribuidas a la parte antropogénica. Algunas especies de *Microspora* son comunes en aguas eutrofizadas (p.e. *Microspora floccosa*) en ríos tropicales (Branco y Pereira, 2002) Debido a las características de Ciudad Valles, *Microspora* sp. es un potencial detector de condiciones eutróficas, ya que fue colectada durante la segunda temporada y fue el único taxon presente, por lo que podría estar relacionando con el aumento en las concentraciones de  $\text{NH}_4$  y FRS que se cuantificaron.

Por parte de las Ochrophytas, *Vaucheria* sp. 3 y *Vaucheria* sp. 4 resultaron ser detectoras en Ciudad Valles y Confluencia, respectivamente y su presencia en dichos sitios corresponde a lo mencionado por Simons y Van Beem (1990), donde algunas especies de *Vaucheria* pueden desplazar a otros grupos algales en sitios muy contaminados y es abundante hacia las partes bajas eutrofizadas de los ríos (Thiébaud y Muller, 1999), lo cual cataloga a ambos morfos como detectoras de eutrofización.

Por último, *Spirogyra* sp. 3 en Ciudad Valles, se ha definido como un género que coloniza diferentes hábitats con amplios rangos de características químicas y físicas (Hainz *et al.*, 2009) y puede ser tolerante a contaminación (Zaky *et al.*, 2018) y abundante en sitios con influencia urbana y zonas de agricultura (Dzinomwa y Ndagurwa, 2017). El desarrollo de *Spirogyra* sp. 3 estuvo relacionado a elevada intensidad lumínica, incremento de nutrientes y alto consumo de oxígeno, características que tolera la especie y que la hacen detectora de perturbación humana y contaminación.

## 9.2 Diatomeas epilíticas

Diferentes grupos biológicos se han empleado para la evaluación y monitoreo de la calidad de sistemas acuáticos. Entre ellas, las diatomeas epilíticas han sido ampliamente utilizadas como indicadores eficientes para la evaluación de la calidad de agua (Lobo *et al.*, 2014), además de ser recomendados por la Directiva Marco del Agua para la identificación de gradientes de calidad ecológica en ríos (Lobo *et al.*, 2016).

Las diatomeas constituyen la mayor parte del perifiton, las cuales están conformadas por un gran número de especies con varias preferencias y tolerancias ecológicas (Werh y Sheath, 2003) y que responden a diversos factores como química del agua, tipo de sustrato,

velocidad de corriente, luz, depredación y temperatura (Potapova y Charles, 2003), dichos gradientes fueron evidentes en El Salto sumado a las modificaciones hidromorfológicas registradas, las cuales tienen influencia en la composición de diatomeas.

Se identificaron 161 *taxa* de diatomeas, distribuidas en 53 géneros que corresponden a un mayor número de especies de las reportadas por Montejano et al. (2004) en la cuenca baja del río Pánuco, de las cuales dominaron los géneros *Nitzschia* (18), *Navicula* (16), *Sellaphora* (10), *Gomphonema* (10), *Achnantheidium* (9) y *Encyonema* (8), esta composición es similar a la reportada en ríos mexicanos de la cuenca Lerma-Chapala (Mora et al., 2015), cuenca alta del río Lerma (Segura-García et al., 2012) y en la cuenca baja de la Huasteca Potosina (Cantoral-Uriza, 1997).

De manera particular, el índice de equitatividad ( $J'$ ) tuvo valores entre 0.37 a 0.74, siendo Micos el sitio con una mayor heterogeneidad de especies, lo anterior podría deberse a que se ha reportado que en las zonas medias de los ríos se presenta un mejor desarrollo de diatomeas y puede ser reflejo de la poca fluctuación de variables físicas, químicas e hidrológicas en estas zonas (Ramírez y Plata-Díaz, 2008). Además de lo anterior, se observó un cambio evidente en cuanto a la composición y riqueza de especies, con tendencia a disminuir hacia las zonas bajas de la cuenca conforme el gradiente de perturbación fue incrementando. Así, *Achnantheidium* sp. 2 fue la especie que se presentó en todos los sitios mejor conservados del río, así como *Brachysira neoexilis* y *Encyonema carina*, las cuales han sido descritas como especies afines a condiciones oligotróficas (Ponader y Potapova, 2007; Cantonati et al., 2017). Por otra parte, en Ciudad Valles la composición de especies fue totalmente distinta, siendo *Gomphonema saprophilum* y *Nitzschia amphibia* las especies que se registraron de manera permanente en el sitio y son especies características de sitios contaminados y altos niveles tróficos respectivamente (Cantonati et al., 2017). El ensamble de diatomeas respondió ante gradientes de perturbación debido a sus afinidades y preferencias ecológicas, lo cual se vio reflejado en cambios de composición, abundancia relativa y especies abundantes.

### 9.2.1 Valor indicador de diatomeas epilíticas

A partir de las 38 especies abundantes de diatomeas, se identificaron 22 especies con un IndVal mayor a 25 %, lo cual las cataloga como especies detectoras o indicadoras de

condiciones particulares para cada uno de los grupos mencionados anteriormente. Se obtuvo como resultado 7 especies indicadoras y 15 especies detectoras donde los valores de especificidad fueron más altos que los de fidelidad.

El G1 estuvo representado por 5 especies indicadoras (IndVal>50%) y 13 especies detectoras (IndVal 25-50%). *Achnanthydium* sp. 2 fue el taxón con el IndVal más alto (100%) al encontrarse en todos los sitios del G1. Se ha reportado que *Achnanthydium* es de los géneros más abundantes en las zonas bentónicas de los ríos y con rangos ecológicos bastante amplios, desde aguas oligotróficas hasta aguas contaminadas; incluso aquellas afectadas con residuos de zonas de minería (Ponader y Potapova, 2007). Debido al alto porcentaje de IndVal obtenido durante el estudio y las características físico-químicas e hidromorfológicas que caracterizaron al G1, es posible inferir que *Achnanthydium* sp. 2 se encuentra dentro de las especies con preferencias por condiciones oligotróficas y poco perturbadas, por lo cual resulta ser un indicador exclusivo de los sitios menos impactados. Lo anterior puede ser confirmado por la presencia de *Brachysira neoexilis* y *Encyonema carina*, ambas especies con un IndVal de 75% las cuales estuvieron presentes en 3 de los 4 sitios que conforman el G1 y que han sido reportadas como especies con poca tolerancia a eutrofización y se desarrollan en las partes altas del sistema (Cantonati *et al.*, 2017; Lobo *et al.* 2015) y que de acuerdo con el CCA (Fig. 12) están asociadas a porcentajes altos de saturación de oxígeno. Se ha descrito a *Delicata delicatula* como una especie asociada a sistemas oligotróficos y ricos en carbonato de calcio (Cantonati *et al.*, 2017), así como a *Denticula kuetzingii* var. *rumrichae* y *Diploneis subovalis* en sistemas con alto contenido de electrolitos (Krammer y Lange-Bertalot, 1988; Taylor *et al.*, 2007). Así mismo, *Navicula radiosafallax* resultó ser una especie detectora de aguas bien oxigenadas, buena calidad hidromorfológica, bajas concentraciones de nutrientes y poca materia orgánica (de acuerdo con los valores de déficit de oxígeno) en sistemas tropicales carbonatados.

Además de las especies antes mencionadas como indicadoras del G1, las especies detectoras también contribuyeron a la confirmación de las condiciones ecológicas del sistema, como es el caso de *Diploneis separanda*, *Navicula cryptotenella*, *Halamphora* sp., *Nitzschia clausii* preferencias a sistemas carbonatados y oligotróficos (Lange-Bertalot y Fuhrmann, 2016; Cantonati *et al.*, 2017; ), sumado a lo anterior, *Nitzschia semirobusta* está asociada a bajas concentraciones de fósforo total (Silva *et al.*, 2019), *Achnanthydium*

*saprophilum* y *Nitzschia clausii* son consideradas como especies moderadamente tolerantes a contaminación y con un amplio rango de condiciones ecológicas (Hlúbikova *et al.*, 2011; Salomoni *et al.*, 2006), sin embargo, se observó una mayor preferencia a sitios menos contaminados como los del G1. Se tuvo registro de un grupo de especies que se cuantificaron únicamente en Micos y que presentaron diferentes preferencias ecológicas a las mencionadas anteriormente; *Gyrosigma sciotoense* es característica de sitios con alto contenido de oxígeno y conductividad (Jakovljević *et al.*, 2016), sin embargo también es tolerante a condiciones de poca contaminación, así como *Nitzschia dissipata* (Cantonati *et al.*, 2017; Giorgio *et al.*, 2016), ya que Micos es utilizado como sitio turístico y esto podría representar una fuente constante de contaminación. Por otra parte, *Ulnaria biceps*, *Navicula schroeteri* y *Encyonopsis microcephala* han sido reportadas en sitios con aguas meso-eutróficas (Taylor *et al.*, 2007; Vázquez *et al.*, 2011; Cantonati *et al.*, 2017) y *N. schroeteri* asociada mayormente a altas concentraciones de nitratos (Kókai *et al.*, 2015), lo cual tiene relación con las concentraciones altas de nitrógeno en Micos que, a pesar de encontrarse en el G1, fue el que presentó los mayores valores. A partir de lo anterior y sumado a que Micos se encuentra antes de las zonas más perturbadas, podría ser considerado como un sitio de calidad media.

Relacionado al G2, se ubicaron 2 especies indicadoras (IndVal >50%) y 2 especies detectoras (IndVal 25-50%). Por un lado, *Gomphonema saprophilum* y *Nitzschia amphibia* presentaron un IndVal de 100%, lo cual los cataloga como especies indicadoras de sitios altamente perturbados, debido a su alta abundancia en Ciudad Valles. *G. saprophilum* ha sido reportado en sitios con altas concentraciones de fósforo (Rott *et al.*, 1998) y altos niveles de contaminación orgánica (Cantonati *et al.*, 2017;), lo cual corresponde con las altas concentraciones de FRS que provienen directamente de la zona urbana de Ciudad Valles como aguas de desecho; las cuales son una de las principales fuentes de aporte de fósforo hacia los sistemas acuáticos (Wetzel, 2001; Bellos *et al.*, 2004), así como los porcentajes elevados de déficit de saturación de oxígeno, lo cual es indicativo de altas cantidades de materia orgánica. *N. amphibia* es una especie tolerante a la contaminación (Segura-García *et al.*, 2012) y tiene preferencia por sistemas eutróficos (Pérez *et al.*, 2013), lo cual está relacionado con los aportes de agua provenientes de la planta de tratamiento en dicho municipio, que genera un aumento del estado trófico del río. Las especies detectoras

correspondieron a *Achnanthydium* sp. 1 y *Nitzschia palea*, con un IndVal de 50 y 45% respectivamente. Se ha descrito al género *Achnanthydium* como uno de los más comunes y abundantes de los ensamblajes bentónicos en aguas interiores, sin embargo su identificación y ecología han resultado difíciles de determinar (Potapova y Ponader, 2004) y presenta rangos ecológicos bastante amplios (Ponader y Potapova, 2007), sin embargo, el morfo identificado en Ciudad Valles corresponde a una especie que tuvo afinidad por aguas ricas en materia orgánica, altas concentraciones de FRS y amonio, poco oxigenadas y con baja calidad hidromorfológica. Por otro lado, *N. palea* es una especie cosmopolita que se ha reportado en diversos sistemas lóticos como tolerante a alta contaminación orgánica en sitios con bajas concentraciones de oxígeno y altas concentraciones de nutrientes (Bere y Tundisi, 2009), especialmente de fósforo (Krammer y Lange-Bertalot, 1988), lo cual concuerda con que haya sido de las especies abundantes durante 2019; ya que estuvo relacionado al incremento de nutrientes (especialmente amonio y FRS) que se registró durante esta época, por lo tanto es posible que esté participando como detector de aumentos en las concentraciones de estos dos nutrientes. Un aspecto relacionado a Ciudad Valles, fue el registro de un porcentaje de diatomeas teratológicas (*Nitzschia amphibia*, *Achnanthydium exiguum* y *Gomphonema saprophilum*), que se definen como aquellas células que presentan alteraciones en su forma natural, patrones de estriado y/o arreglo de conjunto de poros, las cuales pueden estar relacionadas a condiciones de estrés como factores físicos y químicos (Falasco *et al.*, 2009) y pueden servir como indicadores de perturbaciones crónicas en los sistemas acuáticos (Mora *et al.*, 2015) lo que confirma el evidente deterioro del sitio hacia la parte baja del río.

### **9.3 Ensamble de macroinvertebrados bentónicos (MIBs)**

Los macroinvertebrados bentónicos (MIBs) son uno de los grupos ampliamente utilizados como bioindicadores para la evaluación de sistemas acuáticos (Belore *et al.*, 2002) debido a su respuesta ante condiciones de contaminación y perturbaciones externas, lo cual se puede ver reflejado en la desaparición o disminución de diversidad de macroinvertebrados bentónicos (Narangarvuu *et al.*, 2014), sin embargo, la información ecológica acerca de los macroinvertebrados en sistemas tropicales aún es escasa (Tomanova *et al.*, 2006). Dicha información ecológica puede estar descrita a través de múltiples rasgos biológicos que reflejan las adaptaciones de las especies ante diversas condiciones ambientales (Townsend y

Hildrew, 1994; en Tomanova *et al.*, 2006); uno de estos rasgos radica en la simplificación de los organismos en grupos funcionales alimenticios (GFA) (Cummins, 1995; en Tomanova *et al.*, 2006). Estos GFA están basados en su tipo de alimento y la manera en que lo obtienen, por lo que se han clasificado en trituradores (materia orgánica particulada gruesa [MOPG]), recolectores (materia orgánica particulada fina [MOPF] del sedimento), filtradores (materia orgánica particulada fina [MOPF] de la columna de agua), raspadores (perifiton) y depredadores (organismos vivos). (Allan y Castillo, 2007). A partir de lo anterior, se ha sugerido que la variación de GFA está sujeta a la disponibilidad del alimento a lo largo del gradiente longitudinal del río (Vannote *et al.*, 1980) y esta proporción de GFA puede funcionar como una medida del estado trófico del sistema acuático (Cummins, 1995; en Oliveira y Callisto, 2010).

Para el presente estudio, se colectaron 557 organismos pertenecientes a 9 órdenes, los cuales estuvieron distribuidos en 19 familias y 3 clases. Los órdenes dominantes fueron Diptera (61%), Gastropoda (clase) (17%) y Ephemeroptera (10%). Se identificaron 4 GFA, de los cuales los recolectores, fueron los más abundantes, tal como se ha reportado para otros sistemas tropicales de América (Tomanova *et al.*, 2006; Oliveira y Callisto, 2010). Cabe mencionar que no se encontraron organismos pertenecientes al grupo de los trituradores, lo cual coincide con estudios previos (Dudgeon, 2000; en Tomanova *et al.*, 2006), debido a que su fuente de alimento (MOPG) es descompuesta a detritus fino de manera muy rápida y constante a lo largo del año en sistemas tropicales (Dobson *et al.*, 2003; en Tomanova *et al.*, 2006), lo cual limita el desarrollo de este grupo funcional en el río y favorece la dominancia de organismos recolectores que aprovechan la alta disponibilidad de detritus (Tomanova *et al.*, 2006).

### 9.3.1 Valor indicador de los grupos funcionales alimenticios (GFA)

Para los sitios del G1, se identificaron 2 GFA como indicadores: filtradores y depredadores. Los filtradores son organismos que se alimentan de MOPF que se encuentra suspendida en la columna de agua y que, de acuerdo con Vannote *et al.* (1980), este grupo funcional se ve más beneficiado hacia las partes medias y bajas del río donde la disponibilidad de MOPF es mayor. Si bien, la mayor abundancia de organismos fue colectada en el sitio más alto considerado para el estudio, no corresponde al nacimiento del sistema y las características



físicas del sitio pueden corresponder a la parte media del sistema; ya que es un sitio bastante amplio, con poca cobertura vegetal lo cual implica poca entrada de materia orgánica alóctona al sistema. Lo anterior puede estar complementado con la rápida descomposición de materia orgánica proveniente de río arriba, la cual es controlada por actividad microbiana en sistemas tropicales (Wantzen y Wagner, 2006). Las dos familias más representativas con hábito filtrador fueron Simuliidae ubicada en El Salto y Philopotamidae correspondiente a Meco y Micos. La familia Simuliidae tiene preferencia por habitar sustratos duros en zonas de corriente, debido a que presenta adaptaciones bucales que le permiten filtrar el agua para la obtención de alimento (Oscoz *et al.*, 2009). Así mismo, se ha reportado que las larvas pertenecientes a esta familia son características de aguas bien oxigenadas, indicadoras de aguas oligotróficas y pueden tolerar moderados niveles de contaminación (Junqueira y Campos, 1998); lo cual sustenta su presencia únicamente en ES19, ya que las larvas de simulidos se desarrollaban sobre roca madre con presencia de corriente y donde las concentraciones de nutrientes fueron las más bajas durante dicha época. Por otro lado, la familia Philopotamidae, que pertenece al orden Trichoptera, ha sido considerado como uno de los órdenes de macroinvertebrados más sensibles a contaminación orgánica (Thorne *et al.*, 2000), pero con algunas familias tolerantes a ciertos niveles de contaminación (Junqueira y Campos, 1998; en Oliveira y Callisto, 2010). Debido a su hábito de filtrador, las larvas de Philopotamidae pueden tolerar altas concentraciones de sólidos suspendidos pero es una familia sensible a eutrofización y toxicidad (Bonada *et al.*, 2004). En este estudio, fue una familia que estuvo relacionada con aguas bien oxigenadas y poca materia orgánica, lo cual sustenta su presencia en El Meco y Micos; sitios que presentaron los niveles más altos de oxígeno y muy poca materia orgánica. Por lo que, estos GFA pueden ser indicativos de condiciones poco perturbadas en ríos de alto orden como lo es El Salto, tomando en cuenta las familias que estén involucradas en dichos grupos funcionales.

Por otro lado, los depredadores son catalogados como consumidores secundarios, forman parte de todos los ensamblajes de macroinvertebrados bentónicos (Fremier, 2004) y se mantienen constantes a lo largo de los sistemas lóticos (Dudgeon, 1984). Son importantes componentes en el ecosistema para la transferencia de energía y como control de poblaciones de otros organismos (en Ramírez y Gutierrez-Fonseca, 2014). Las abundancias de este grupo fueron las más bajas en comparación con los demás GFA que concuerda con lo reportado

para otros sistemas tropicales (Greathouse y Pringle, 2006; Chará-Serna *et al.*, 2010) y de manera general, se les ha considerado como consumidores especializados, con cierto grado de sensibilidad y con preferencia a desarrollarse en ríos poco perturbados (Uwadiae, 2010). La familia más representativa dentro de los depredadores fue Coenagrionidae, que pertenece al orden odonata. Las larvas de odonatos se ven afectadas por modificaciones ambientales como la disponibilidad de hábitats en la zona riparia, temperatura, presencia de contaminantes y características físicas y químicas del agua (Remsburg y Turner, 2009); lo cual se ve reflejado en la disminución o ausencia de organismos en sitios impactados por urbanización (McKinney, 2008), por lo que los convierte en organismos sensibles ante estos cambios (Butler y de Maynadier, 2008; en Júnior *et al.*, 2015) y para el caso de la familia Coenagrionidae estuvo relacionado a sitios mayor conservados, debido a que varios organismos requieren una mayor disponibilidad de hábitats para llevar a cabo sus ciclos de reproducción, alimentación y refugio contra depredadores (Johansson, 2000). Por lo que este grupo, puede participar como potencial indicador de modificaciones hidromorfológicas en el cauce.

En el G2, los recolectores y raspadores fueron los grupos catalogados como indicadores. Los recolectores, es uno de los GFA más abundantes en sistemas lóticos (Oliveira y Callisto, 2010), lo cual concuerda con la dominancia de este grupo en todos los sitios de muestreo, con excepción del sitio El Salto. Como se mencionó anteriormente, este GFA aprovecha la disponibilidad de MOPF del sedimento, la cual puede estar disponible en altas concentraciones debido a la rápida tasa de descomposición en sistemas tropicales. La familia Chironomidae (Diptera) fue el mayor representante de este GFA y es una familia que forma gran parte de la macrofauna del bentos debido a su alta capacidad de adaptación ante diversas condiciones ambientales (Callisto *et al.*, 2002). La dominancia de esta familia en Ciudad Valles podría estar relacionada a la alta abundancia de MOPF acumulada en el sedimento proveniente de río arriba. Así mismo, los chironomidos recolectados en este sitio, presentaban una coloración roja la cual se atribuye al desarrollo de *hemoglobina* que les confiere la habilidad de habitar sitios con muy bajos niveles de oxígeno (Epler, 2001), lo cual puede ser indicativo de concentraciones altas de materia orgánica en descomposición que abaten la disponibilidad de oxígeno disuelto y, como resultado, la liberación de nutrientes al sistema, lo cual confirma la condición deteriorada de Ciudad Valles. Por lo que, los

recolectores (especialmente la familia Chironomidae) pueden funcionar como indicadores de materia orgánica, bajas concentraciones de oxígeno y altas concentraciones de nutrientes.

Finalmente, los raspadores son un grupo de organismos que tiende a incrementar en abundancia hacia las partes bajas del río (Greathouse y Pringle, 2006), donde se espera que la actividad fotosintética sea mayor que en las partes altas (Larrañaga *et al.*, 2006), debido al crecimiento de algas perifíticas como fuente de alimento y favorezcan la dominancia de raspadores, los cuales, han desarrollado adaptaciones en las partes bucales que les permiten remover una gran variedad de material del perifiton (Merritt *et al.*, 2017). Dentro de este GFA, los organismos de la clase Gasteropoda fueron los más representativos en Ciudad Valles, debido a que las condiciones de este sitio como el flujo de agua lento, baja profundidad y altas concentraciones de nutrientes favorecieron el desarrollo de perifiton en el sustrato disponible. Lo anterior es característico de las zonas bajas de los ríos donde la fuente de energía deja de ser alóctona y da paso a energía autóctona a cargo de los organismos autótrofos. Debido a esto, los gasteropodos resultaron ser potenciales indicadores de sitios con altas concentraciones de nutrientes.

## 10. CONCLUSIONES

1. A partir de la evaluación de la calidad hidromorfológica y físico-química se identificó un gradiente de degradación de la calidad ecológica del río El Salto desde las partes altas hacia las bajas, siendo los sitios turísticos y la zona urbana los más degradados. La mayor perturbación en el sistema estuvo reflejada por modificaciones estructurales en el canal y banco, la alteración de la vegetación riparia y por un elevado déficit de oxígeno y altas concentraciones de nutrientes.
2. Aún en los sitios de la parte alta del sistema, se encontraron señales evidentes de alteración hidromorfológica antropogénica, por lo que después de realizar la evaluación de la calidad ecológica multiproxy, no fue posible establecer ninguno de los sitios evaluados como de referencia. Para el caso de ríos tropicales y debido a la dinámica que presentan, es necesario tomar en cuenta el análisis de tributarios que permitan establecer potenciales condiciones de referencia.
3. A partir del análisis de la estructura de los ensamblajes de macroalgas, diatomeas epilíticas y macroinvertebrados bentónicos se reconocieron *taxa* indicadores de diferentes clases de estado ecológico, respondiendo al gradiente de degradación de la calidad ecológica del sistema. Cada uno de los grupos biológicos aportó información diferente relacionada con la calidad ecológica, las macroalgas proporcionaron información de características físicas como variaciones en la intensidad lumínica y velocidades de corriente; las diatomeas epilíticas indicaron distintos niveles de contaminación orgánica e inorgánica; mientras que los macroinvertebrados bentónicos reflejaron el tipo de materia orgánica predominante en el sistema, el cual puede estar relacionado con la disponibilidad y tipo de vegetación riparia (alóctona), así como por los niveles de productividad primaria (autóctona). Las diatomeas constituyeron el grupo con el mayor número de especies indicadoras, lo cual refleja información más representativa de las condiciones del sistema, ya que el análisis taxonómico es a nivel específico a diferencia de los otros grupos.

## 11. REFERENCIAS

- Abati, S., Minciardi, M. R., Ciadamidaro, S., Fattorini, S., y Ceschin, S. (2016). Response of macrophyte communities to flow regulation in mountain streams. *Environmental monitoring and assessment*, 188(7), 414.
- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., y Prat, N. (2008). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 27(2), 195-210.
- Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA). *Almería*, 2, 203-213.
- Allan, J. D., y Castillo, M. M. (2007). *Stream ecology: structure and function of running waters*. Springer Science & Business Media.
- Alonso, A., y Camargo, J. A. (2005). Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Revista Ecosistemas*, 14(3), 87-99.
- Anagnostidis, K., y Komárek, J. (2005). Oscillatoriales. En: B. Budel, G. Garthner, L. Krienitz, y M. Schagerl (Eds.), *Cyanoprokaryota. Freshwater Flora of Central Europe*. 19(2). Elsevier GmbH.
- APHA, A. (1995). *WPCD, Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19th Edition. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation.
- Barba-Álvarez, R., De la Lanza-Espino, G., Contreras-Ramos, A., y González-Mora, I. (2013). Insectos acuáticos indicadores de calidad del agua en México: casos de estudio, ríos Copalita, Zimatán y Coyula, Oaxaca. *Revista mexicana de biodiversidad*, 84(1), 381-383.
- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D., y Stribling, J.B. (1999). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic*

*Macroinvertebrates and Fish*. Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water.

Barinova, S., Tavassi, M., Glassman, H., y Nevo, E. (2010). Algal indication of pollution in the lower Jordan River, Israel. *Applied Ecology and Environmental Research*, 8, 19-38.

Bellinger, G. E., y Sigeo, C. D. (2015). *Freshwater algae. Identification, enumeration and use as bioindicators*. Segunda edición. Wiley Blackwell.

Bellos, D., Sawidis, T., y Tsekos, I. (2004). Nutrient chemistry of River Pinios (Thessalia, Greece). *Environment International*, 30, 105-115.

Belore, M. L., Winter, J. G., y Duthie, H. C. (2002). Use of diatoms and macroinvertebrates as bioindicators of water quality in southern Ontario rivers. *Canadian Water Resources Journal*, 27(4), 457-484.

Benítez-Mora, A., y Camargo, J. A. (2014). Ecological responses of aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates to dams in the Henares River Basin (Central Spain). *Hydrobiologia*, 728, 167-178.

Bere, T., y Tundisi, J. G. (2009). Weighted average regression and calibration of conductivity and pH of benthic diatom assemblages in streams influenced by urban pollution-Sao Carlos/SP, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 21(3), 317-325.

Berrendero, G. E. (2008). *Caracterización morfológica, genética y fisiológica de cianobacterias dominantes en sistemas fluviales*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología. España.

Bojorge-García, M., Carmona, J., Beltrán, Y., y Cartajena, M. (2010). Temporal and spatial distribution of macroalgal communities of mountain streams in Valle de Bravo Basin, central Mexico. *Hydrobiologia*, 641(1), 159-169.

Bojorge-García, M. G., y Cantoral, E. A. (2016). La importancia ecológica de las algas en los ríos. *Hidrobiológica*, 26(1), 1-8.

- Bonada, N., Zamora-Munoz, C., Rieradevall, M., y Prat, N. (2004). Ecological profiles of caddisfly larvae in Mediterranean streams: implications for bioassessment methods. *Environmental pollution*, 132(3), 509-521.
- Bonilla-Rodríguez, M., Garduño-Solórzano, G., Martínez-García, M., Campos, J. E., Monsalvo-Reyes, A. C., y Quintanar-Zúñiga, E. (2013). *Vaucheria zapotecana* (Xanthophyceae), a new species from Oaxaca, Mexico. *Phycologia* 52(6), 550-556.
- Borges, F. R., y Necchi, O. (2006). Patterns of spatial distribution in macroalgal communities from tropical lotic ecosystems. *Revista Brasileira de Botânica*, 29, 669-680.
- Boulton, A., Boyero, L., Covich, A., Dobson, M., Lake, S., y Pearson, R. (2008). Are tropical streams ecologically different from temperate streams? En: D. Dudgeon (Ed.). *Tropical Stream Ecology* (pp. 257-284). Academic Press and Elsevier.
- Branco, L. H. Z., y Pereira, J. L. (2002). Evaluation of seasonal dynamics and bioindication potential of macroalgal communities in a polluted tropical stream. *Archiv fur Hydrobiologie*, 155, 147-161.
- Branco, C. C. Z., Krupek, R. A., y Peres, C. K. (2009). Distribution of Stream Macroalgal Communities from the Mid-West Region of Paraná State, Southern Brazil: Importance of Local Scale Variation. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 52(2), 379-386.
- Branco, C. C. Z., Bispo, P. C., Peres, C. K., Tonetto, A. F., y Branco L. H. Z. (2014). The roles of environmental conditions and spatial factors in controlling stream macroalgal communities. *Hydrobiologia*, 732, 123-132.
- Bruun, K. (2012). Algae can function as indicators of water pollution. Walpa. <http://www.walpa.org/waterline/june-2012/algae-can-function-as-indicators-of-water-pollution/>
- Bueno-Soria, J. (2010). *Guía de identificación ilustrada de los géneros de larvas de insectos del orden Trichoptera de México*. Universidad Nacional Autónoma de México.

- Butturini, A., Sabater, S., y Romaní, A. M. (2009). La química de las aguas. Los nutrientes. En: A. Elozegi y S. Sabater (Eds.). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (pp. 97-116). Rubes Editorial.
- Callisto, M., Moreno, P., Gonçalves Jr, J. F., Leal, J. J. F., y Esteves, F. A. (2002). Diversity and biomass of Chironomidae (Diptera) larvae in an impacted coastal lagoon in Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 62(1), 77-84.
- Cantonati, M., Kelly, M. G., y Lange-Bertalot, H. (2017). *Freshwater benthic diatoms of Central Europe: over 800 common species used in ecological assessment*. Koeltz Botanical Books.
- Cantoral-Uriza, E. A. (1993). *Ecología de comunidades algales del sistema hidrológico El Salto, en la Huasteca Potosina*. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Cantoral-Uriza, E. A. (1997). *Diatomeas (Bacillariophyceae) de ambientes lóticos en la cuenca baja de la Huasteca Potosina, México*. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias. México.
- Cantoral-Uriza, E. A., y Montejano-Zurita, G. (1993). Las algas de El Salto, San Luis Potosí, México: un ejemplo de estudios florísticos en ambientes cambiantes. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 53, 3-20.
- Carey, R. O., y Migliaccio, K. W. (2009). Contribution of wastewater treatment plant effluents to nutrient dynamics in aquatic systems: a review. *Environmental Management*, 44, 205-217.
- Carmona- Jiménez, J. (1997). *Estudio florístico (taxonómico-ecológico-biogeográfico) de las rodofitas de agua dulce en la región central de México*. Tesis doctoral. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Carmona-Jiménez, J. (2011). Las algas rojas (Rhodophyta) de agua dulce en la región central de México. Taxonomía y distribución. En: A. Senties y K. Dreckman (Eds.), *Monografías ficológicas. Vol. 4*. (pp. 1-39). Universidad Autónoma Metropolitana.



- Carmona-Jiménez, J. y Beltrán-Magos, Y. (2007). Las algas rojas de aguas continentales en la región central de México. Primera edición. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Carmona-Jiménez, J., y Montejano-Zurita, G. (1993). Caracterización ficológica en manantiales de la cuenca baja del sistema hidrológico del Pánuco, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 53, 21-41.
- Carmona-Jiménez, J., Ramírez, R. R., Bojorge-García, M., 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.
- Carvacho-Aránguiz, C. A. (2012). *Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del Limari en Chile*. Tesis de Maestría. Universitat de Barcelona. España.
- Chankaew, W., Sakset, A., Chankaew, S., y Kumano, S. (2015). Possibility of freshwater red algae as bioindicator for water quality of streams in Nakhon Si Thammarat province, Thailand. *International Journal of Agricultural Technology*, 11(6), 1349-1358.
- Chará-Serna, A. M., Chará, J. D., del Carmen Zúñiga, M., Pedraza, G. X., y Giraldo, L. P. (2010). Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana. *Universitas Scientiarum*, 15(1), 27-36.
- Chen, X., Zhou, W., Pickett, S. T., Li, W., Han, L., y Ren, Y. (2016). Diatoms are better indicators of urban stream conditions: a case study in Beijing, China. *Ecological indicators*, 60, 265-274.
- Cohen, R. A., y Fong, P. (2005). Experimental evidence supports the use of  $\delta^{15}\text{N}$  content of the opportunistic green macroalga *Enteromorpha intestinalis* (Chlorophyta) to determine nitrogen sources to estuaries 1. *Journal of Phycology*, 41(2), 287-293.

- Corman, J. R., Moody, E. K., y Elser, J. J. (2015). Stoichiometric impact of calcium carbonate deposition on nitrogen and phosphorus supplies in three montane streams. *Biogeochemistry*, 126, 285-300.
- Corman, J. R., Moody, E. K., y Elser, J. J. (2016). Calcium carbonate deposition drives nutrient cycling in a calcareous headwater stream. *Ecological Monographs*, 86(4), 448-461.
- Davies P. M., Bunn, S. E. y Hamilton. (2008). Primary production in tropical streams and rivers. En: D. Dudgeon (Ed.). *Tropical Stream Ecology* (pp. 23-42). Academic Press and Elsevier.
- De la Lanza-Espino, G., Pulido, S. H., y Pérez, J. L. C. (2000). *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores)*. Plaza y Valdés.
- Douterelo, I., Perona, E., y Mateo, P. (2004). Use of cyanobacteria to assess water quality in running waters. *Environmental pollution*, 127(3), 377-384.
- Dufrêne, M., y Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs*, 67(3), 345-366.
- Dzinomwa, T., y Ndagurwa, H. G. T. (2017). Effect of land use on water quality and phytoplankton community in the tropical Khami River in semi-arid southwest Zimbabwe. *Journal of Aquatic Science*, 42(1), 83-89.
- Edegbene, A. O., y Arimoro, F. O. (2012). Ecological Status of Owan River, Southern Nigeria Using Aquatic Insects as Bioindicators. *Journal of Aquatic Sciences*, 27(2), 99-111.
- Elosegi, A., y Sabater, S. (Ed.). (2009). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA.
- Epler, J. H. (2001). *Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina*. Crawford.

- European Commission (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council-Establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*. Bruselas, Bélgica.
- Falasco, E., Bona, F., Badino, G., Hoffman, L., y Ector, L. (2009). Diatom teratological forms and environmental alterations: a review. *Hidrobiologia*, 623, 1-35.
- Fernández, R. L. (2012). Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores del estado ecológico de los ríos. *Páginas de información ambiental*, 39, 24-29.
- Figuroa, R., Palma, A., Ruiz, V., y Niell, X. (2007). Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillán, VIII Región. *Revista chilena de historia natural*, 80(2), 225-242.
- Fossati, O., Wasson, J. G., Hery, C., Marin, R., y Salinas, G. (2001). Impact of sediment releases on water chemistry and macroinvertebrate communities in clear water Andean streams (Bolivia). *Archive fur Hydrobiologie*, 1(51), 33-50.
- Fremier, A. K. (2004). *Stream ecology: concepts and case study of macroinvertebrates in the Skeena River Watershed, British Columbia*. University of California Davis.
- Fu, L., Jiang, Y., Ding, J., Liu, Q., Peng, Q. Z., y Kang, M. Y. (2016). Impacts of land use and environmental factors on macroinvertebrate functional feeding groups in the Dongjiang River basin, southeast China. *Journal of Freshwater Ecology*, 31(1), 21-35.
- Giorgio, A., De Bonis, S., y Guida, M. (2016). Macroinvertebrate and diatom communities as indicators for the biological assessment of river Picentino (Campania, Italy). *Ecological indicators*, 64, 85-91.
- Gómez, M. J. L., Blancas, A.G., Constanzo, C. E., y Cervantes, S. A. (2014). Análisis de calidad de aguas naturales y residuales con aplicación a la microescala. Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México.

- González-Valdivia, N., Ochoa-Gaona, S., Pozo, C., Gordon, F. B., Rangel-Ruiz, L. J., Arriaga-Weiss, S. L., Ponce-Mendoza, A., y Kampichler, C. (2011). Indicadores ecológicos del hábitat y biodiversidad en un paisaje neotropical: perspectiva multitaxonómica. *Revista de Biología Tropical*, 59(3), 1433-1541.
- González, C., y Vallarino, A. (2014). Los bioindicadores; una alternativa real para la protección del medio ambiente. *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental*. San Cristóbal de Las Casas y México, DF, México: El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur), Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC).
- Greathouse, E. A., y Pringle, C. M. (2006). Does the river continuum concept apply on a tropical island? Longitudinal variation in a Puerto Rican stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(1), 134-152.
- Grimaldo, J. T., Bini, L. M., Landeiro, V. L., O'Hare, M. T., Caffrey, J., Spink, A., Varandas Martins, S., Kennedy, M., y Murphy, K. J. (2016). Spatial and environmental drivers of macrophyte diversity and community composition in temperate and tropical calcareous rivers. *Aquatic Botany*, 132, 49-61.
- Hainz, R., Wöber, C., y Schagerl, M. (2009). The relationship between *Spirogyra* (Zygnematophyceae, Streptophyta) filament type groups and environmental conditions in Central Europe. *Aquatic Botany*, 91(3), 173-180.
- Heink, U., y Kowarik, I. (2010). What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators*, 10(3), 584-593.
- Hering, D., Schmidt-Kloiber, A., Murphy, J., Lücke, S., Zamora-Munoz, C., López-Rodríguez, M. J., Huber, T., y Graf, W. (2009). Potential impact of climate change on aquatic insects: a sensitivity analysis for European caddisflies (Trichoptera) based on distribution patterns and ecological preferences. *Aquatic Sciences*, 71(1), 3-14.
- Hershey, A. E., Lamberti, G. A., Chaloner, D. T., y Northington, R. M. (2009). Aquatic insect ecology. En: J. H. Thorp y A. Covich (Eds.), *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates* (pp. 659-694). Academic Press.

- Hindák, F. (2008). *Color atlas of Cyanophytes*. VEDA, Publishing of the Slovak Academy of Sciences.
- Hlúbiková, D., Ector, L., y Hoffmann, L. (2011). Examination of the type material of some diatom species related to *Achnantheidium minutissimum* (Kütz.) Czarn. (Bacillariophyceae). *Algological Studies*, 136(1), 19-43.
- Horrocks, J. L., Stewart, G. R., y Dennison, W. C. (1995). Tissue nutrient content of *Gracilaria* spp.(Rhodophyta) and water quality along an estuarine gradient. *Marine and Freshwater Research*, 46(6), 975-983.
- INAFED (2010). Enciclopedia de los municipios y delegaciones de México, Estado de San Luis Potosí, Potosí, <http://siglo.inafed.gob.mx/enciclopedia/EMM24sanluispotosi/municipios/24058a.html>
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (2002). Síntesis de información geográfica del estado de San Luis Potosí. Aguascalientes, Ags. México.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (2004). Guía para la identificación cartográfica edafología. México.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (2016). Conjunto de datos vectoriales. Uso de Suelo y Vegetación Serie VI, escala 1:50,000.
- Jakovljević, O., Popović, S., Živić, I., Stojanović, K., y Krizmanić, J. (2016). Benthic diatoms of the Vrla River (Serbia) and their application in the water ecological status assessment. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 45(3), 304-315.
- Jiménez, C. L. A., Reynoso, S. R., Salinas, C.E., Lopez, B.W., y Magdaleno G. R. (2011). *Integridad biótica de ambientes acuáticos: caso práctico Río Sabinal. Chiapas, México*. Campo Experimental Centro de Chiapas. INIFAP.
- Johansson, F. (2000). The slow-fast life style characteristics in a suite of six species of odonate larvae. *Freshwater Biology*, 43(2), 149-159.

- Júnior, C. D. S. M., Juen, L., y Hamada, N. (2015). Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: adult odonates as bioindicators of environmental quality. *Ecological Indicators*, 48, 303-311.
- Junqueira, V. M., y Campos, S. C. M. (1998). Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 10(2), 125-135.
- Kelly, M., Adams, C., Graves, A., Jamieson, J., Krokowski, J., Lycett, E., Murray-Bligh, J., Pritchard, S., y Wilkins, C. (2001). *The trophic diatom index: a user's manual*. Revised Edition. Environment Agency.
- Kókai, Z., Bácsi, I., Török, P., Buczkó, K., Enikő, T., Balogh, C., Tóthmérész, B. y Béres, V. (2015). Halophilic diatom taxa are sensitive indicators of even short term changes in lowland lotic systems. *Acta Botanica Croatica*, 74(2), 287-302.
- Komárek, J. (2013). Cyanoprokaryota, 3rd part: Heterocytous Genera. En: B. Büdel, G. Gärtner, L. Krienitz, M. Schagerl (Eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa* Vol. 19/3. Springer Spektrum.
- Krammer, K., y Lange-Bertalot, H. (1988a). Bacillariophyceae 1. Teil: Naviculaceae. En: Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig, D. Mollenhauer (Eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 2/1. Gustav Fischer.
- Krammer, K., y Lange-Bertalot, H. (1988b). Bacillariophyceae 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. En: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, D. Mollenhauer (Eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 2/2. Gustav Fischer.
- Krammer, K., y Lange-Bertalot, H. (1991a). Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. En: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, D. Mollenhauer (Eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 2/3. Gustav Fischer.
- Krammer, K., y Lange-Bertalot, H. (1991b). Bacillariophyceae 4. Teil: Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu *Navicula* (Lineolatae) und *Gomphonema*. En: H. Ettl, G.

- Gärtner, J. Gerloff, H. Heynig, D. Mollenhauer (Eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/4*. Gustav Fischer.
- Krammer, K. (1997a). Die cymbelloiden Diatomeen. Teil 1. Allgemeines und *Encyonema* Part. *Bibliotheca Diatomologica*, 36, 1-382.
- Krammer, K. (1997b). Die cymbelloiden Diatomeen. Teil 2. Encyonema part., *Encyonopsis* and *Cymbellopsis*. *Bibliotheca Diatomologica*, 37, 1-469.
- Krammer, K. (2003) *Cymbopleura*, *Delicata*, *Navicymbula*, *Gomphocymbellopsis*, *Afrocybella*. En: H. Lange-Bertalot (Ed.), *Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats Volume 4*. A.R. G. Gantner.
- Krupek, R. A., y Branco, C. C. Z. (2012). Ecological distribution of stream macroalgae in different spatial scales using taxonomic and morphological groups. *Brazilian Journal of Botany*, 35(3), 273-280.
- Kruskopf, M., y Du Plessis, S. (2006). Growth and filament length of the bloom forming *Oscillatoria simplicissima* (Oscillatoriales, Cyanophyta) in varying N and P concentrations. *Hydrobiologia*, 556(1), 357-362.
- Kumano, S. (2002). *Freshwater red algae of the world*. Biopress.
- Lange-Bertalot, H., y Fuhrmann, A. (2016). Contribution to the genus *Diploneis* (Bacillariophyta): Twelve species from Holarctic freshwater habitats proposed as new to science. *Fottea, Olomouc*, 16, 157-183.
- Larrañaga, A., Larrañaga, S., Basaguren, A., Elosegui, A., y Pozo, J. (2006). Assessing impact of eucalyptus plantations on benthic macroinvertebrate communities by a litter exclusion experiment. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 42(1), 1-8.
- Lewis, W. M. (2008). Physical and chemical features of tropical flowing waters. En: D. Dudgeon (Ed.). *Tropical Stream Ecology* (pp. 23-42). Academic Press and Elsevier.

- Lobo, E. A., Schuch, M., y Ector, L. (2014). Diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em sistemas lóticos subtropicais e temperados brasileiros. EDUNISC.
- Lobo, E. A., Schuch, M., Heinrich, C. G., Da Costa, A. B., Düpont, A., Wetzel, C. E., y Ector, L. (2015). Development of the Trophic Water Quality Index (TWQI) for subtropical temperate Brazilian lotic systems. *Environmental monitoring and Assessment*, 187(6), 354.
- Lobo, E. A., Heinrich, C. G., Schuch, M., Wetzel, C. E., y Ector, L. (2016). Diatoms as bioindicators in rivers. En: O. Necchi Jr. (Ed.), *River Algae* (pp. 245-271). Springer.
- Loza, V. (2011). *Biodiversidad de cianobacterias en ríos de la Comunidad de Madrid. Análisis polifásico y aplicación en biomonitorización*. Tesis de doctorado. Universidad Autónoma de Madrid. España.
- Loza, V., Perona, E., Carmona, J., y Mateo, P. (2013). Phenotypic and genotypic characteristics of Phormidium-like cyanobacteria inhabiting microbial mats are correlated with the trophic status of running waters. *European Journal of Phycology*, 48(2), 235-252.
- Mancini, L. (2006). Organization of biological monitoring in the European Union. En: G. Ziglio, M. Siligardi, y F. Flaim (Eds). *Biological monitoring of rivers: applications and perspectives. Water Quality Measurements Series* (pp. 171-202). John Wiley & Sons.
- Martí, E., y Sabater, F. (2009). Retención de nutrientes en ecosistemas fluviales. En: A. Elosegi, y S. Sabater (Eds.), *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (pp. 97-116). Rubes Editorial.
- Mateo, P., Leganés, F., Perona, E., Loza, V., y Fernández-Piñas, F. (2015). Cyanobacteria as bioindicators and bioreporters of environmental analysis in aquatic ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, 24, 909-948.



- Matoušková, M., y Dvůrák, M. (2011). Assessment of physical habitat modification in the Břilina River Basin. *Limnetica*, 30(2), 293-306.
- McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban ecosystems*, 11(2), 161-176.
- Meave, C.M. (1997). Taxonomía y distribución de las Cladophorales (Chlorophyta) en la región de la Huasteca Potosina. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Merritt, R. W., Cummins, K. W., y Berg, M. B. (2008). *An introduction to the aquatic insects of North America*, 4 ed. Kendall Hant.
- Merritt, R. W., Cummins, K. W., y Berg, M. B. (2017). Trophic relationships of macroinvertebrates. En: F. R. Hauer, y G. A. Lamberti (Eds.), *Methods in Stream Ecology, Volume 1* (pp. 413-433). Academic Press.
- Messyasz, B., Pikosz, M., Schroeder, G., Łęska, B., y Fabrowska, J. (2015). Identification and ecology of macroalgae species existing in Poland. En: S. E. Kim, y K. Chojnacka (Eds.), *Marine Algae Extracts: Processes, Products, and Applications*, (pp. 15-40). Wiley-VCH.
- Metzeltin, D., y Lange-Bertalot, H. (1998). Tropical diatoms of South America I: About 700 predominantly rarely known or new taxa representative of the neotropical flora. En: H. Lange-Bertalot (Ed.), *Iconographia Diatomologica Volume 5. Diversity-Taxonomy-Geobotany*. Koeltz Scientific Books.
- Metzeltin, D., y Lange-Bertalot, H., (2007). Tropical Diatoms of South America II. Special remarks on biogeographic disjunction. En: H. Lange-Bertalot (Ed.), *Iconographia Diatomologica Volume 18. Annotated Diatom Micrographs*. A.R.G. Ganter.
- Metzeltin, D., Lange-Bertalot, H., y García-Rodríguez, F. (2005). Diatoms of Uruguay compared with other taxa from South America and elsewhere. En: H. Lange-Bertalot (Ed.), *Iconographia Diatomologica Volume 15. Annotated Diatom Micrographs*. A.R.G. Ganter.

- Monteagudo, L. y Moreno, J. (2016). Benthic freshwater cyanobacteria as indicators of anthropogenic pressures. *Ecological Indicators*, 67, 693-702.
- Montejano, Z. G., Cantoral-Uriza, E. A., y Carmona, J. J. (2004). Algas de ambientes lóticos en la cuenca baja del río Pánuco. En: I. Luna, J. J. Morrone y D. Espinosa (Eds.), *Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental* (pp. 111-135). Las Prensas de Ciencias.
- Montejano, Z. G., Carmona-Jiménez, J., y Cantoral-Uriza, E. (2000). Algal communities from calcareous springs and streams in La Huasteca, central Mexico: A synthesis. En: M. Munawar, S. G. Lawrence, I. F. Munawar y D. F. Malley (Eds.), *Aquatic Ecosystems of Mexico: Status and Scope* (pp. 135-149). Econovision World Monograph Series, Backhuys Publishers.
- Montejano, G., Cantoral, E., Carmona, J., Gaviño, R., Rivas, G., Rojas, A., y Valadéz, F. (1999). Comunidades acuáticas (algas, insectos, y ácaros) indicadoras de la calidad del agua en los ríos permanentes de la región poniente del Distrito Federal (Magdalena Contreras, Álvaro Obregón y Cuajimalpa) México. *Consejo de estudios para la restauración y valoración ambiental (CONSERVA). Secretaria del Medio Ambiente del Distrito Federal*.
- Mora, D., Carmona, J., y Cantoral-Uriza, E. A. (2015). Diatomeas epilíticas de la cuenca alta del río Laja, Guanajuato, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 86(4), 1024-1040.
- Narangarvuu, D., Hsu, C. B., Shieh, S. H., Wu, F. C., y Yang, P. S. (2014). Macroinvertebrate assemblage patterns as indicators of water quality in the Xindian watershed, Taiwan. *Journal of Asia-Pacific Entomology*, 17(3), 505-513.
- Necchi Jr, O., Branco, H. Z., y Dip, M. R. (1994). Uso de macroalgas para avaliação da Poluição orgânica no Rio Preto, noroeste do estado de São Paulo. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 359-371.

- Necchi, O., Branco, C. C., Simao, R. C., y Branco, L. H. (1995). Distribution of stream macroalgae in the northwest region of São Paulo State, southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 299(3), 219-230.
- Necchi, O. (2016). An Overview of River Algae. En: O. Necchi (Ed.). *River Algae* (pp. 1-4). Springer International Publishing.
- Oliveira, A., y Callisto, M. (2010). Benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in an Atlantic forest fragment. *Iheringia. Série Zoologia*, 100(4), 291-300.
- Ortiz-Fernández, R. (2017). *La calidad hidrogeomorfológica de la cuenca de México: una propuesta metodológica para reconocer la calidad del ecosistema de ribera*. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México. México.
- Oscoz, J., Galicia, D., y Miranda, R. (2009). *Macroinvertebrados de la Cuenca del Ebro: descripción de taxones y guía de identificación*. Departamento de Zoología y Ecología. Universidad de Navarra.
- Osorio, M. T. G. (2018). *Evaluación de la calidad de agua de la subcuenca del río Temascaltepec mediante el uso de indicadores biológicos*. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de México. México.
- Ospina, A. N. y Peña, J. E. (2004). Alternativas de monitoreo de calidad de aguas: algas como bioindicadores. *Ata Nova*, 2(4), 513-517.
- Ott, D. W. y Oldham-Ott, C. K. (2003). Eustigmatophyte, Raphidophyte, and Tribophyte algae. En: D. F. Wher y R. G. Sheath (Eds.). *Freshwater Algae of North America* (pp. 423-469). Elsevier Science.
- Palmer, C. M. (1969). A composite rating of algae tolerating organic pollution 2. *Journal of Phycology*, 5(1), 78-82.
- Peña, O. S., Rubalcaba, S. C., Novo, M. F., Rodríguez, Y. H., & Pérez, A. (2006). Evaluación físico-química y microbiológica del agua de la presa El Cacao (Cotorro, Cuba). *Higiene y Sanidad Ambiental*, 6, 202-206.

- Perdomo, C. H., Casanova, O. N., y Ciganda, V. S. (2001). Contaminación de aguas subterráneas con nitratos y coliformes en el litoral sudoeste del Uruguay. *Agrociencia-Sitio en Reparación*, 5(1), 10-22.
- Pérez, L., Lorenschat, J., Massafarro, J., Pailles, C., Sylvestre, F., Hollwedel, W., Brandorff, G. O., Brenner, M., Islebe, G., Lozano, M., Scharf, B., y Schwalb, A. (2013). Bioindicators of climate and trophic state in lowland and highland aquatic ecosystems of the Northern Neotropics. *Revista de Biología Tropical*, 61(2), 603-644.
- Perona, E., Bonilla, I., y Mateo, P. (1999). Spatial and temporal changes in water quality in a Spanish river. *The Science of the Total Environment*, 241, 75-90.
- Perona, E., y Mateo, P. (2006). Benthic cyanobacterial assemblages as indicators of nutrient enrichment regimes in a Spanish river. *Acta hydrochimica et Hydrobiologica*, 34, 67-72.
- Pikosz, M., y Messyas, B. (2016). Characteristics of *Cladophora* and coexisting filamentous algae in relation to environmental factors in freshwater ecosystems in Poland. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 45(2), 202-215.
- Plan de Gestión Integral de la Cuenca del Río Valles (2008). Fondo para la comunicación y la educación ambiental A.C. <https://agua.org.mx/biblioteca/plan-de-gestion-integral-de-la-cuenca-del-rio-valles/>
- Ponader, K. C., y Potapova, M. G. (2007). Diatoms from the genus *Achnanthis* in flowing waters of the Appalachian Mountains (North America): Ecology, distribution and taxonomic notes. *Limnologia*, 37(3), 227-241.
- Potapova, M., y Charles, D. F. (2003). Distribution of benthic diatoms in US rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater biology*, 48(8), 1311-1328.
- Potapova, M. G., y Ponader, K. C. (2004). Two common North American diatoms, *Achnanthis rivulare* sp. nov. and *A. deflexum* (Reimer) Kingston: morphology, ecology and comparison with related species. *Diatom research*, 19(1), 33-57.

- Puig, M. A. (1999). *Els macroinvertebrats dels rius catalans. Guia il·lustrada*. Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient. Edigraf S.A.
- Ramírez-Rodríguez, R., Carmona-Jiménez, J., y Martorell, D. C. (2007). Microhabitat and morphometric variation in two species of Prasiola (Prasiolales, Chlorophyta) from streams in central México. *Aquatic Ecology*, 41, 161-168.
- Ramírez, A. M., y Plata-Díaz, Y. (2008). Diatomeas perifíticas en diferentes tramos de dos sistemas lóticos de alta montaña (Páramo de Santurbán, Norte de Santander, Colombia) y su relación con las variables ambientales. *Acta Biológica Colombiana*, 13(1), 217-228.
- Remsburg, A. J., y Turner, M. G. (2009). Aquatic and terrestrial drivers of dragonfly (Odonata) assemblages within and among north-temperate lakes. *Journal of the North American Benthological Society*, 28(1), 44-56.
- Resh, V. H., y Solem, O. J. (2008). Phylogenetic relationships and evolutionary adaptations of aquatic insects. En: R. W. Merritt, K. W. Cummins y M. Berg (Eds.), *An introduction to the aquatic insects of North America* (pp. 98-112). Kendall Hant.
- Rocha, J. C., Peres, C. K., Buzzo, J. L. L., de Souza, V., Krause, E. A., Bispo, P. C., Frei, F., Costa, L. S. M., y Branco, C. C. (2017). Modeling the species richness and abundance of lotic macroalgae based on habitat characteristics by artificial neural networks: a potentially useful tool for stream biomonitoring programs. *Journal of applied phycology*, 29(4), 2145-2153.
- Rodríguez-Flores, R., y Carmona-Jiménez, J. (2018). Ecology and distribution of macroscopic algae communities in streams from the Basin of Mexico. *Botanical Science*, 96(1), 63-75.
- Rossignolo, N. L., y Necchi Jr, O. (2016). Revision of section Setacea of the genus *Batrachospermum* (Batrachospermales, Rhodophyta) with emphasis on specimens from Brazil. *Phycologia*, 55(4), 337-346.

- Rott, E., Duthie, H. C., y Pipp, E. (1998). Monitoring organic pollution and eutrophication in the Grand River, Ontario, by means of diatoms. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 55(6), 1443-1453.
- Rumrich, U., Lange-Bertalot, H., y Rumrich, M. (2000). Diatoms of the Andes. From Venezuela to Patagonia/Tierra del Fuego. And two additional contributions. En: H. Lange-Bertalot (Ed.), *Iconographia Diatomologica Volume 9. Annotated Diatom Micrographs*. A.R.G. Ganter.
- Rybak, A., Messyasz, B., y Łęska, B. (2012). Freshwater *Ulva* (Chlorophyta) as a bioaccumulator of selected heavy metals (Cd, Ni and Pb) and alkaline earth metals (Ca and Mg). *Chemosphere*, 89(9), 1066-1076.
- Saldaña Fabela, P., Sandoval, M. J., y López, L. R. (2001). Utilización de un índice de diversidad para determinar la calidad del agua en sistemas lóticos. *Ingeniería Hidráulica en México*, 16(2), 57-66.
- Salinas-Camarillo, V. H. (2018). *Las diatomeas indicadoras de la calidad ecológica en ríos de la Cuenca de México. Tesis de maestría*. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México. México.
- Salomoni, S. E., Rocha, O., Callegaro, V. L., y Lobo, E. A. (2006). Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia*, 559(1), 233-246.
- Sánchez-Montoya, M. M., Vidal-Abarca, M. R., Puntí, T., Poquet, J. M., Prat, N., Rieradevall, M., Alba-Tercedor, J., Zamora-Muñoz, C., Toro, M., Robles, S., Álvarez, M., y Álvarez, M. (2009). Defining criteria to select reference sites in Mediterranean streams. *Hydrobiologia*, 619(1), 39.
- Scott, J. T., y Marcarelli, A. M. (2012). Cyanobacteria in freshwater benthic environments. En: B. Whitton (Ed.), *Ecology of Cyanobacteria II: their diversity in space and time* (pp. 271–289.). Springer.

- Segura-García, V., Cantoral-Uriza, E. A., Israde, I., y Maidana, N. (2012). Diatomeas epilíticas como indicadores de la calidad del agua en la cuenca alta del río Lerma, México. *Hidrobiológica*, 22(1), 16-27.
- Serrano, A., Mateo, P., y Perona, E. (2004). Estructura y composición de la comunidad de cianobacterias bentónicas de un arroyo de montaña mediterráneo, el arroyo Mediano (Madrid). *Limnetica*, 23(1-2), 83-94.
- Sheath, R. G., y Vis, M. L. (2015). Red algae. En: J. D. Wehr, R. G. Sheath, P. Kociolek (Eds.), *Freshwater Algae of North America* (pp. 237-264). Academic Press.
- Silva-Lehmkuhl, A. M. D., Tremarin, P. I., Vercellino, I. S., y Ludwig, T. A. V. (2019). Periphytic diatoms from an oligotrophic lentic system, Piraquara I reservoir, Paraná state, Brazil. *Biota Neotropica*, 19(2) e20180568.
- Simons, J., y Van Beem, A.P. (1990). *Spirogyra* species and accompanying algae from pools and ditches in the Netherlands. *Aquatic Botany*, 37, 247–269.
- Stancheva, R., y Sheath, R. G. (2016). Benthic soft-bodied algae as bioindicators of stream water quality. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (417), 15.
- Stoddard, J. L., Larsen, D. P., Hawkins, C. P., Johnson, R. K., y Norris, R. H. (2006). Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecological Applications*, 16(4), 1267-1276
- Taylor, J. C., Harding, W. R., y Archibald, C. G. M. (2007). *An illustrated guide to some common diatom species from South Africa*. Water Research Commission.
- Teta, R., Esposito, G., Casazza, M., Zappa, C. J., Endreny, T. A., Mangoni, A., Constantino, V., y Lega, M. (2019). Bioindicators as a tool in environmental impact assessment: Cyanobacteria as a sentinel of pollution. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, 14(1), 1-8.

- Thiébaud, G., y Muller, S. (1999). A macrophyte communities sequence as an indicator of eutrophication and acidification levels in weakly mineralized streams in north-eastern France. *Hydrobiologia*, 410, 17-24.
- Thorne, R. S. J., Williams, W. P., y Gordon, C. (2000). The macroinvertebrates of a polluted stream in Ghana. *Journal of Freshwater Ecology*, 15(2), 209-217.
- Tomanova, S., Goitia, E., y Helešic, J. (2006). Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 556(1), 251-264.
- Tornés, E., Cambra, J., Gomà, J., Leira, M., Ortiz, R., y Sabater, S. (2007). Indicator taxa of benthic diatom communities: a case study in Mediterranean streams. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 43(1), 1-11.
- Torralba-Burrial, A., y Ocharan, F. J. (2007). Protocolo para la evaluación del estado ecológico de la red fluvial de Aragón (NE de España) según sus comunidades de macroinvertebrados bentónicos. *Limnetica*, 26(2), 359-372.
- Uherek, C. B., y Pinto Gouveia, F. B. (2014). Biological monitoring using macroinvertebrates as bioindicators of water quality of Maroaga stream in the Maroaga Cave System, Presidente Figueiredo, Amazon, Brazil. *International Journal of Ecology*, 2014, 1-7.
- Uwadiae, R. E. (2010). Macroinvertebrates functional feeding groups as indices of biological assessment in a tropical aquatic ecosystem: implications for ecosystem functions. *New York Science Journal*, 3(8), 6-15.
- Valadez-Cruz, F., Carmona-Jiménez, J., y Cantoral-Uriza, E. A. (1996). Algas de ambientes lóticos en el Estado de Morelos, México. *Anales del Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica*, 67(2), 227-282.
- Van Dam, H., Mertens, A., y Sinkeldam, J. (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherland Journal of Aquatic Ecology*, 28(1), 117-133.



- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., y Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37(1), 130-137.
- Vázquez, G., Aké-Castillo, J. A., y Favila, M. E. (2011). Algal assemblages and their relationship with water quality in tropical Mexican streams with different land uses. *Hydrobiologia*, 667(1), 173-189.
- Venter, A., van Vuuren, S. J., y Pieterse, A. J. H. (2003). *Oscillatoria simplicissima*: An autecological study. *Water Sa*, 29(1), 105-112.
- Verb, R. G., y Vis, M. L. (2000). Comparison of benthic diatom assemblages from streams draining abandoned and reclaimed coal mines and nonimpacted sites. *Journal of the North American Benthological Society*, 19(2), 274-288.
- Voshell, J. R. (2002). *A guide to common freshwater invertebrates of North America*. McDonald and Woodward Publishing Company.
- Wantzen, K. M., y Wagner, R. (2006). Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical–temperate comparison. *Journal of the north American benthological society*, 25(1), 216-232.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. 3ra Edición. Elsevier.
- Wher, D. F., y Sheath, R. G. (2003). Freshwater habitats of algae. En: *Freshwater algae of North America* (pp. 11-57). Elsevier Science.
- Whitton, B. A. y Potts, M. (2000). Introduction to the Cyanobacteria. En: B. A. Whitton, M. Potts (Eds.), *The ecology of Cyanobacteria. Their diversity in time and space* (pp. 1-11). Springer.
- Whitton, B.A., y Mateo, P. (2012) Rivulariaceae. En: B. A. Whitton (Ed.), *Ecology of Cyanobacteria II. Their diversity in space and time* (pp. 561–591). Springer.

- Worsfold, P., McKelvie, I., y Monbet, P. (2016). Determination of phosphorus in natural waters: A historical review. *Analytica Chimica Acta*, 918, 8-20.
- Xia, T., Zhu, W., Xin, P., y Li, L. (2010). Assessment of urban stream morphology: an integrated index and modelling system. *Environmental monitoring and assessment*, 167(1-4), 447-460.
- Yang, J., Yu, X., Liu, L., Zhang, W., y Guo, P. (2012). Algae community and trophic state of subtropical reservoirs in southeast Fujian, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(5), 1432-1442.
- Zaky, S. K., Ezra, A. G., AbdulHameed, A., Nayaya, A. J., y Okpanachi, I. Y. (2018). Use of algae as a biofriendly mean to determine water quality of romi river in Kaduna, Nigeria. *Science World Journal*, 13(1), 65-69.
- Zulkifly, S. B., Graham, J. M., Young, E. B., Mayer, R. J., Piotrowski, M. J., Smith, I., y Graham, L. E. (2013). The genus *Cladophora* Kützing (Ulvophyceae) as a globally distributed ecological engineer. *Journal of Phycology*, 49(1), 1-17.

ANEXO



Anexo. 1) El Salto, 2) El Meco, 3) Minas Viejas, 4) Micos, 5) Ciudad Valles, 6) Confluencia.