



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

**INDICADORES BIOLÓGICOS DE LA CALIDAD DEL AGUA
EN EL RÍO MAGDALENA, MÉXICO, D.F**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

**MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)**

P R E S E N T A

MIRIAM GUADALUPE BOJORGE GARCÍA

DIRECTOR DE TESIS: DR. ENRIQUE ARTURO CANTORAL URIZA

MÉXICO, D.F.

MARZO, 2006



Universidad Nacional
Autónoma de México



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.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue posible gracias a las becas otorgadas por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) y la Dirección General de Estudios de Posgrado (DGEP).

Al Dr. Enrique Arturo Cantoral Uriza, por brindarme su apoyo durante el desarrollo del presente trabajo.

A la Dr. Marisa Mazari Hiriart por las facilidades brindadas para el análisis de los grupos bacterianos y por el apoyo en el desarrollo del manuscrito.

Al Dr. Jorge Arturo Meave del Castillo por el apoyo brindado durante el desarrollo del trabajo y sobre todo por las correcciones realizadas al manuscrito.

Al Dr. Alfonso Lugo Vázquez y la Dra. Guillermina por su apoyo en la revisión del manuscrito.

Al Hidrobiólogo Sergio Castillo Sandoval y al Biólogo Jorge Alberto Ramírez Zierold por su ayuda en la determinación de los nutrientes.

A las Biólogas Itzel Becerra Absalón, Yenny Beltrán Magos, Mariana Cartagena Alcántara y Rocío Ramírez Rodríguez, y al Biólogo Edgar Juárez Arriaga por su apoyo en el trabajo de campo.

A la Bióloga Yenny Beltrán Magos por la revisión del Abstracto y al Biólogo Edgar Juárez Arriaga por la ayuda brindada para la edición de las figuras.

Al Dr. Javier Carmona Jiménez, Dr. Gustavo Montejano por el apoyo brindado durante la realización de mis estudios.

A todos aquellos con los que he compartido mi querido Laboratorio de Fisiología, por hacer de ese pequeño espacio un sitio de trabajo agradable.

DEDICATORIA

A mis padres y hermanos, por el apoyo que me han brindado a lo largo de mi vida.

A mi abuela que aunque ya no está presente. ¡Gracias por amar la vida!

A mi tía Lulú por brindarme su amor y confianza.

A Edgar por brindarme su amor y por alentarme a alcanzar mis metas.

A mis primas y primos de la familia Bojorge y de la familia García, gracias por los extraordinarios momentos que me han dejado compartir con ustedes, pero sobretodo por mantener viva la llama de la Familia.

A mis amigos Perla, Lupita, Karina, Itzel y Leonel por los hermosos recuerdos y las aventuras futuras. Espero contar con su amistad por mucho tiempo más.

Por último y no por ser menos importante a la Universidad Nacional Autónoma de México. ¡La universidad que nunca debe dejar de ser pública!

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. AMBIENTES LÓTICOS	1
1.2. BIOINDICADORES	3
1.3. OBJETIVOS	9
2. ÁREA DE ESTUDIO.....	10
3. MATERIAL Y MÉTODO	13
3.1. TRABAJO DE CAMPO.....	13
3.1.1. <i>Variables físico-químicas</i>	13
3.1.2. <i>Diatomeas</i>	14
3.1.3. <i>Bacterias</i>	14
3.2. TRABAJO DE GABINETE	15
3.2.1. <i>Variables físico-químicas</i>	15
3.2.2. <i>Diatomeas</i>	16
3.2.3. <i>Bacterias</i>	17
3.3. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS	17
3.3.1. <i>Variables físico-químicas</i>	17
3.3.2. <i>Diatomeas</i>	18
3.3.3. <i>Bacterias</i>	19
4. RESULTADOS	20
4.1. ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICOS	20
4.1.1. <i>Datos de campo</i>	20
4.1.2. <i>Determinación de parámetros químicos del agua</i>	25
4.2. DIATOMEAS	29
4.3. BACTERIAS	36
5. DISCUSIÓN	40
6. CONCLUSIONES	52
7. LITERATURA CITADA.....	55
8.1. ANEXO I. FÓRMULA PARA CALCULAR LA DESCARGA DEL RÍO.....	60
8.2. ANEXO II. TÉCNICA PARA LA LIMPIEZA DE LAS DIATOMEAS.	61
8.3. ANEXO III. FÓRMULA PARA CALCULAR LA ABUNDANCIA.	62
8.4. ANEXO IV. CONDICIONES PARA EL CULTIVO DE BACTERIAS INDICADORAS.	62
8.4. ANEXO V. FÓRMULA PARA CALCULAR LA DIVERSIDAD.	62

1. INTRODUCCIÓN

1.1. AMBIENTES LÓTICOS

Entre los ambientes de agua dulce encontramos a los sistemas lóticos (ríos, arroyos, riachuelos, etc), los cuales se caracterizan por tener un flujo unidireccional de agua contenido en un canal (Giller y Malmqvist 1998) y una gran heterogeneidad tanto espacial como temporal. Los ríos son ambientes altamente diversos donde la combinación de variables espaciales y temporales ejerce una fuerte influencia sobre la distribución de los organismos, sus interacciones y su adaptación (Scarsbrook y Townsend 1993). Junto con estos factores naturales coexisten hoy en día múltiples factores antropogénicos que modifican de diversas formas el hábitat y los seres vivos que lo habitan.

Las comunidades que se desarrollan en los ambientes lóticos sufren modificaciones en su estructura (como interés del presente estudio son las que se expresan en las comunidades algales y bacteriológicas) como respuesta a los disturbios naturales y antropogénicos, los cuales tienen una influencia directa en la expresión de los ensambles de las comunidades presentes en los ríos. De acuerdo con Weitzel (1979), las características de los ensambles biológicos han sido evaluados a través de la identificación de las especies, así como de su enumeración, abundancia, dominancia, diversidad, redundancia y regularidad. También se evalúa a través del peso húmedo, peso seco y pigmentos.

Los factores que se han considerado importantes para el desarrollo de las comunidades algales en los ríos son el pH, el oxígeno disuelto, el tipo de sustrato, la luz, la velocidad de corriente, la descarga (Q) del río, la conductividad y la temperatura (Whitton 1975; Calow y Petts 1992; Allan 1996). Entre éstos, uno de los más estudiados en ambientes lóticos es la descarga del río (Q), la cual se refiere al volumen de agua que fluye

por unidad de tiempo a través de una sección transversal del canal del río (Hauer y Lamberti 1996); este factor afecta principalmente a la disponibilidad de hábitats, el movimiento de los sustratos y los nutrientes en el sistema. Por otra parte, la temperatura en algunos ambientes influye sobre la permanencia y la abundancia de las especies en las localidades, ya que las variaciones estacionales tienen una fuerte influencia sobre el metabolismo de los organismos.

Estos factores se han venido viendo alterados por la modificación de las características químicas y físicas de los ríos que los humanos producen. Anteriormente la evaluación de la contaminación que dichos cambios conllevan sólo era posible a través del monitoreo de las características químicas y físicas del agua. Sin embargo, esta aproximación es limitada porque sólo refleja las condiciones que existen en el momento en que se toma la muestra es decir, la aproximación físico-química proporciona una fotografía instantánea de las características del agua (Hauer y Lamberti 1996), lo cual restringe el entendimiento del sistema y por lo tanto la elaboración de un plan de manejo integral. En contraste, el monitoreo biológico permite hacer esta planeación, ya que los organismos acuáticos son capaces de integrar toda la información que dan los parámetros bióticos y abióticos que están influyendo en su hábitat; es por ello que nos brinda un registro continuo de la calidad ambiental.

El término “calidad del agua” en muchas ocasiones es confundido con calidad del ambiente. Sin embargo, calidad del ambiente se refiere a las modificaciones que sufre el ambiente y como éstas se reflejan en los organismos. Cuando hablamos de calidad del agua se debe tener claro que se hace en función del uso que se planea dar al líquido, ya sea para uso y consumo humano, o para la piscicultura, el riego o la recreación, y que por tanto no nos referimos a una característica única del grado de pureza del agua (Angelier 2003). El

criterio de calidad del agua es establecido con base en indicadores (características físicas, químicas y biológicas) y se define como una relación cuantitativa entre la densidad del indicador en el agua y el riesgo potencial que pueda ejercer sobre los organismos humanos (Tchobanoglous y Schroeder 1985).

En la evaluación de la calidad del agua la información biológica no sustituye a los registros físico-químicos. Sin embargo, es innegable que ésta juega un papel importante en la interpretación y el manejo del recurso hídrico por su alto nivel de integración de las condiciones del ambiente, además de no causar daño al ambiente y su bajo costo en comparación con los métodos químicos.

1.2. BIOINDICADORES

Los seres vivos se desarrollan en condiciones ambientales específicas, con un margen muy amplio para unas especies y muy limitado para otras. Estas últimas son las que se utilizan como organismos indicadores (Calvo 1999). Los requisitos mínimos que menciona la literatura que se deben considerar para la elección de bioindicadores son (Lobo *et al.* 2002, Gerba 2000):

1. Deben ser fácilmente muestreables y estar presentes en abundancia. No deben estar afectados por estadios del ciclo de vida que dejen periodos de tiempo en los cuales estén ausentes.
2. Deben reaccionar a cambios en la calidad del ambiente, de modo que especies o grupos de especies puedan ser elegidos para caracterizar aguas de diferente calidad.
3. Deberán ser fáciles de identificar para poder ser usados en prácticas de rutina

por personas entrenadas, sin necesidad de que sean especialistas, y sin que esto les consuma demasiado tiempo de trabajo.

4. Deben poderse evaluar cuantitativa para que se puedan hacer comparaciones.
5. Deberán presentar características autoecológicas estrechas, especialmente respecto a la contaminación de tipo orgánico.

Los factores limitantes para los organismos respecto a la contaminación (entendiéndose ésta como la modificación de las condiciones naturales del ambiente por la introducción de elementos ajenos a éste) son la concentración de nutrientes, y la presencia de oxígeno y de toxinas resultado de la putrefacción (Calvo 1999). La finalidad de los métodos biológicos para la evaluación de la calidad del agua es detectar cualquier degradación física y/o química del medio en donde se encuentran los organismos, mediante la evaluación de la composición de las poblaciones y las comunidades a través de la riqueza específica (aparición o desaparición de especies), diversidad, cambio en la fisiología o morfología de los organismos, por mencionar alguno de éstos.

El desarrollo de algunas poblaciones y la regresión o desaparición de otras permiten establecer listas de especies indicadoras del nivel de contaminación en función de su grado de sensibilidad a ésta. Otra vía para la evaluación de la contaminación consiste en tomar en cuenta el conjunto de la comunidad (biocenosis) tanto cualitativamente por las especies indicadoras, como cuantitativamente por la riqueza específica de la comunidad (Angelier, 2003). Entre los métodos para la evaluación de la contaminación, los más utilizados corresponden a la aproximación de la biocenosis. Éstos se basan en el papel preponderante que juegan los factores ambientales en la dinámica de las comunidades, las cuales son

consideradas como la expresión sintética de los diferentes factores del medio y por lo tanto su estructura refleja las características fisicoquímicas de cada ambiente (Angelier 2003).

Las especies y el número de organismos que se encuentran en el perifiton (organismos que crecen sobre un sustrato natural o artificial) están directamente relacionados con la calidad del agua. Por ello, los cambios en las condiciones ambientales inducen cambios cualitativos y cuantitativos en la comunidad. El análisis de las comunidades del perifiton brinda información completa sobre las condiciones del agua, debido a que el tiempo de generación de los componentes de éste van de unos días a años, lo cual hace posible el registro de los efectos de los cambios ambientales de largo y corto plazo (Jarlman *et al.* 1996). Los organismos que se utilizan con mayor frecuencia en el monitoreo de los ríos son las algas y las bacterias, ya que ambos representan un componente importante del perifiton y la columna de agua de estos sitios.

Las Bacillariophyceae, mejor conocidas como diatomeas, son un grupo de algas bien representado en diversos ambientes. En los ambientes lóticos son el grupo algal con mayor abundancia y distribución, y se considera que son buenos indicadores de las condiciones ambientales de estos sistemas ya que responden de manera directa y sensible a cambios físicos, químicos y biológicos, tales como la temperatura, la concentración de nutrientes, la conductividad, el flujo de agua, la contaminación orgánica e inorgánica y la acidificación. Esta razón explica que en la actualidad las diatomeas sean ampliamente utilizadas en investigaciones paleoclimáticas, en las ciencias forenses y en el monitoreo de sistemas acuáticos (Stoermer y Smol 1999). En particular, para este último fin las diatomeas han sido reconocidas como herramientas útiles desde 1908 aproximadamente (Gómez y Licursi 2001), teniendo de esta manera una larga tradición como bioindicadores y en la estimación de los niveles de pH en estudios paleolimnológicos (Batarbee 1986).

Estudios con el enfoque de bioindicadores han sido realizados por Stevenson (1984), Guhl (1987), Lobo y Kobayasi (1990), Aboal *et al.* (1996), Sabater (2000), Kelly (2001), Tolcach y Gómez (2002), Eloranta y Soininen (2002) y Prygiel (2002).

Las bacterias constituyen otro grupo de organismos ampliamente distribuidos en el mundo, y al igual que las diatomeas son muy abundantes en los ambientes acuáticos. Se sabe poco acerca de la composición de especies y la variabilidad de las comunidades bacterianas en la naturaleza, debido principalmente a que la identificación convencional requiere de cultivos puros, a la vez que menos de 1% de las bacterias encontradas en la naturaleza son cultivables (Calow y Petts 1992). El papel de las bacterias como indicadores está relacionado directamente con la propagación de enfermedades (Tchobanoglous y Schroeder 1985). Por ello, las bacterias se utilizan principalmente como indicadores en el control de la calidad del agua destinada a usos domésticos, a la recreación con contacto directo y a los sanitarios. Se consideran como organismos exclusivamente fecales a *Escherichia coli*, así como a los coliformes fecales y los enterococos fecales. El valor de cada uno de estos grupos no es el mismo, hecho que hay que considerar en el momento de interpretar los análisis bacteriológicos (Calvo 1999).

Las bacterias han sido utilizadas para detectar disturbios antropogénicos en los ambientes naturales. Estos estudios han sido realizados a través de la estimación de su abundancia y productividad, la cual varía en las aguas corrientes; sin embargo, la densidad celular y la biomasa pueden ser estimadas por varias técnicas como el conteo directo al microscopio, la incorporación de H-timidina, el contenido de ATP, el consumo de oxígeno, la utilización de C^{14} , el sistema de transporte activo de electrones y los ácidos grasos microbianos (Calow y Petts 1992; Allan 1996). Entre los parámetros bacteriológicos, el grupo de los coliformes es el indicador más usado para determinar contaminación

bacteriológica; este grupo incluye a los coliformes totales y los coliformes fecales. Los enterococos fecales, representados por *Vibrio* spp. también se emplean como indicadores de contaminación, en especial para agua salobre y marina. La evaluación de la calidad del agua además puede apoyarse en otras enterobacterias (Tchobanoglous y Schroeder 1985).

El grupo de los coliformes comprende todos los bacilos con forma de bastón Gram-negativos, no esporulados, que a 37°C en menos de 24 horas degradan la lactosa con producción de ácido y gas. El interés en este grupo de bacterias como bioindicadores obedece a la presencia de un gran número de ellas en las materias fecales de los organismos de sangre caliente y a su resistencia a los agentes antisépticos, sobre todo al cloro y sus derivados (Calvo, 1999).

Los coliformes totales se caracterizan por ser de forma bacilar, Gram-negativos, anaerobios facultativos; no forman esporas y fermentan la lactosa con producción de ácido y gas a 35°C en 48 horas (APHA 1998). En este grupo se encuentran bacterias de los género *Escherichia*, *Enterobacter*, *Citrobacter* y *Klebsiella*. En particular, la bacteria *Escherichia coli* constituye aproximadamente 10% de los microorganismos de origen intestinal de animales homeotermos, incluyendo humanos. Debido a esto, se ha utilizado como indicador biológico de contaminación fecal. Cuando esta bacteria no es detectada en un volumen de 100 ml de agua, ésta se puede considerar como apta para el consumo humano. Debido a que el grupo coliformes totales incluye una amplia gama de bacterias cuya fuente primaria es el tracto intestinal, éstas se utilizan como indicadores de contaminación fecal. Las bacterias pertenecientes al grupo de los coliformes fecales se definen como bacilos Gram-negativos, anaerobios facultativos, que fermentan la lactosa formando ácido y gas a 44.5°C en 24 horas (APHA 1998). Estas bacterias, al igual que los coliformes totales, se encuentran presentes en el intestino de animales homeotermos,

incluyendo al hombre e incluye bacterias pertenecientes a los géneros *Escherichia* y *Klebsiella*.

En general, los ambientes lóticos en México han sido poco estudiados con esta orientación; los ríos ubicados en la Cuenca de México no escapan a este hecho, a pesar de ser sistemas importantes a nivel ecológico y desde el punto de vista social. Recientemente los ambientes lóticos han comenzado a ser foco de atención. Algunos de los estudios para esta zona del país son los realizados por Nomdedeu y López-Ochoterena (1988), quienes trabajaron en el río Magdalena con protozoarios ciliados con un enfoque de indicadores biológicos. Estudios posteriores fueron realizados por Cantoral *et al.* (1998), quienes publicaron un estudio enfocado al uso de las algas como indicadores de la calidad del agua; Ramírez *et al.* (2001) publicaron un listado florístico de algas de la zona con datos ambientales de las especies. Bojorge-García (2002) realizó un estudio de la variación estacional de la biomasa de las comunidades algales en el río Magdalena. Con estos antecedentes, se decidió abordar el presente estudio con el fin de usar a las diatomeas y las bacterias como bioindicadores de la calidad del agua.

El río Magdalena nace en la Sierra de las Cruces y se encuentra ubicado principalmente en la delegación Magdalena Contreras; su cuenca también cubre una pequeña porción de las delegaciones Álvaro Obregón y Cuajimalpa en el Distrito Federal (Ávila 2002). Antiguamente fue uno de los ríos más caudalosos y largos, y abastecía de agua a los actuales viveros de Coyoacán y también alimentó las corrientes del río Churubusco. Hoy en día el río Magdalena es el único río en el Distrito Federal por el cual corre agua limpia, al menos en el tramo que se ubica dentro de lo que hoy se conoce como “Zona Protectora Forestal Cañada de Contreras” o “Los Dinamos” (Jujnovsky 2003). El nombre de Los Dinamos se debe a los vestigios de cuatro plantas hidroeléctricas (dínamos)

que fueron construidas en 1897 (Jujnovsky 2003) para surtir energía eléctrica a fábricas de hilados y tejidos (Suárez y Birrichaga 1997). Una parte del cauce del río es desviado a la altura del primer Dinamo para ser potabilizada en la planta denominada Magdalena, perteneciente al sistema de aguas de la ciudad de México (SACM); el resto entra a la zona urbana y sufre una alteración de su calidad por el aporte de drenajes irregulares que se encuentran a lo largo de su recorrido.

Desde 1997 el equipo de trabajo sobre algas del Departamento de Ecología y Recursos Naturales de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México, inició el estudio del río Magdalena. Este trabajo ha permitido observar la degradación paulatina que ha sufrido el tramo que queda dentro de Los Dinamos como resultado del aumento de visitantes y la irresponsabilidad de éstos para recoger los residuos sólidos que generan durante su estancia en el parque. A lo largo del río es posible observar restos de alimentos, botellas, bolsas de plástico y pañales desechables; además, recientemente se ha observado cascajo y bolsas completas de basura, lo que nos hace pensar que un grupo de gente está utilizando partes de este río para desechar los residuos sólidos que producen, lo que de seguir provocará que el agua todavía limpia que pasa por estos sitios se contamine.

RESUMEN

La calidad del agua del río Magdalena, Distrito Federal, fue evaluada en cuatro estaciones de muestreo; la estación uno (E1) y la estación dos (E2) se localizaron en suelo de conservación, mientras que la estación tres (E3) y la estación cuatro (E4) se ubicaron en la zona urbana. Se evaluó la riqueza específica, la diversidad (H'_{ln}) y la abundancia de diatomeas epilíticas en 100 cm². Para conocer el estado trófico de las estaciones de colecta, de acuerdo con la información brindada por las diatomeas, se calculó el índice de sensibilidad a la contaminación (IPS), el índice biológico de diatomeas (IBD) y el índice genérico de diatomeas (IGD) con el paquete OMNIDIA 7 v. 8.1. Asimismo, se realizó el conteo de las unidades formadoras de colonias en 100 ml (UFC/100 ml) de cuatro grupos bacterianos (coliformes fecales [CF], coliformes totales [CT], esterococos fecales [EF] y otras bacterias [OB]). También se realizó la evaluación de factores físicos (temperatura, intensidad luminosa, velocidad de corriente y descarga) y químicos del agua (conductividad, oxígeno disuelto, pH y concentración de elementos químicos (N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃, P-PRD, nitrógeno particulado, disuelto y total, fósforo particulado, disuelto y total y Si-SiO₂). Las variables físicas y químicas se examinaron con un análisis de factores (AF); los dos primeros factores extraídos explicaron 61% de la variación. El mayor índice de diversidad se presentó en E1 (H'_{ln} 2.1), seguido por E2 y E3 (H' 1.6 y H' 1.2), siendo E4 la estación donde se registró la menor diversidad (H' 0.6). En E1 las especies abundantes fueron *Cymbella silesiaca*, *Achnanthes lanceolata*, *Fragilaria capuchina* y *Navicula cryptocephala*, mientras que las especies abundantes en E2 fueron *Nitzschia incospicua*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Nitzschia palea* y *Achnanthes minutissima*. Para E3 las especies abundantes fueron *Nitzschia incospicua* y *N. palea*, y en E4 la especie dominante fue *N. palea*. El Análisis Canónico de Correspondencia (ACC) mostró que la abundancia de las especies estuvo relacionada con el Factor 1 (factor de contaminación), reconociéndose dos nubes de puntos. La primera (E1 y E2) estuvo compuesta por *Cymbella silesiaca*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Fragilaria capuchina*, *Navicula cryptocephala*, *N. subrynchocephala*,

Gomphonema parvulum, *Cocconeis placentula* y *Reimeria sinuata*, especies características de aguas con baja concentración de nutrimentos. La segunda (E3 y E4) estuvo caracterizada por especies tolerantes a altas concentraciones de nutrimentos como *N. incospicua*, *N. palea* y *A. minutissima*. El cambio de especies que se observó entre las localidades, se refleja en la disminución de los valores de los índices IPS, IBD y GDI río abajo: E1 (14.4, 16.1 y 14.2, respectivamente), E2 (9.8, 8.7 y 6.1, respectivamente), E3 (4.6, 7.1 y 2.5, respectivamente) y E4 (1.2, 6.6 y 1.1, respectivamente). El comportamiento de los CT, CF, EF y OB fue inverso al registrado para las diatomeas; estos grupos se vieron favorecidos por las concentraciones de nutrimentos, presentando E1 la menor cantidad de UFC/100 ml para todos los grupos, cantidad que va incrementando río abajo hasta llegar a E4, donde se presentó el mayor número. El nivel trófico para E1 fue oligo-mesotrófico, para E2 meso-eutrófico, y para E3 y E4 eutrófico. De acuerdo con la NOM-127-SSA1-1994 (DOF 2000), el agua de las cuatro estaciones de colecta no es apta ni para el uso, ni para el consumo humano. Los Lineamientos de Calidad del Agua (CNA 2005) sugieren que al agua de las cuatro estaciones se le puede usar para abastecimiento público, riego agrícola y protección a la vida acuática. La Norma para Agua Dulce de la U.S EPA (Gerba 2000) indica que sólo al agua de E1 puede dársele un uso recreativo con contacto primario.

ABSTRACT

Water quality of the Magdalena river, D.F., was evaluated in four sampling stations. Stations one (E1) and two (E2) were located in conservation ground, whereas stations three (E3) and four (E4) were located in urban zone. Specific richness, diversity ($H' \ln$) and abundance of epilithic diatoms (in 100 cm^2) were evaluated. In order to know the trophic state at each sampling station, in agreement with the information offered by diatoms, the pollution sensitivity index (IPS), biological diatom index (IBD) and generic diatom index (IGD) were calculated, with OMNIDIA 7 package v. 8.1. Also, formed colony units were counted in 100 mililiter (UFC/100 mililiter) of four bacterial groups (fecal coliforms [CF], total coliforms [CT], fecal enterococcus [EF] and other bacteria [OB]). The evaluation of physical (temperature, light intensity, stream velocity and discharge) and chemical factors (conductivity, dissolved oxygen, pH and concentration of chemical elements (N-NH_4^+ ; N-NO_2^- ; N-NO_3^- ; P-PRD; particulate, dissolved and total nitrogen; particulate, dissolved and total phosphorus and Si-SiO₂)) was realized. Physical and chemical variables were examined with a factors analysis (AF); first two extracted factors explained 61% of the variation. The greatest diversity index was found in E1 ($H' \ln$ 2,1), followed by E2 and E3 (1,6 H' and H' 1,2), being E4 the station with the less diversity (H' 0,6). The most abundant species were *Cymbella silesiaca*, *Achnanthes lanceolata*, *Fragilaria capuchina* and *Navicula cryptocephala* in station E1; *Nitzschia incospicua*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Nitzschia palea* and *Achnanthes minutissima* in station E2; *Nitzschia palea* and *N. incospicua* in station E3, and *N. palea* in E4. Canonical Correspondence Analysis (ACC) showed that the abundance of the species was related with Factor 1 (pollution), recognizing two clouds of points. First cloud (E1 and E2) was composed by *Cymbella silesiaca*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Fragilaria capuchina*, *Navicula cryptocephala*, *N. subrynchocephala*, *Gomphonema parvulum*, *Cocconeis placentula* and *Reimeria sinuata*, characteristic species of water with low nutrient concentration. Second one (E3 and E4) was characterized by tolerant species who resist high nutrient concentrations like *N. incospicua*, *N. palea* and *A. minutissima*. Species variation observed between localities, is

reflected in the decrease of index values (IPS, IBD and GDI) downstream: E1 (14,4, 16,1 and 14,2, respectively), E2 (9,8, 8,7 and 6,1, respectively), E3 (4,6, 7,1 and 2,5, respectively) and E4 (1,2, 6,6 and 1,1, respectively). The CT, CF, EF and OB pattern was inverse to the diatom one, showing that these groups were favored by nutrient concentration. E1 displayed the smallest amount of UFC/100 milliliter of all groups, amount that is increasing downstream until it arrives to station E4, who had the greatest number. E1 trophic level was oligo-mesotrophic, E2 was meso-eutrophic, and E3 and E4 were eutrophic. In agreement with NOM-127-SSA1-1994 (DOF 2000), water of all sampling stations is inadequate neither for the use, nor for human consumption. Water quality lineaments (CNA 2005) suggests that water of all stations can be used for public supplying, agricultural irrigation and to the protection of aquatic life. Freshwater Norm of U.S EPA (Gerba 2000) indicates that only the water of E1 can be employed to recreational use with primary contact.

1.3. OBJETIVOS

Objetivo General

- Utilizar a las diatomeas y las bacterias (coliformes fecales y totales, enterococos fecales y otras bacterias) como indicadores biológicos de la calidad del agua del río Magdalena.

Objetivos Particulares

- Evaluar los cambios bimestrales que sufre la estructura de la comunidad de diatomeas perifíticas en cuanto a diversidad y abundancia, como respuesta a las variaciones ambientales físicas (temperatura, descarga, tipo de sustrato, velocidad de corriente e intensidad luminosa) y químicas del agua (pH, conductividad, oxígeno disuelto y nutrientes [N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, N-NH₄⁺, P-PO₄, Si-SiO₂, fósforo total, disuelto y particulado, así como nitrógeno total, disuelto y particulado]).
- Comparar la información generada para las diatomeas y las bacterias obtenida a lo largo del estudio, con el fin de analizar el potencial bioindicador de ambos grupos.

2. ÁREA DE ESTUDIO

El río Magdalena forma parte de la Cuenca Hidrológica del río Pánuco. Se localiza en Los Dinamos, que se encuentra en la delegación Magdalena Contreras del Distrito Federal. El río nace a 3,640 m de altitud (Ávila 2002), y dentro de Los Dinamos corre a lo largo de un gradiente altitudinal altitudes que van de los 2,800 a 3,400 m s.n.m. El clima de la región desde la parte del tercer Dinamo y hasta la partes más altas de la cuenca es Cb' (w₂)(w)(b') ig, es decir, templado subhúmedo con lluvias en verano, el de mayor humedad en su tipo (Ávila 2002, García 1973). La vegetación de la cuenca está compuesta por bosque de *Abies*, bosque mésofilo de montaña, bosque de *Pinus hartwegii* y bosque de *Quercus* (Rzedowski y Calderón 2001, Espinosa y Sarukhán 1997). Debido al gradiente climático y a las condiciones de humedad se observa un entremezclado de los bosques mesófilos de montaña, el bosque de *Quercus* y el bosque mixto (Ávila 2002). En esta zona se reconocen dos periodos, la época de lluvias en los meses de junio a octubre, siendo julio el mes de mayor precipitación con valores superiores a 250 mm (Ávila 2002), y la época de secas de noviembre a mayo. La temperatura del agua varía de 2°C (invierno) a 12.8 °C (primavera) (Ramírez *et al.* 2001).

Las estaciones de estudio se eligieron tomando como criterio la presencia de cantos rodados siempre sumergidos. Se seleccionaron dos estaciones que tuvieran una baja influencia antropogénica y dos que tuvieran alta influencia antropogénica.

Las dos primeras estaciones de estudio se encuentran en Los Dinamos; éstas se caracterizan por tener aguas cristalinas ausentes de olor, con un sustrato principalmente de cantos rodados y presencia de vegetación a ambos lados del cauce. La estación 1 (E1) se encuentra a 2,802 m s.n.m. (19° 16' 53.6'' N y 99° 16' 40.7'' O). La estación 2 (E2) se localiza a 2,530 m s.n.m. (19° 17' 58.7'' N y 99° 15' 4.4'' O); esta estación se encuentra río abajo de una serie de

locales destinados a la venta de alimentos y estanques de truchas. Las otras dos estaciones se encuentran dentro de la zona urbana del poblado La Magdalena; se caracterizan por tener aguas con color que va de café oscuro a café claro con olor fétido la mayor parte del tiempo; con un sustrato principalmente de cantos rodados. La estación 3 (E3) se localiza a 2,490 m s.n.m. ($19^{\circ} 18' 3.4''$ N y $99^{\circ} 14' 44.1''$ O). Por último, la estación 4 (E4) se localiza a 2,308 m s.n.m. ($19^{\circ} 18' 09.5''$ N y $99^{\circ} 14' 06.3''$ O) (Figura 1).

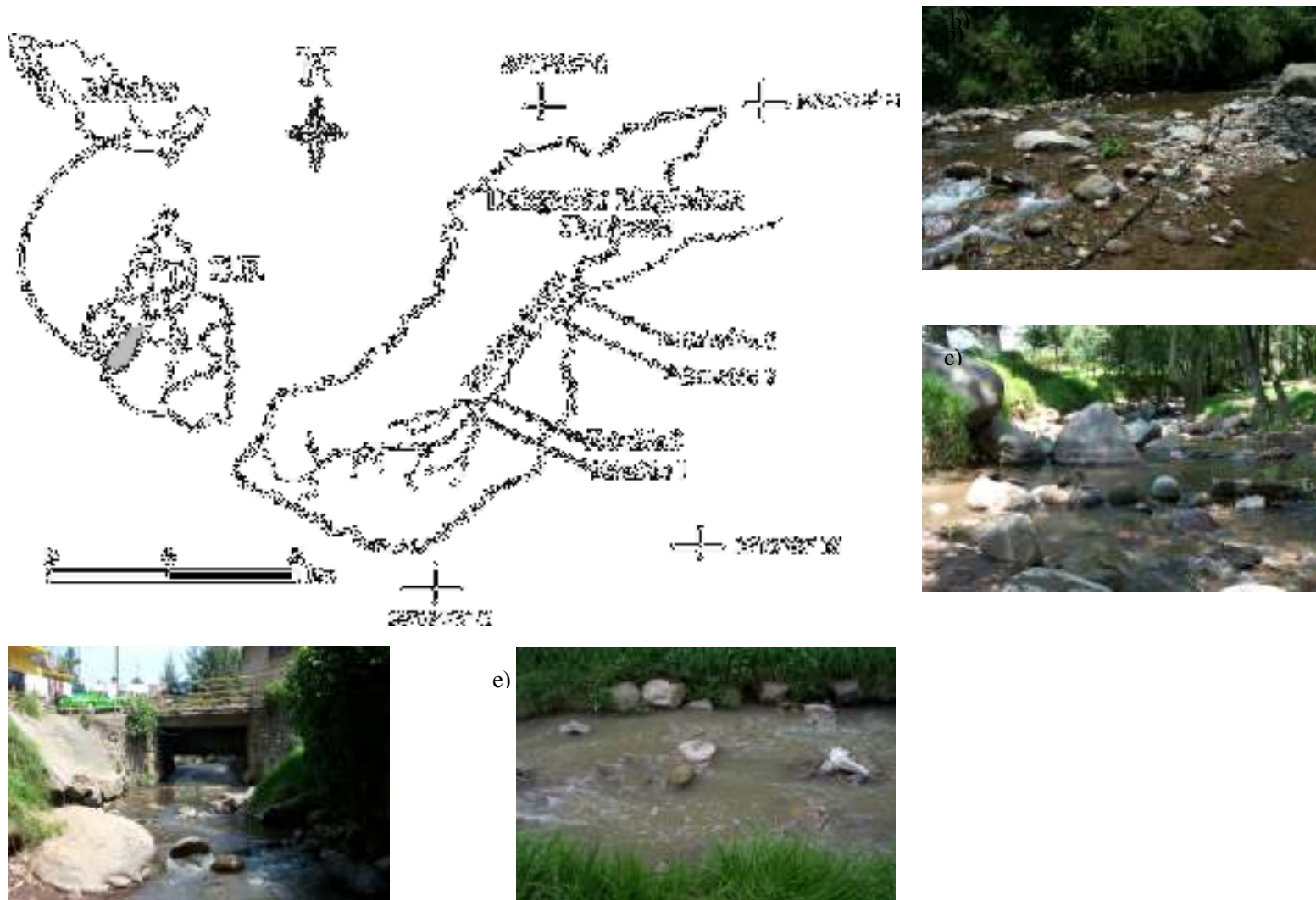


Figura 1. a) Mapa de la localidad, b) Estación 1 (E1), c) Estación 2 (E2), d) Estación 3 (E3) y e) Estación 4 (E4).

3. MATERIAL Y MÉTODO

3.1. TRABAJO DE CAMPO

Se realizaron muestreos cada dos meses durante un año (mayo 2002-marzo 2003) en las cuatro estaciones de estudio del río Magdalena. En cada estación se tomaron datos físico-químicos *in situ*, muestras de agua para realizar los análisis químicos, muestras para la identificación de diatomeas y muestras para el conteo de bacterias.

3.1.1. Variables físico-químicas.

A las muestra de diatomeas de cada estación de colecta se les asignó un número de referencia, el cual incluyó las características del sustrato de donde se tomaron las muestras y el registro de los datos físico-químicos obtenidos en el campo. El pH, la conductividad y la temperatura se midieron con un potenciómetro marca Conductronic modelo PC18, el oxígeno disuelto se midió con un oxímetro marca YSI modelo 85, la velocidad de corriente se registró con un medidor de corriente marca Swoffer modelo 2100 y la intensidad luminosa fue evaluada con un medidor de cuantos marca Li-Cor modelo LI-1000, acoplado a un sensor plano subacuático de radiación fotosintéticamente activa (PAR). Se calculó la descarga (Q) del río con la fórmula de Hauer y Lamberti (1996) (Anexo I). Para la medición de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), en cada estación se tomó una muestra de agua en frascos de vidrio de 300 ml con tapón cónico esmerilado, lo que evita la formación de burbujas de aire. Los frascos fueron cubiertos con papel aluminio para conservarlos en oscuridad, e introducidos en una hielera para su traslado al laboratorio.

Para el análisis químico del agua en cada estación se tomaron cuatro muestras de agua. Para la evaluación de los nutrimentos se utilizaron dos muestras; por cada muestra se

filtraron 30 ml de agua, a los cuales se les agregaron dos gotas de cloroformo. El filtrado se realizó con filtros de nitrocelulosa de 0.45 μm y 0.22 μm de la marca Milipore; la muestra se pasó primero por el filtro de 0.45 μm y posteriormente por el filtro de 0.22 μm . Para la evaluación del nitrógeno disuelto y total, así como para el fósforo disuelto y total, se tomaron dos muestras de agua. Para una de ellas de agua se filtraron 120 ml (con filtros de fibra de vidrio de la marca Nalgel) de los cuales sólo se tomaron 30 ml; para la segunda muestra se tomaron 30 ml directos del cauce. Para calcular el fósforo y el nitrógeno particulados se guardó el filtro de fibra de vidrio en un frasco y se le agregaron 2 ml de agua desionizada. Todas las muestras de agua y el filtro de fibra de vidrio fueron colocados en frascos de polipropileno previamente lavados con ácido clorhídrico diluido al 10%. Las muestras fueron trasladadas en una hielera (aproximadamente a 4°C) al laboratorio de Biogeoquímica Acuática del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México.

3.1.2. Diatomeas

En cada estación se recolectó una muestra con ayuda de una navaja raspando sobre la superficie de los cantos rodados en un área de 100 cm^2 (10 cm \times 10 cm) (Prygiel 2005). El material vivo fue trasladado en una hielera al laboratorio en frascos de 60 ml, para su limpieza, determinación taxonómica y conteo de valvas.

3.1.3. Bacterias

Las muestras de agua se tomaron en la parte central del cauce con frascos de polipropileno lavados y esterilizados de acuerdo con las especificaciones de la APHA (1998). Para las estaciones E1 y E2 se tomaron 4 litros de agua, dos frascos de 1 litro para cada estación, y

para las estaciones E3 y E4 se tomó 1 litro de agua, dos frascos de 500 ml por estación. Una vez tomadas las muestras se introdujeron en una hielera, aproximadamente a 4°C, para su traslado al laboratorio de Ecología Química del Instituto de Ecología de la Universidad Nacional Autónoma de México, donde se realizó el filtrado por el método de filtración a través de membrana, la incubación y el conteo de las bacterias.

3.2. TRABAJO DE GABINETE

3.2.1. Variables físico-químicas

Los datos físico-químicos registrados en campo fueron capturados en una hoja de cálculo (Excel v. 2002) junto con los datos obtenidos del análisis químico del agua; todos los datos fueron estandarizados para su posterior análisis estadístico.

Los valores de DBO₅ fueron obtenidos de la diferencia entre las medidas de oxígeno disuelto tomadas antes y después de 5 días de incubación a 25°C (APHA 1998).

Los nutrientes evaluados fueron nitrógeno como nitratos (N-NO₃⁻) con el método de reducción de cadmio (intervalo de concentración 0.0014-0.28 mg l⁻¹ y límite de detección 0.0003 mg l⁻¹); nitrógeno como nitritos (N-NO₂⁻) con el método de diazotización con sulfanilamida (intervalo de concentración 0.0014-0.28 mg l⁻¹ y límite de detección 0.0003 mg l⁻¹), nitrógeno como amonio (N-NH₄⁺) por la reacción de Berthelot (intervalo de concentración 0.0014-0.28 mg l⁻¹ y límite de detección 0.0003 mg l⁻¹), fósforo como fósforo reactivo disuelto (P-PRD) por el método de reducción del ácido molibdofosfórico a fosfomolibdeno azul (intervalo de concentración 0.0015-0.12 mg l⁻¹ y límite de detección 0.0006 mg l⁻¹) y sílice como silicatos (Si-SiO₂) por la conversión del ácido silíceo a ácido β-silicomolibdico y su reducción a molibdeno azul (intervalo de concentración 0.00056-0.392

mg/ l⁻¹ y límite de detección 0.0006 mg l⁻¹). Estos análisis se realizaron con el auto analizador de flujos segmentado marca SKALAR modelo San Plus System de cinco canales, del Laboratorio de Biogeoquímica Acuática del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México.

3.2.2. Diatomeas

De la muestra obtenida en el campo se tomaron 200 µl para realizar una revisión del material en vivo, con la finalidad de registrar las especies presentes con cloroplastos. Se tomó nota del tamaño y color que presentaban, ya que esto permite asegurar que los frústulos limpios que se registraron correspondieron a organismos vivos (también nos permite saber si estos organismos se encontraban en condiciones óptimas o no) y no a organismos muertos arrastrados por la corriente a las estaciones de estudio. El resto de la muestra se limpió para eliminar la materia orgánica y los sedimentos con la técnica de Rushforth *et al.* (1984) (Anexo II). Una vez limpias las diatomeas para cada muestra se montaron tres preparaciones permanentes con Naphrax®; en cada una de éstas se colocaron 200 µl de la muestra previamente homogeneizada, dejándola secar a temperatura ambiente.

Debido a que las muestras contenían mucho sustrato fue necesario procesarlas durante tres días con ácido clorhídrico, peróxido de sodio y Extrán, para disminuir un poco el exceso de sedimentos. El tratamiento consistió en cinco pasos: (1) Se colocaron 2 ml de muestra en un vaso de precipitado de 50 ml, a los cuales se les agregó 10 ml de ácido clorhídrico; esta mezcla se dejó interactuar 24 horas a temperatura ambiente, (2) después de este periodo la muestra se colocó en tubos de centrifuga de 12 ml para realizar cuatro lavados y de esta manera eliminar el ácido clorhídrico (los lavados fueron realizados de la misma manera que para la técnica de Rushforth *et al.* (1984) (Anexo II), (3) del último

lavado se recuperaron 2 ml de muestra a los cuales se les agregó 9 ml de peróxido de sodio y 1 ml de Extrán (sin diluir), (4) se calentó la muestra por 5 minutos, evitando que hirviera, (5) se eliminó el peróxido de sodio y el Extrán por medio de cuatro lavados. Para algunas muestras fue necesario realizar diluciones por dos factores; en ocasiones este procedimiento se realizó para disminuir la cantidad de limo presente en la muestra o debido a que había una gran cantidad de diatomeas, lo que imposibilitaba el conteo. Una vez colocada la muestra en el cubreobjetos, se realizó un arrastre con un palillo plano antes de ponerla a secar para eliminar los granos gruesos.

La revisión del material se realizó en un microscopio óptico con contraste interdifereencial marca Olympus modelo BX51. Para la determinación taxonómica de las Bacillariophyceae se empleó bibliografía especializada (Krammer y Lange-Bertalot 1986, 1988, 1991a, b; Patrick y Reimer 1966).

Una vez identificadas las diatomeas se realizó el conteo de 400 valvas o el término del transecto por cada preparación. Para obtener la abundancia absoluta se utilizó la fórmula propuesta por Batarbee (1986) con modificaciones (ver Anexo III).

3.2.3. Bacterias

Las muestras se procesaron con la técnica de filtración a través de membrana utilizando membranas de acetato de celulosa de 0.45 μ m de la marca Millipore, y se incubaron en medios selectivos de acuerdo con la APHA 1998 (Anexo IV). En aquellas muestras en las que se esperaba la presencia de un número alto de bacterias se realizaron diluciones utilizando un buffer de fosfatos; posteriormente se hizo el conteo de colonias a partir de las cuales se obtuvieron las unidades formadoras de colonia en 100 mililitros (UFC/100 ml) de acuerdo con la APHA (1998).

3.3. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

3.3.1. Variables físico-químicas

Se realizó un análisis de factores (AF), con los datos físico-químicos de campo y el análisis químico del agua, para reducir el número de variables. El AF se basa en la similitud de la variación de las variables para generar nuevas variables, las cuales sintetizan las variables originales. El análisis se realizó con el paquete SPSS v. 12. El DBO₅ no fue incluido en el análisis, ya que debido a una falla en el equipo no se tuvieron datos para la primera colecta.

3.2.2. Diatomeas

Una vez obtenidos los datos de abundancia absoluta de cada réplica, se obtuvo el índice de diversidad de Shannon-Wiener, también conocido como índice de Shannon o índice de Shannon-Weaner, ($H' = -\sum (P_i \times \log_n (P_i))$), las partes que componen la ecuación están desglosadas en el Anexo V) utilizando el paquete PRIMER 5 v. 5.2.8. Para determinar si existían diferencias significativas entre las estaciones en cuanto a diversidad de especies, se realizó un análisis de varianza factorial (ANDEVAF) y para detectar en dónde se presentaban dichas diferencias se hizo la prueba de Scheffé. Esta prueba se realizó con el paquete SPSS. v 12. Con los factores extraídos de las variables físico-químicas y los datos de abundancia relativa de las especies se realizó un análisis canónico de correspondencia (ACC) para examinar si los factores extraídos tenían una relación con la composición de especies registradas en cada una de las estaciones; se realizó la prueba de Montecarlo (999 permutaciones, $\alpha = 0.05$) con objeto de establecer la significancia de los ejes de la relación composición de especie-ambiente. Esta prueba se hizo con el programa PC-ORD v. 4. Las

especies con frecuencia menor al 60% del total de las colectas fueron excluidas del análisis. Para conocer el estado trófico de las estaciones de colecta, de acuerdo con la información brindada por las diatomeas, se calcularon el índice de sensibilidad a la contaminación (IPS), el índice biológico de diatomeas (IBD) y el índice genérico de diatomeas (IGD) con el paquete OMNIDIA 7 v. 8.1.

3.2.3. Bacterias

Una vez obtenidas las UFC/100 ml se calculó la media geométrica (g) y la media matemática (\bar{x}), ya que no en todos los sitios hubo el número mínimo de UFC/100 ml para poder calcular la g. Con el fin de proporcionar una información más completa también se calcularon los máximos, y mínimos, y la desviación estándar (s). Se realizó un análisis de correspondencia (AC) y una correlación no paramétrica de Spearman (CS) con el paquete STATISTICA v. 6, con la finalidad de conocer la similitud existente entre las estaciones, de acuerdo con la presencia y abundancia de las bacterias evaluadas, y de averiguar si existía alguna relación entre las variables registradas y la cantidad de bacterias presentes.

4. RESULTADOS

4.1. ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICOS

4.1.1. Datos de campo

Respecto a temperatura, conductividad y DBO₅ se observó que las estaciones E1 ($\bar{x} = 13^{\circ}\text{C}$, $\bar{x} = 93.3 \mu\text{S cm}^{-1}$, $\bar{x} = 3.2 \text{ mg l}^{-1}$, respectivamente) y E2 ($\bar{x} = 13.7^{\circ}\text{C}$, $\bar{x} = 120 \mu\text{S cm}^{-1}$, $\bar{x} = 3.1 \text{ mg l}^{-1}$, respectivamente) presentaron valores menores en la mayoría de los meses respecto a las estaciones E3 ($\bar{x} = 13.8^{\circ}\text{C}$, $\bar{x} = 419 \mu\text{S cm}^{-1}$, $\bar{x} = 5 \text{ mg l}^{-1}$, respectivamente) y E4 ($\bar{x} = 15^{\circ}\text{C}$ y $\bar{x} = 379.7 \mu\text{S cm}^{-1}$, $\bar{x} = 5 \text{ mg l}^{-1}$, respectivamente). Los valores mayores de oxígeno disuelto e intensidad luminosa se presentaron en la mayoría de los meses en las estaciones E1 y E2 ($\bar{x} = 8.3 \text{ mg l}^{-1}$, $\bar{x} = 1,089 \mu\text{mol cm}^{-2}\text{s}^{-1}$ y $\bar{x} = 8 \text{ mg l}^{-1}$, $\bar{x} = 733 \mu\text{mol cm}^{-2}\text{s}^{-1}$, respectivamente). En contraste en las estaciones E3 y E4 ($\bar{x} = 6.5 \text{ mg l}^{-1}$, $\bar{x} = 419 \mu\text{mol cm}^{-2}\text{s}^{-1}$ y $\bar{x} = 5.8 \text{ mg l}^{-1}$, $\bar{x} = 383.2 \mu\text{mol cm}^{-2}\text{s}^{-1}$, respectivamente) se registraron valores menores (Tablas 1 y 2), coincidiendo con las aguas de menor transparencia. El promedio anual del pH en todas las estaciones se encontró cerca de la neutralidad. En cuanto a la velocidad de corriente ésta fue similar en todas las estaciones. La estación E1 presentó un promedio anual de $\bar{x} = 0.5 \text{ m s}^{-1}$, mientras que en las estaciones E2, E3 y E4 fue $\bar{x} = 0.4 \text{ m s}^{-1}$. En la Tabla 1 se presenta un resumen del comportamiento anual de las variables físico-químicas de las cuatro estaciones, mientras que en la Tabla 2 se muestra los máximos y mínimos, así como los valores promedio y las desviaciones estándar.

Tabla 1. Comportamiento anual (mayo 2002-marzo 2003) de las variables físico-químicos en las estaciones de estudio del río Magdalena, Distrito Federal.

Variable	mayo				julio				septiembre				noviembre				enero				marzo			
	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4
Temperatura (°C)	18.5	17.6	17.8	18.3	15.8	15.0	14.6	16.1	11.6	12.5	12.7	13.5	12.0	12.0	11.9	13.0	8.7	10.2	10.2	11.2	12.5	15.0	15.5	18.0
Int. luminosa ($\mu\text{mol cm}^{-2}\text{s}^{-1}$)	594	11133	291	748	1338	433	965	100	1857	759	709	669	4	681	115	303	900	590	146	351	451	820	289	228
K ₂₅ ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	101	125	114	445	111	133	151	500	107	125	140	82	122	137	173	305	100	189	314	580	163	189	518	828
O ₂ disuelto (mg l ⁻¹)	8.0	8.0	4.4	5.0	8.8	7.7	4.8	3.5	8.2	8.6	8.4	8.2	9.0	9.0	6.8	5.2	8.6	8.6	8.8	6.8	7	6.3	6	5.8
Vel. corriente (m s ⁻¹)	0.19	0.31	0.3	0.3	0.36	0.18	0.5	0.3	1.1	1.1	0.5	0.7	0.44	0.2	0.6	0.6	0.32	0.09	0.4	0.3	0.44	0.3	0.3	0.3
pH	7.2	6.7	6.2	7.1	6.9	6.8	7.1	7.6	7.4	7.6	7.5	7.5	7.04	7.3	7.2	7.4	6.6	6.5	6.8	7.1	6.7	6.6	6.6	6.9
Q (m ³ s ⁻¹)	8.06	11.6	17.7	6.1	48.4	12.9	12.7	20.8	83.4	85.9	139.1	122.9	22.55	15.9	37	45.6	32.5	8.1	13.1	23.7	27.1	11.8	12.8	13.3
DBO ₅ (mg l ⁻¹)	---	---	---	---	2.8	1.9	2.8	2.6	1.6	2.2	6.2	7	4	4	5.6	4	4.6	4.7	7	5.4	3	2.7	3.4	4.2
N-NH ₄ ⁺ (mg l ⁻¹)	<1.d	<1.d	<1.d	0.1	<1.d	<1.d	<1.d	0.1	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d
N-NO ₂ ⁻ (mg l ⁻¹)	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	0.1	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d
N-NO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.2	0.3	0.4	0.2	0.3	0.8	3.5	0.2	0.2	0.2	0.4	0.4	1.3	0.7	1.7	0.8	1.3	1.6	6.9
NOP (mg l ⁻¹)	1.2	1.5	2.7	11.7	0.1	0.1	0.3	2.2	0.1	0.1	0.3	0.7	0.1	0.1	0.4	2.1	0.1	0.1	1.6	1.8	0.3	0.2	3.4	3.0
NOD (mg l ⁻¹)	0.2	0.2	0.8	16.7	0.2	0.4	0.9	15.3	0.4	0.5	0.3	1.7	0.2	1.2	2.5	8.2	0.3	0.5	3.5	16.8	0.1	0.0	10.6	6.2
NT (mg l ⁻¹)	1.5	1.8	3.7	28.7	0.4	0.7	1.5	18.1	0.6	0.8	1.3	5.8	0.5	1.5	3.2	10.8	0.8	2.0	5.8	20.4	1.1	1.5	15.6	16.0
P-PRD (mg l ⁻¹)	0.0	0.0	0.1	3.7	0.0	0.0	0.2	3.4	0.0	0.0	0.2	0.7	0.0	0.0	0.4	1.5	0.1	0.5	2.4	5.8	0.1	0.1	5.0	12.2

Tabla 1. Continuación

Variable	mayo				julio				septiembre				noviembre				enero				marzo			
	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4
POP (mg l ⁻¹)	0.1	0.2	0.5	6.0	0.0	0.0	0.1	0.4	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	0.4	0.0	0.0	0.4	0.4	0.0	0.0	0.9	0.9
POD (mg l ⁻¹)	0.0	0.0	0.1	2.1	0.1	0.0	0.2	0.4	0.1	0.1	0.1	0.6	0.1	0.0	1.0	0.3	0.1	0.3	0.6	1.3	0.1	0.1	0.2	2.0
PT (mg l ⁻¹)	0.1	0.2	0.7	11.8	0.1	0.1	0.5	4.2	0.1	0.1	0.3	1.4	0.1	0.1	1.5	2.2	0.1	0.8	3.4	7.5	0.2	0.1	6.1	15.1
Si-SiO ₂ (mg l ⁻¹)	66.6	60.1	64.2	25.8	30.5	32.8	35.8	31.9	27.6	28.4	26.0	34.0	27.8	28.8	28.2	25.4	26.3	27.5	28.5	29.8	26.8	29.9	78.8	38.3
NT/PT (mg l ⁻¹)	10.7	9.2	5.2	2.4	2.8	7	3.2	4.3	6.3	7.9	4.4	4.2	3.9	18.4	2.2	5.0	5.8	2.4	1.7	2.7	6.8	10.2	2.6	1.1

< l.d= menor que el límite de detección, K₂₅=Conductividad específica, Q= descarga del río, DBO₅= demanda bioquímica de oxígeno, N-NH₄⁺= nitrógeno como amonio, N-NO₂⁻= nitrógeno como nitritos, N-NO₃⁻= nitrógeno como nitratos, NOP= nitrógeno particulado, NOD= nitrógeno disuelto, NOT= nitrógeno total, P-PRD= fósforo como fósforo reactivo disuelto, POP= fósforo particulado, POD= fósforo disuelto, PT fósforo total, Si-SiO₂= Sílice proveniente de silicatos y NT/PT= Proporción de Redfield. ---- no se contó con registro.

Tabla 2. Resumen de las variables fisico-químicas de las estaciones de estudio del río Magdalena, Distrito Federal.

Variable	E1				E2				E3				E4			
	min	max	\bar{x}	S	min	max	\bar{x}	S	min	max	\bar{x}	S	min	max	\bar{x}	S
Temperatura (°C)	8.7	18.5	13.2	3.5	10.2	17.6	13.7	2.7	10.2	17.8	13.8	2.7	11.2	18.3	15.0	2.9
Int. Luminosa ($\mu\text{mol cm}^{-2}\text{s}^{-1}$)	451	1857.3	1089	535.3	433	1112.6	733	230.4	114.7	965.0	419.0	341.3	0.0	748	383.2	280.5
K ₂₅ ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	72.0	128.0	93.3	18.9	98.4	156.0	120	22.6	100.0	435.0	189.0	129.4	66.3	726	379.7	220.3
O ₂ disuelto (mg l ⁻¹)	7.0	9.0	8.3	0.7	6.3	9.0	8.0	1.0	4.4	8.8	6.5	1.8	3.5	8.2	5.8	1.6
DBO ₅ (mg l ⁻¹)	1.6	4.6	3.2	1.2	1.9	4.7	3.1	1.2	2.8	7.0	5.0	1.8	2.6	7.0	5.0	1.7
Vel. corriente (m s ⁻¹)	0.2	1.1	0.5	0.3	0.1	1.1	0.4	0.4	0.3	0.6	0.4	0.1	0.3	0.7	0.4	0.2
pH	6.6	7.4	7.0	0.3	6.5	7.6	6.9	0.4	6.2	7.5	6.9	0.5	6.9	7.6	7.3	0.3
Q (m ³ s ⁻¹)	8.1	83.4	37.0	26.3	8.1	85.9	24.4	30.2	12.7	139.1	38.7	50.1	6.1	123	38.7	43.3
N-NH ₄ ⁺ (mg l ⁻¹)	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	0.1	<1.d	0.1
N-NO ₂ ⁻ (mg l ⁻¹)	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	<1.d	0.1	<1.d	<1.d
N-NO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	0.1	0.8	0.3	0.3	0.1	1.3	0.6	0.6	0.2	1.6	0.6	0.5	0.2	6.9	2.2	2.6
NOP (mg l ⁻¹)	0.1	1.2	0.3	0.5	0.1	1.5	0.4	0.6	0.3	3.4	1.4	1.4	0.7	11.7	3.6	4.1
NOD (mg l ⁻¹)	0.1	0.4	0.2	0.1	0.0	1.2	0.5	0.4	0.3	10.6	3.1	3.9	1.7	16.8	10.8	6.4
NT (mg l ⁻¹)	0.4	1.5	0.8	0.4	0.7	2.0	1.4	0.5	1.3	15.6	5.2	5.4	5.8	28.7	16.6	7.9
P-PRD (mg l ⁻¹)	<1.d	0.1	<1.d	<1.d	<1.d	0.5	0.1	0.2	0.1	5.0	1.4	2.0	0.7	12.2	4.5	4.1

Tabla 2. Continuación

Variable	E1				E2				E3				E4			
	min	max	\bar{x}	S	min	max	\bar{x}	S	min	max	\bar{x}	S	min	max	\bar{x}	S
POP (mg l ⁻¹)	< l.d	0.1	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.1	0.0	0.9	0.3	0.3	0.1	6.0	1.4	2.3
POD (mg l ⁻¹)	< l.d	0.1	0.1	0.0	0.0	0.3	0.1	0.1	0.1	1.0	0.4	0.4	0.3	2.1	1.1	0.8
PT (mg l ⁻¹)	0.1	0.2	0.1	0.0	0.1	0.8	0.2	0.3	0.3	6.1	2.1	2.3	1.4	15.1	7.0	5.5
Si-SiO ₂ (mg l ⁻¹)	26.3	66.6	34.3	15.9	27.5	60.1	34.6	12.6	26.0	78.8	43.6	22.4	25.4	38.3	30.9	5.0
NT/PT (mg l ⁻¹)	< l.d	10.7	1.8	4.4	0.0	9.2	1.6	3.7	0.0	5.2	0.9	2.1	0.0	2.4	0.4	1.0

< l.d= menor al límite de detección, K₂₅=Conductividad específica, Q= descarga del río, DBO₅= demanda bioquímica de oxígeno, N-NH₄⁺ = nitrógeno como amonio, N-NO₂⁻ = nitrógeno como nitritos, N-NO₃⁻ = nitrógeno como nitratos, NOP= nitrógeno particulado, NOD= nitrógeno disuelto, NOT= nitrógeno total, P-PRD= fósforo proveniente de fósforo reactivo disuelto, POP= fósforo particulado, POD= fósforo disuelto, PT fósforo total, Si-SiO₂= Sílice proveniente de silicatos y NT/PT= Proporción de Redfield.

4.1.2. Determinación de parámetros químicos del agua

Las estaciones E1 y E2 registraron, en la mayoría de las colectas, concentraciones menores de todos los elementos evaluados en el análisis químico del agua. El promedio anual de N-NH_4^+ para E1 fue de $\bar{x} = 0.0003 \text{ mg l}^{-1}$, mientras que para las estaciones E2, E3 y E4 fueron de $\bar{x} = 0.00002 \text{ mg l}^{-1}$, $\bar{x} = 0.002 \text{ mg l}^{-1}$, $\bar{x} = 0.05 \text{ mg l}^{-1}$, respectivamente (Tabla 2). El P-PRD presentó los siguientes promedios anuales: $\bar{x} = 0.04 \text{ mg l}^{-1}$ y $\bar{x} = 0.11 \text{ mg l}^{-1}$ para las estaciones E1 y E2, mientras que para la estación E3 y E4 fue de $\bar{x} = 1.4 \text{ mg l}^{-1}$ y $\bar{x} = 4.5 \text{ mg l}^{-1}$, respectivamente (Tabla 2). Los promedios de N-NO_2^- para E1 y E2 fueron $\bar{x} = 0.004 \text{ mg l}^{-1}$ y $\bar{x} = 0.005 \text{ mg l}^{-1}$, y para las estaciones E3 y E4 $\bar{x} = 0.02 \text{ mg l}^{-1}$ y $\bar{x} = 0.04 \text{ mg l}^{-1}$, respectivamente (Tabla 2). La concentración promedio anual de N-NO_3^- fue $\bar{x} = 0.3 \text{ mg l}^{-1}$ y $\bar{x} = 0.6 \text{ mg l}^{-1}$ para E1 y E2, para E3 y E4 fue $\bar{x} = 0.62 \text{ mg l}^{-1}$ y $\bar{x} = 2.2 \text{ mg l}^{-1}$, respectivamente (Tabla 2).

Las estaciones E1 y E2 tuvieron valores menores de nitrógeno total y de fósforo total en todos los meses, respecto a las estaciones E3 y E4 (Tabla 2). El Si-SO₂ fue el elemento más abundante en todas las estaciones, con un promedio anual de 34.3 mg l^{-1} para E1, para E2 de 34.6 mg l^{-1} , y para las estaciones E3 y E4 de 43.6 mg l^{-1} y 31 mg l^{-1} , respectivamente (Tabla 2). No se registró un patrón estacional en los parámetros químicos del agua para ninguna de las estaciones.

Mediante el Análisis de Factores se resumieron los factores físico-químicos de las estaciones estudiadas. Todos los elementos del nitrógeno y el fósforo evaluados presentaron una ubicación muy cercana entre sí (Figura 2). Los tres primeros factores explicaron 73% del total de la varianza. El primer factor explicó 46% y estuvo asociado a las variables N-NH_4^+ , N-NO_2^- , N total, N particulado, N disuelto, P-PRD, P total, P particulado, P disuelto y el oxígeno, éste último relacionado negativamente con todos los anteriores (Tabla 6). El segundo factor explicó

15% y estuvo asociado a la descarga (Q), el pH y la velocidad de corriente. El tercer eje explica 12% y se relacionó con el N-NH_3^- .

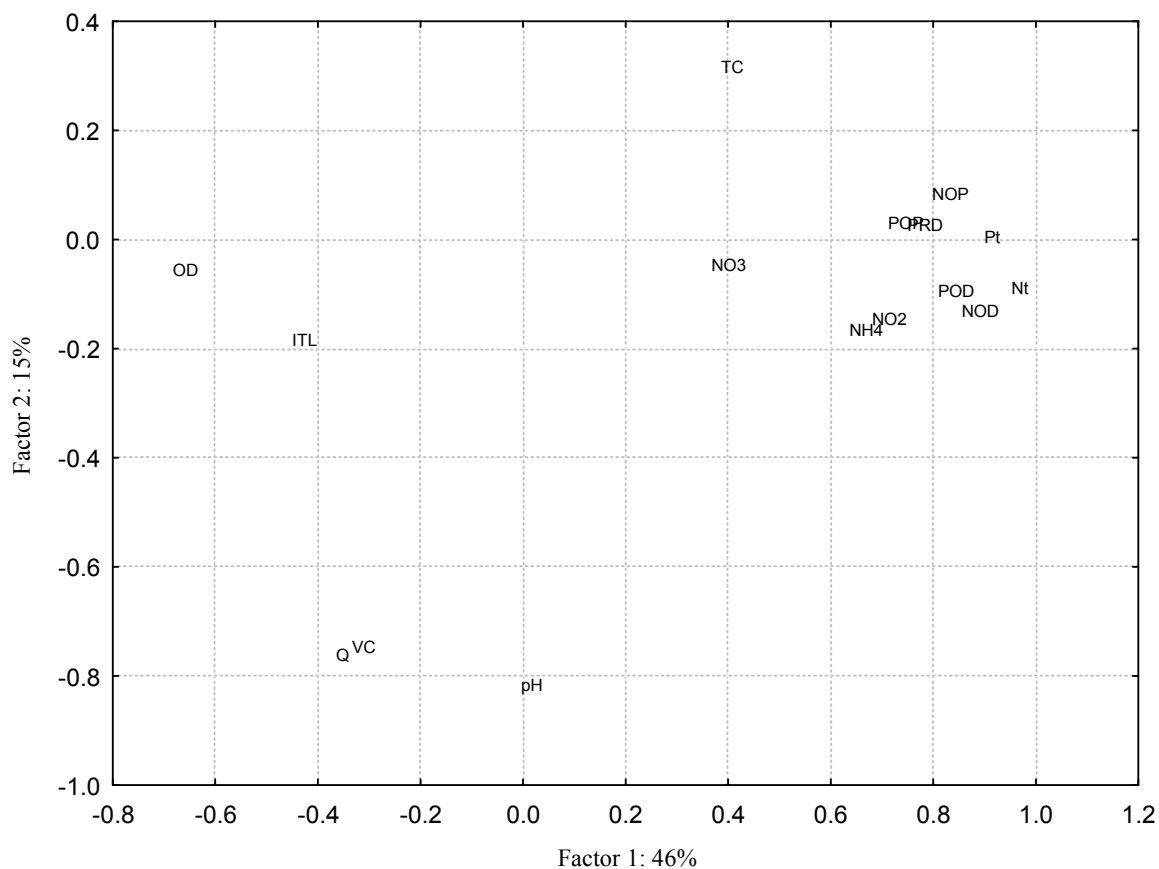


Figura 2. Relación de las variables físicas y químicas con los dos primeros factores extraídos del Análisis de Factores (AF). Q= descarga del río, NH_4^+ = nitrógeno como amonio, NO_2^- = nitrógeno como nitritos, NO_3^- = nitrógeno como nitratos, NOP= nitrógeno particulado, NOD= nitrógeno disuelto, NT= nitrógeno total, P-PRD= fósforo como fósforo reactivo disuelto, POP= fósforo particulado, POD= fósforo disuelto, PT fósforo total y Si-SiO₂= Sílice proveniente de silicatos.

La distribución de las estaciones de colecta que se obtuvo con el Análisis de Factores (AF) sugiere que las estaciones E1 y E2, a lo largo del estudio, fueron de las cuatro estaciones estudiadas, las más similares en cuanto a sus características físico-químicas (Figuras 2 y 3). Estas estaciones se encuentran en la parte más alta del cauce, y se caracterizan por tener aguas

crystalinas, carentes de olor, con bajas concentraciones de nutrientes y concentraciones de oxígeno disuelto cercanas a la saturación (Tabla 1).

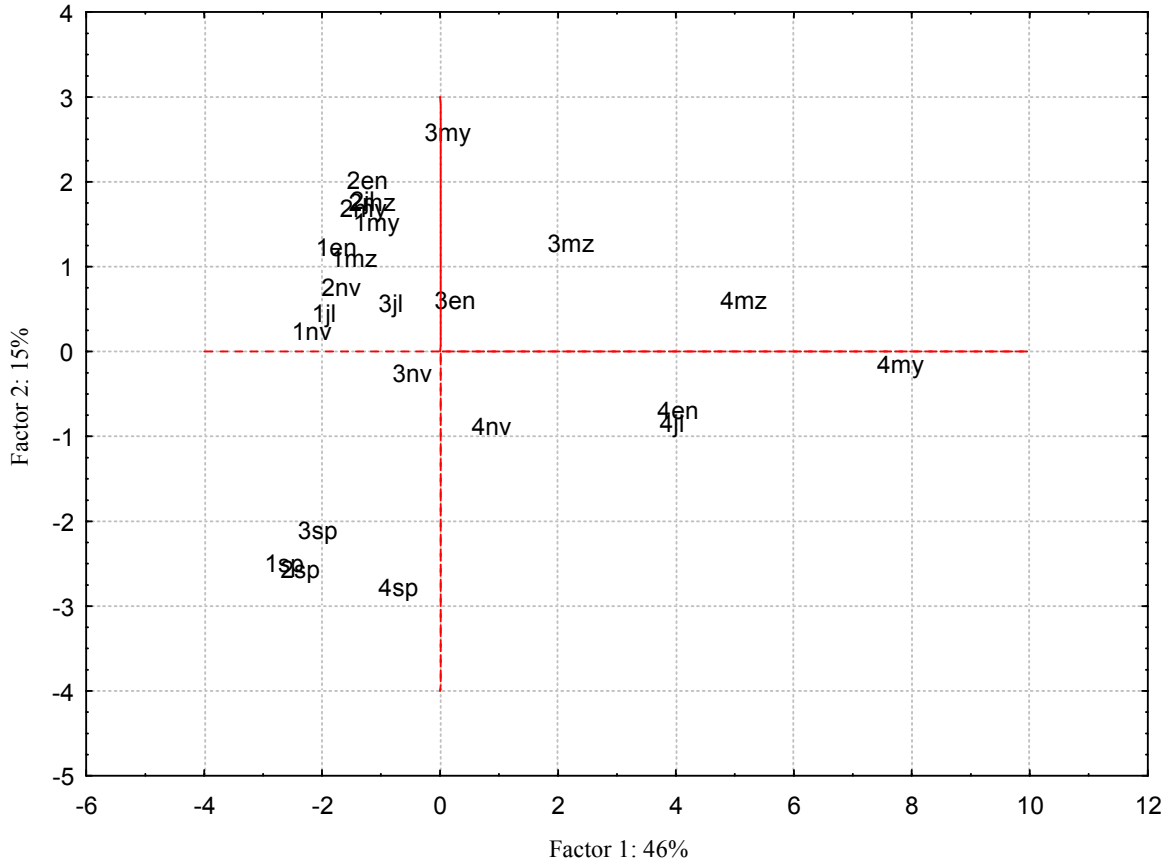


Figura 3. Distribución de las estaciones de colecta en relación a los cambios estacionales de las variables físicoquímicas. Los números corresponden a cada una de las estaciones y las letras a los meses de colecta my (mayo), jl (julio), sp (septiembre), nv (noviembre), en (enero) y mz (marzo).

La estación E3 presentó características similares a E1 y E2 en el mes de julio y septiembre, pero en el resto de los meses presenta un comportamiento semejante a E4 (Figura 3). La distribución de E4 es opuesta a la observada en E1 y E2, excepto en el mes de septiembre en el cual las cuatro estaciones se ubicaron en el mismo sitio (Figura 3). Esto puede deberse a que en

septiembre, en las cuatro estaciones se presentaron las menores concentraciones de NOP, NOD, NT, P-PRD, POP, POD y PT y la mayor descarga (Q) (Tabla 1).

Tabla 3. Valores de los parámetros físico-químicos obtenidos en el Análisis de Factores (AF).

Variable	Factor 1	Factor 2	Factor 3
N-NH ₄ ⁺	0.67	-0.22	-0.45
N-NO ₂ ⁻	0.71	-0.11	0
N-NO ₃ ⁻	0.4	-0.1	0.82
N _{total}	0.97	-0.14	-0.06
N _{particulado}	0.83	0.03	-0.34
N _{dissuelto}	0.89	-0.18	-0.15
P-PRD	0.79	-0.02	0.55
P _{total}	0.92	-0.05	0.31
P _{particulado}	0.75	-0.02	-0.38
P _{dissuelto}	0.85	-0.14	0.28
Q	-0.35	-0.81	0.1
T°C	0.41	0.26	-0.3
ITL	-0.43	-0.24	-0.27
OD	-0.66	-0.11	0.26
VC	-0.31	-0.8	0
pH	0.02	-0.87	-0.16
Expl. Var	7.3	2.4	1.9
Prp. Totl	0.46	0.15	0.12

Las características químicas del agua registradas a lo largo del estudio en todas las estaciones de colecta se encuentran dentro de los límites permisibles por la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 respecto a salud ambiental, agua para uso y consumo humano- límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización (DOF 2000) y de los lineamientos de la calidad del agua (CNA 2005).

4.2. DIATOMEAS

Se registraron un total de 22 especies en las cuatro estaciones, pertenecientes a los géneros *Cymbella*, *Achnanthes*, *Nitzschia*, *Navicula*, *Cocconeis*, *Reimeria*, *Rhoicosphenia*, *Gomphonema*, *Fragilaria*, *Synedra* y *Diatoma* del Orden Pennales, y *Melosira* y *Cyclotella* del Orden Centrales. En la estación E1, fueron observadas 19 de las 22 especies, mientras que para las estaciones E2, E3 y E4 la riqueza específica fue de 16, 16 y 12, respectivamente (Tabla 4).

Se observaron las siguientes asociaciones (grupo de especies que siempre se presentan juntas) por estación. En la estación E1 la asociación estuvo compuesta por 12 especies: *Cymbella silesiaca*, *Achnanthes lanceolata*, *Fragilaria capucina*, *Navicula cryptocephala*, *Nitzschia incospicua*, *Nitzschia palea*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Navicula subrynchocephala*, *Cocconeis placentula*, *Achnanthes minutissima*, *Reimeria sinuata* y *Gomphonema parvulum*, representando en conjunto 63.2% del total de especies identificadas. La especie dominante fue *Cymbella silesiaca*, con un promedio anual de 113 individuos cm² (Tabla 4). La asociación de la estación E2 estuvo conformada por siete especies: *Nitzschia incospicua*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Nitzschia palea*, *Achnanthes minutissima*, *Achnanthes lanceolata*, *Reimeria sinuata* y *Cymbella silesiaca*, constituyendo 44% de las especies, siendo las dominantes *N. incospicua*, con un promedio anual de 222 individuos cm², y *R. abbreviata*, con un promedio anual de 160 individuos cm² (Tabla 4). Para las estaciones E3 y E4 la asociación estuvo compuesta por dos especies (*Nitzschia palea* y *Nitzschia incospicua*), conformando 13% y 16% de las especies de cada estación, respectivamente. En la estación E3 la especie dominante fue *N. incospicua*, con un promedio anual de 249 individuos cm²; el promedio de *N. palea* fue de 180 individuos cm² (Tabla 4), mientras que para E4 la especie dominante fue *N. palea* con un promedio anual de 25,878 individuos cm². Este último promedio es tan elevado por causa del registro del mes de

marzo, en el que se presentó la mayor abundancia de todas la especies (Tabla 4), *Nitzschia incospicua* tuvo un promedio anual de 200 individuos cm^2 . Cabe mencionar que las abundancias de marzo son anómalas, ya que están muy alejadas de las abundancias registradas en el resto de los meses.

El índice de diversidad Shannon-Wiener (H'_{ln}) fue significativamente diferente (ANDEVAF, $F= 93.91$, $g.l= 15$, $P < 0.001$) entre las estaciones de estudio y entre los meses de colecta; la prueba de Scheffé mostró que todas las estaciones son diferentes entre sí, al igual que los meses de muestreo (Tabla 5). La mayor diversidad se presentó en las estaciones E1 y E2 ($\bar{x}= 2.1$ y $\bar{x} = 1.6$ respectivamente), mientras que la menor diversidad la presentaron las estaciones E3 y E4 ($\bar{x}= 1.2$ y $\bar{x}= 0.6$ respectivamente). En ninguna de las estaciones se observó que la diversidad presentara un patrón estacional (Figura 4).

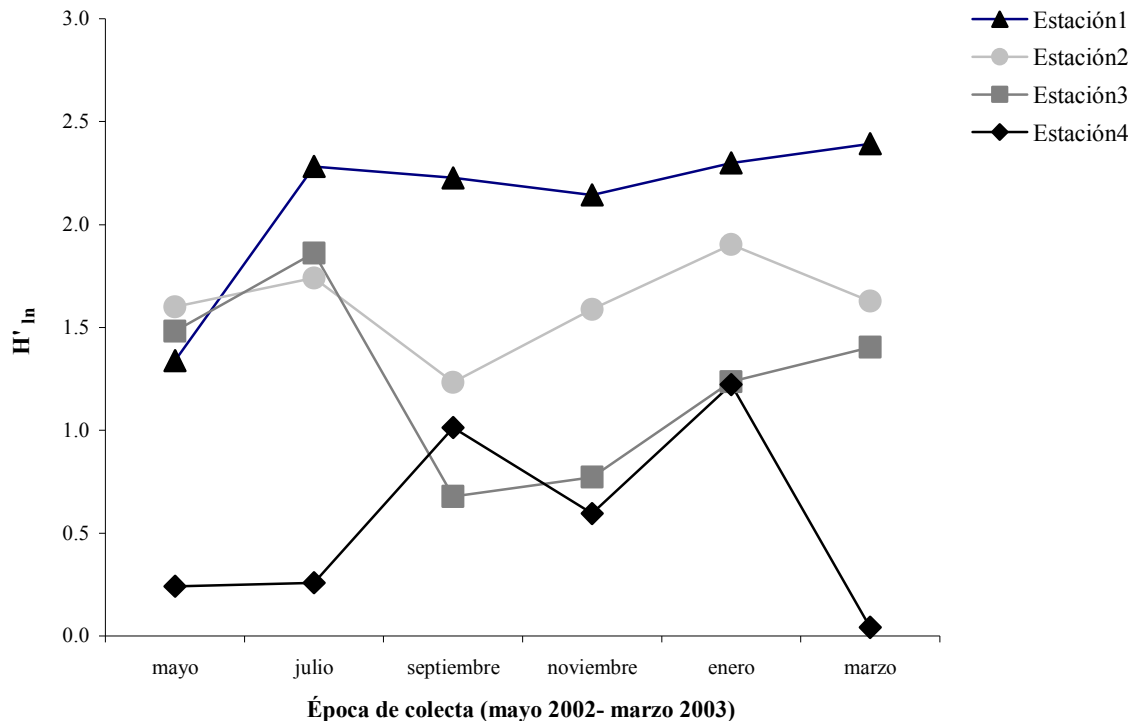


Figura 4. Variación bimestral de la diversidad en las cuatro estaciones de estudio.

En el análisis canónico de correspondencia (ACC) los valores propios (valores EIGEN) de los dos primeros ejes fueron 0.105 y 0.028, respectivamente, siendo solamente el primero significativo ($P < 0.001$) (Figura 8), explicando 28% del total de la variación. El eje 1 estuvo relacionado (-0.74) con el factor 1, mientras que el eje dos con el factor 2 (0.4). La correlación diatomeas-ambiente para el eje 1 fue alta (0.80) y baja para el eje 2 (0.45). Ya que la variable de mayor peso para el eje 1 fue el factor 1 (-0.95), el ACC sugirió que la distribución de las especies de diatomeas (Figura 5) estuvo relacionada con las variables involucradas con el grado de contaminación (factor 1) y no con las variables ambientales (Tabla 3).

Los índices biológicos IPS, IBD y GDI calculados indicaron que el agua de la estación E1 es de buena calidad. El índice IPS, al igual que el índice IBD (14.4 y 16.1, respectivamente), mostraron que el agua de esta estación fue de buena calidad, mientras que el índice GDI (14.2) indicó un estado mesotrófico. El agua de E2, de acuerdo con el índice IPS (9.8) fue de calidad moderada, mientras que el IBD la clasificó como de mala calidad (8.7), al mismo tiempo que el índice GDI (6.1) atribuyó un estado meso-eutrófico al agua de esta estación. Las estaciones E3 y E4 fueron los tramos del río que presentaron la peor calidad del agua. Los valores de los índices IPS y IBD (4.6 y 7.1, respectivamente) indicaron que el agua de la estación E3 fue de mala calidad. Asimismo, el índice GDI (2.5) otorgó un estado eutrófico. Por último, el agua de E4 fue de muy mala calidad de acuerdo con el valor del índice IPS (1.2), de mala calidad de acuerdo con el índice IBD, aunque con base en el valor del índice GDI (1.1) el estado del agua fue eutrófico (OMNIDIA 7 versión 8.1).

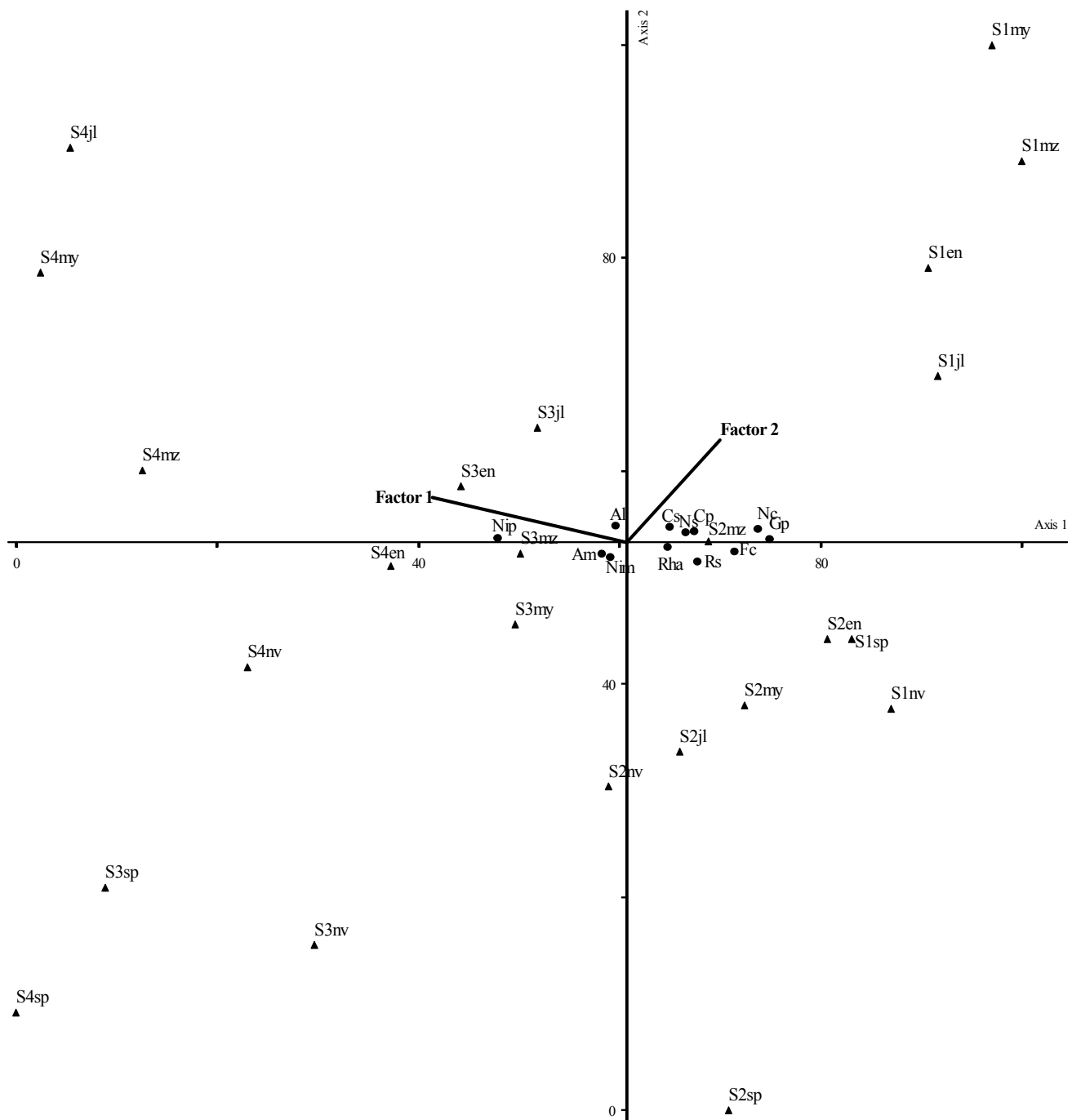


Figura 5. Diagrama de ordenación del análisis canónico de correspondencia. Notación: Los puntos corresponden a las especies de diatomeas y los triángulos a la combinación sitios y fechas de colecta. Cs corresponde a *Cymbella silesiaca*, Cp= *Cocconeis placentula*, Nc= *Navicula cryptocephala*, Rha= *Rhoicosphenia abbreviata*, Rs= *Reimeria sinuata*, Fc= *Fragilaria capucina*, Gp= *Gomphonema parvulum*, Ns= *Navicula subrychocephala*, Nin= *Nitzschia incospicua*, Am= *Achnanthes minutissima*, Al= *Achnanthes lanceolata*, Nip= *Nitzschia palea*. Los números corresponden a las estaciones de colecta y las letras después de éstos, a los meses.

Tabla 4. Abundancia (número de valvas 100 cm²) de las diatomeas registradas en las estaciones de estudio.

Especies	mayo				julio				septiembre				noviembre				enero			
	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4
<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch	*401	*16	6	2	56	7	17	2	10	2	0	0	11	10	5	3	26	5	3	4
<i>Achnanthes lanceolata</i> (Brébisson) Grunow	*9	*4	3	2	148	20	9	5	10	1	0	0	5	40	0	8	10	28	30	34
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières	*39	2	2	1	37	2	3	2	8	0	0	0	18	34	5	5	16	29	2	0
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	*36	1	1	---	16	3	0	---	3	0	0	---	1	3	0	---	16	5	2	---
<i>Nitzschia incospicua</i> Grunow	*5	*96	*83	*3	50	137	36	3	35	241	2	139	13	296	729	80	11	97	68	71
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	*28	*4	*97	*428	22	25	47	374	9	5	2	365	5	245	300	947	15	40	334	406
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange Bertalot	*15	*44	27	4	44	29	3	3	19	114	0	1	6	34	5	8	11	158	24	53
<i>Navicula subrynchocephala</i> Hustedt	*16	0	1	1	48	12	7	1	4	2	0	0	0	5	3	2	4	6	4	4
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	*10	8	7	2	15	0	0	0	3	14	0	0	1	0	0	2	4	34	9	3
<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing	*12	*9	2	1	27	77	6	0	10	36	0	21	4	64	15	49	8	16	32	31
<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek & Stoermer	*2	*1	3	1	37	11	1	0	8	14	0	0	5	20	0	0	2	18	2	4
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	*3	0	0	---	8	3	1	---	2	0	0	---	1	0	0	---	3	1	1	---
<i>Cymbella minuta</i> Hilse	0	0	0	---	0	0	0	---	0	0	0	---	0	0	0	---	0	0	0	---
<i>Cymbella mexicana</i> (Ehrenberg) Cleve	12	---	---	---	3	---	---	---	0	---	---	---	0	---	---	---	0	---	---	---
<i>Melosira</i> sp.	0	---	---	---	3	---	---	---	1	---	---	---	1	---	---	---	0	---	---	---
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch	0	1	3	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diatoma mesodon</i> (Ehrenberg) Kützing	2	0	---	---	0	0	---	---	0	0	---	---	0	0	---	---	0	0	---	---
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	0	---	---	---	1	---	---	---	0	---	---	---	0	---	---	---	0	---	---	---
<i>Navicula rynchocephala</i> Kützing	0	---	---	---	1	---	---	---	0	---	---	---	0	---	---	---	0	---	---	---
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	---	1	---	---	---	0	---	---	---	0	---	---	---	0	---	---	---	0	---	---
<i>Navicula</i> cf. <i>saprofita</i>	---	---	0	0	---	---	0	0	---	---	0	67	---	---	0	0	---	---	0	7
<i>Synedra ulna</i> Ehrenberg	---	---	0	---	---	---	2	---	---	---	0	---	---	---	0	---	---	---	0	---

--- Ausencia, el asterisco (*) que tiene los números de la primeras filas marca las especies que componen la asociación de cada estación.

Tabla 4. Continuación.

Especies	marzo				min				max				promedio anual			
	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4
<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch	174	28	20	30	10	2	0	0	401	28	20	30	113	11	9	7
<i>Achnanthes lanceolata</i> (Brébisson) Grunow	63	44	25	182	5	1	0	0	148	44	30	182	41	23	11.2	39
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières	98	0	0	0	8	0	0	0	98	34	5	5	36	11	2	13
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	137	0	4	---	1	0	0	---	137	5	4	---	35	2	1.2	---
<i>Nitzschia inospicua</i> Grunow	39	466	578	906	5	96	2	3	50	466	729	906	26	222	249.3	2003
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	58	107	447	2E+05	5	4	2	365	58	245	447	2E+05	23	71	205	25,878
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C.Agardh) Lange-Bertalot	32	578	22	0	6	29	0	0	44	578	27	53	21	160	14	12
<i>Navicula subrynchocephala</i> Hustedt	30	38	16	0	0	0	0	0	48	38	16	4	17	11	5.2	13
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	45	47	8	0	1	0	0	0	45	47	9	3	13	17	4	12
<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing	14	88	50	204	4	9	0	0	27	88	50	204	13	48	18	51
<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek & Stoermer	6	11	8	0	2	1	0	0	37	20	8	4	10	13	2	1
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	23	7	0	---	1	0	0	---	23	7	1	---	7	2	0.3	---
<i>Cymbella minuta</i> Hilse	40	5	2	---	0	0	0	---	40	5	2	---	7	1	0.3	---
<i>Cymbella mexicana</i> (Ehrenberg) Cleve	3	---	---	---	0	---	---	---	12	---	---	---	3	---	---	---
<i>Melosira</i> sp	10	---	---	---	0	---	---	---	10	---	---	---	3	---	---	---
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch	14	14	5	0	0	0	0	0	14	14	5	1	2	3	1.3	0.2
<i>Diatoma mesodon</i> (Ehrenberg) Kützing	4	2	---	---	0	0	---	---	4	2	---	---	1	0.3	---	---
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	0	---	---	---	0	---	---	---	1	---	---	---	0.2	0	---	---
<i>Navicula rynchocephala</i> Kützing	0	---	---	---	0	---	---	---	1	---	---	---	0.2	0	---	---
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	---	0	---	---	---	0	---	---	---	1	---	---	---	0.2	---	---
<i>Navicula cf. saprofitia</i>	---	---	74	0	---	---	0	0	---	---	74	67	---	---	12.3	12.3
<i>Synedra ulna</i> Ehrenberg	---	---	0	---	---	---	0	---	---	---	2	---	---	---	0.3	---

--- Ausencia, el asterisco (*) que tiene los números de la primeras filas marca las especies que componen la asociación de cada estación.

Tabla 5. Resultados de la Correlación de Serman (CS).

(I) Sitio	(J) Sitio	Diferencia de los promedios (I-J)	E.S	Sig.
1	2	0.510	0.023	0.001
	3	0.861	0.023	0.001
	4	1.489	0.023	0.001
2	1	-0.510	0.023	0.001
	3	0.351	0.023	0.001
	4	0.979	0.023	0.001
3	1	-0.861	0.023	0.001
	2	-0.351	0.023	0.001
	4	0.628	0.023	0.001
4	1	-1.489	0.023	0.001
	2	-0.979	0.023	0.001
	3	-0.628	0.023	0.001

(I) Colecta	(J) Colecta	Diferencia de los promedios (I-J)	E.S	Sig.
En	jl	0.111	0.028	0.014
	my	0.522	0.028	0.001
	mz	0.210	0.028	0.001
	nv	0.378	0.028	0.001
	sp	0.359	0.028	0.001
Jl	en	-0.111	0.028	0.014
	my	0.411	0.028	0.001
	mz	0.099	0.028	0.039
	nv	0.267	0.028	0.001
	sp	0.248	0.028	0.001
my	en	-0.522	0.028	0.001
	jl	-0.411	0.028	0.001
	mz	-0.312	0.028	0.001
	nv	-0.144	0.028	0.001
	sp	-0.163	0.028	0.001
mz	en	-0.210	0.028	0.001
	jl	-0.099	0.028	0.039
	my	0.312	0.028	0.001
	nv	0.168	0.028	0.001
	sp	0.149	0.028	0.001
Nv	en	-0.378	0.028	0.001
	jl	-0.267	0.028	0.001
	my	0.144	0.028	0.001
	mz	-0.168	0.028	0.001
	sp	-0.019	0.028	0.992
Sp	en	-0.359	0.028	0.001
	jl	-0.248	0.028	0.001
	my	0.163	0.028	0.001
	mz	-0.149	0.028	0.001
	nv	0.019	0.028	0.992

4.3. BACTERIAS

Los cuatro indicadores microbiológicos evaluados (coliformes totales [CT], coliformes fecales [CF], enterococos fecales [EF] y otras bacterias [OB]) registraron un incremento en el número de UFC/100 ml conforme las estaciones de colecta se alejaban del nacimiento del río y quedaban más expuestas al contacto con las actividades humanas (Tabla 6). En la estación E1 se presentaron las mayores concentraciones de coliformes totales (1600 UFC/100 ml) y otras bacterias (28 UFC/100 ml) en el mes de septiembre, mientras que las mayores concentraciones de coliformes fecales (25 UFC/100 ml) y enterococos fecales (80 UFC/100 ml) se registraron en el mes de marzo.

En la estación E2 el mayor número de UFC/100 ml de coliformes totales se registró en mayo, mientras que en julio se presentó la mayor cantidad de UFC/100 ml de coliformes fecales y en marzo el mayor número de enterococos fecales y otras bacterias. El mayor valor de UFC/100 ml de todos los grupos microbiológicos evaluados en la estación E3, se presentó en el mes de marzo. Al igual que E3, la estación E4 presentó el mayor número de UFC/100 ml en marzo, excepto por el grupo de otras bacterias, que presentó el mayor conteo de UFC/100 ml en mayo.

Los conteos de los coliformes totales y coliformes fecales en todas las estaciones de colecta se encuentran fuera de los parámetros permitidos por la NOM-127-SSA1-1994 (DOF 2000), mientras que para los lineamientos de calidad del agua (CNA 2005), donde se considera indicador a los coliformes fecales, sólo el agua de la estación E1 se encuentra dentro del límite permitido para ser utilizada como fuente de abastecimiento para uso público, riego agrícola y protección a la vida acuática.

Tabla 6. Resumen de los conteos bacterianos (UFC/100 ml) de las estaciones de estudio del río Magdalena, Distrito Federal.

Bacterias	\bar{x}				g				min			
	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4
CT	209	8,942	38,016,667	107,460,833	--	2,718	20,709,059	29,014,506	0	47	3,100,000	200,000
CF	11	4,267	84,861,667	102,944,167	8	3,608	14,719,951	57,800,038	1	1,000	1,000,000	2,600,000
EF	42	22,700	59,850,833	25,534,167	36	11,740	12,788,486	22,370,916	15	2,800	170,000	5,000,000
OB	5	1,258	2,943,333	7,200,000	--	674	1,096,393	4,483,979	0	40	100,000	1,000,000

Tabla 6. Continuación

Bacterias	max				s			
	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4
CT	1,600	43,800	170,000,000	340,000,000	471	12,036	49,014,114	117,335,597
CF	25	8,800	410,000,000	310,000,000	8	2,539	148,624,940	97,149,692
EF	80	86,400	210,000,000	42,000,000	22	27,888	79,770,252	10,490,209
OB	28	3,400	15,000,000	26,000,000	10	1,062	4,646,583	7,717,984

La correlación de Spearman mostró una relación positiva ($P < 0.05$) entre el incremento del número de UFC de los grupos bacterianos con concentraciones altas de nutrientes, excepto con el NO_3^- ($P > 0.05$), y una relación negativa ($P < 0.05$) con las concentraciones de oxígeno disuelto. El resto de las variables ambientales no presentaron ninguna relación con los valores de las UFC/100 ml.

Los dos primeros ejes del AC explicaron 35% de la variación, mientras que entre los cuatro primeros se explica 69% de la misma. Las estaciones de colecta se segregaron en tres nubes (Figura 6); en la esquina superior del segundo cuadrante, enumerando éstos de izquierda a derecha, se encuentra la estación E1 que se caracterizó por bajos conteos (UFC/100 ml) de todos los grupos bacterianos (Tabla 6). En el cuadrante cuatro se localiza la estación E2 en la que el promedio de enterococos fecales resultó más alto (Tabla 6). El último grupo se ubica en el cuadrante dos y está compuesto por las estaciones E3 y E4, en donde los coliformes fecales y totales son las bacterias que en promedio presentaron más UFC/100 ml (Tabla 6). Los otros ejes del modelo no mostrados presentan una distribución muy semejante a la de las bacterias y las estaciones de colecta.

El cociente de coliformes fecales/enterococos fecales (CF/EF) mostró que la contaminación tuvo una tendencia a cambiar de origen principalmente animal en la estación E1 a una contaminación mixta con predominio de contaminación por origen humano en la estación E4 (Tabla 7). En la estación E1 cuatro de los seis meses presentaron un valor < 0.7 ; sólo en julio y septiembre el cociente fue > 0.7 (0.8 y 3, respectivamente) (Tabla 7). La estación E2 tuvo un comportamiento similar a la estación E1, sólo que en ésta los meses con los cocientes mayores fueron septiembre y noviembre (2.72 y 1.17, respectivamente) (Tabla 7). Para la estación E3 los meses de mayo, septiembre, enero y marzo presentaron cocientes > 1 , mientras que para julio fue de 0.22 y para noviembre de 1. Para la estación E4 los cocientes de las colectas de mayo, septiembre, noviembre, enero y marzo presentan cocientes que van de 2.2 a 5, respectivamente,

mientras que en julio el coeficiente fue de 0.16 (Tabla 7).

Tabla 7. Coeficiente CF/EF para la determinación del origen de la contaminación orgánica.

Colecta	Estación			
	E1	E2	E3	E4
1	0.10	0.04	2.87	5.42
2	0.85	0.10	0.03	0.16
3	3.00	2.72	3.13	2.66
4	0.10	1.17	0.93	2.60
5	0.19	0.41	4.39	7.85
6	0.31	0.41	1.93	7.73

Escala de las cuatro categorías derivadas del coeficiente CF/EF, > 4 origen humano, 2 a 4 origen predominantemente humano, 0.7 a 2 predominantemente origen animal y < 0.7 origen animal (Gerba 2002).

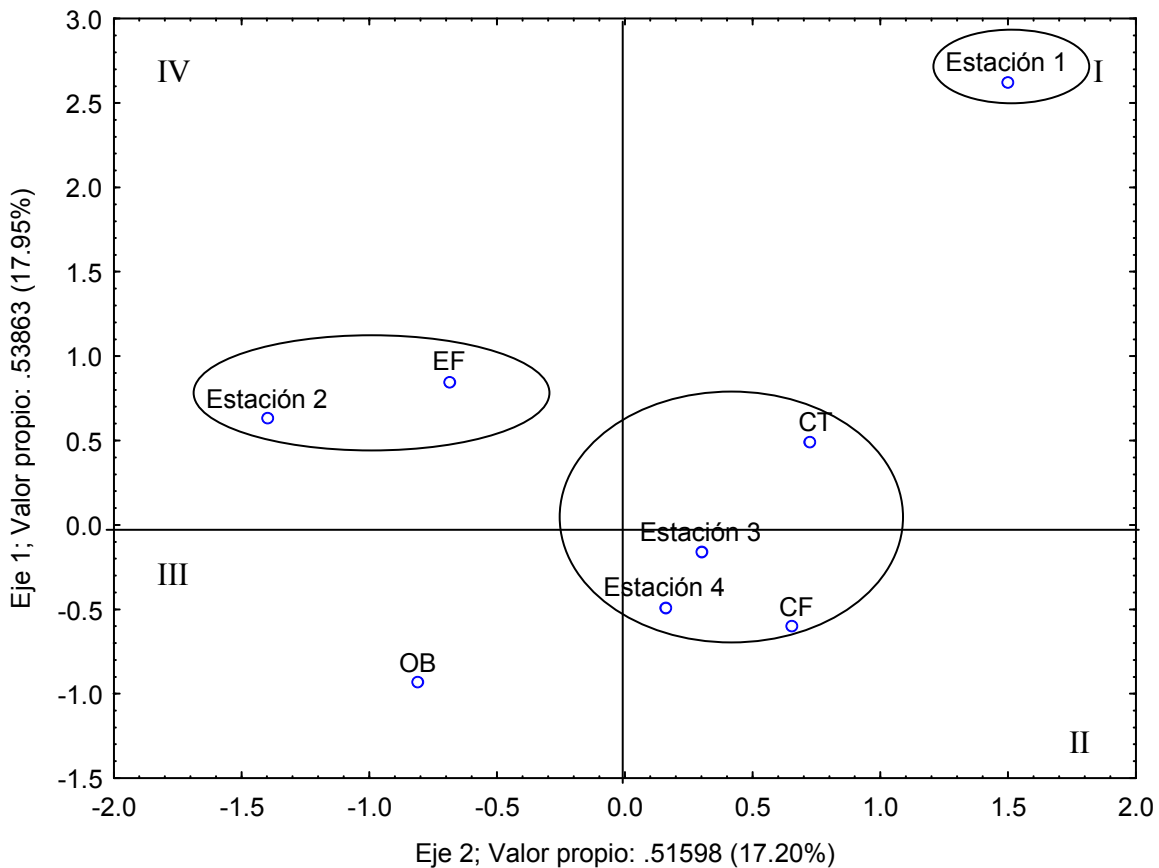


Figura 6. Distribución de los puntos de colecta de acuerdo con las UFC/100 ml de los cuatro grupos de bacterias.

5. DISCUSIÓN

Los datos derivados del presente trabajo permitieron observar que la degradación de la calidad del agua en el río Magdalena se va dando de manera gradual. El cambio progresivo de las características físico-químicas del agua se refleja en las modificaciones que sufre la estructura de las comunidades de diatomeas, asimismo en los valores de las UFC/ 100 ml de los cuatro grupos bacterianos evaluados (Figura 7).

La estación E1 tuvo la menor concentración de nutrimentos (Tablas 1 y 2) y la menor concentración de UFC/100 ml para los cuatro grupos de microorganismos utilizados (coliformes totales, coliformes fecales, estreptococos fecales y otras bacterias). Estos aspectos son considerados como indicativos de buena calidad (Wetzel 1975, Calvo 1999). Asimismo, E1 presentó la asociación de diatomeas con mayor número de especies, la riqueza específica más alta, así como la mayor equitatividad y el mayor índice de diversidad (H'), características biológicas que son consideradas de aguas de buena calidad (Stevenson 1984, Rott y Pfister 1988, Montesanto *et al.* 1999). Las especies de diatomeas registradas para esta estación se caracterizaron por tener cloroplastos grandes de color verde brillante o café-dorado intenso, lo cual indica que se encuentran en condiciones metabólicas favorables.

De los géneros de diatomeas presentes en esta estación, *Cymbella* estuvo representado por especies que han sido reportadas como frecuentes en aguas limpias (Asai y Watanabe 1999). La asociación de diatomeas en esta estación estuvo compuesta por 12 especies que se mencionan a continuación, ordenadas de mayor a menor abundancia: *Cymbella silesiaca*, *Achnanthes lanceolata*, *Fragilaria capucina*, *Navicula cryptocephala*, *Nitzschia incospicua*, *Nitzschia palea*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Navicula subrynchocephala*, *Cocconeis placentula*, *Achnanthes minutissima*, *Reimeria sinuata* y *Gomphonema parvulum*. La mayoría de éstas son reportadas

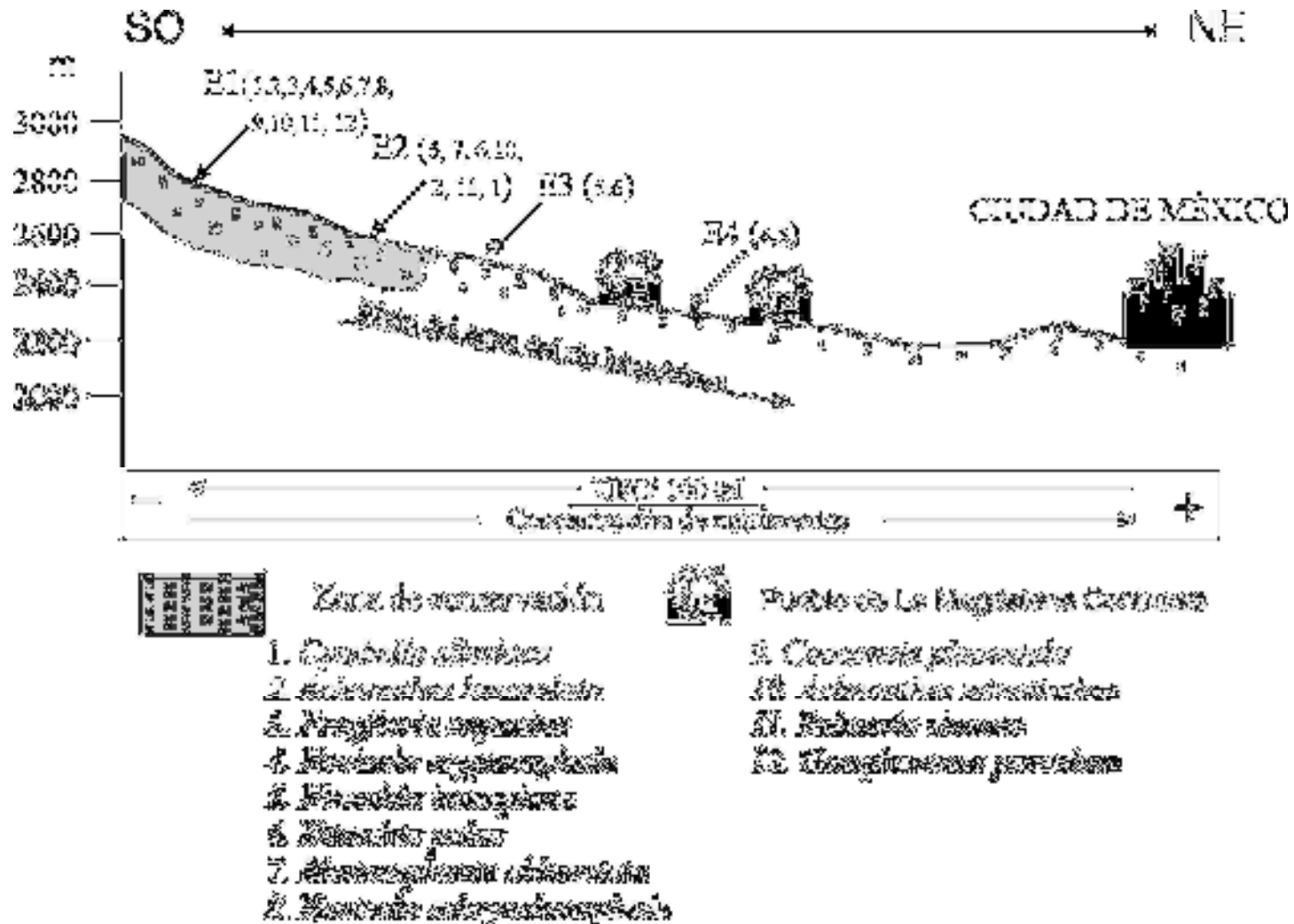


Figura 7. Variación de la asociación de diatomeas y las UFC/ 100 ml con forme al gradiente de contaminación. E1, Estación 1 (2801m); E2, Estación 2 (2530m); E3, Estación 3 (2490m) y E4, Estación 4 (2308m). Los números representan las especies, el orden de estos va de mayor a menor abundancia.

como α -mesosoprobias o β -mesosoprobias (Tabla 8). *Cymbella silesiaca* fue la especie dominante en este sitio (\bar{x} =113 individuos/cm²) y es considerada β -mesosaprobia. Esta estación es la única donde se registraron especies oligosaprobias: *Achnanthes lanceolata*, *Diatoma mesodon* y *Cymbella mexicana* (Van Dam *et al.* 1994) y oligo- β -mesosaprobias: *Cymbella minuta* (Hofmann 1994 en OMNIDIA 7 versión 8.1) (Tabla 8). Aunque estas especies no estuvieron presentes durante todos los meses de colecta y en alguno de los que se registraron presentaron baja abundancia, su sola presencia sugiere que esta estación tiene una buena calidad del agua.

Los valores altos de los índices biológicos IPS, IBD y GDI corresponden a aguas de buena calidad (oligo-mesotróficas) (Eloranta y Soinien, 2002), lo que se refleja en la relación negativa de esta estación, así como la mayoría de las especies registradas en ella con el factor 1 (factor de contaminación) en el Análisis Canónico de Correspondencia (ACC) (Figura 5). La calidad del agua en esta estación puede ser atribuida a que se encuentra dentro de un área de acceso restringido, donde se realiza ecoturismo. De hecho, los encargados de dicha actividad tienen la responsabilidad de mantener limpia esta zona. Aunado a lo anterior, esta estación está alejada de los estanques de truchas y expendios de alimentos, que abundan río abajo.

Aunque los valores de UFC/100 ml de los cuatro grupos microbiológicos fueron bajos (Tabla 6), la cantidad de UFC/100 ml de CF ($g = 87.6$ UFC/ 100 ml) y CT ($\bar{x} = 209$ UFC/ 100 ml, no se reporta la media geométrica (g) ya que esta no pudo ser calculada debido al valor cero que se registro) quedan fuera de lo permitido por la NOM-127-SSA1-1994 para agua de uso y consumo humano, las cual estipula que estos organismos deben estar ausentes en el agua (0 UFC/ 100 ml de CT y CF o organismos termotolerantes) (DOF 2000). De acuerdo con los Lineamientos de Calidad del Agua (CNA 2005), el agua de E1 puede usarse como fuente de abastecimiento para uso público, riego agrícola y protección a la vida acuática, ya que los CF en esta estación presentaron valores por debajo del límite permitido (1000 UFC/ 100 ml) por estos

lineamientos y con base en las recomendaciones de la Norma Para Agua Dulce de la US EPA (Gerba 2000), se le puede dar un uso recreativo con contacto primario, ya que presenta menos de 126 UCF/ 100 ml.

El cociente de coliformes fecales/enterococos fecales muestra una tendencia hacia que el origen de la contaminación en la estación E1 es principalmente animal, ya que cuatro de los seis meses presentaron un valor < 0.7 ; sólo en julio y septiembre el cociente fue > 0.7 (0.8 y 3, respectivamente) (Tabla 7), indicando una contaminación mixta con predominio de heces de origen animal para julio y mixta con predominio de heces de origen humano en septiembre. Esto último puede ser resultado de que en julio se removieron las letrinas ubicadas antes de esta estación de colecta.

El aumento de las concentraciones de nutrimentos (Tablas 1 y 2) y de la cantidad de UFC/100 ml de los microorganismos evaluados (Tabla 6), junto con la disminución en el número de especies que componen la asociación de diatomeas, la riqueza específica, la equitatividad y el índice de diversidad (H') con respecto a E1, indicaron que el agua comienza a sufrir alteración en su composición durante el recorrido que realiza de E1 a E2. Al igual que en la estación E1, las especies de diatomeas registradas presentaron cloroplastos grandes de color verde brillante o café-dorado intenso.

La asociación en E2 estuvo compuesta por siete especies de diatomeas: *Nitzschia incospicua*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Nitzschia palea*, *Achnanthes minutissima*, *A. lanceolata*, *Reimeria sinuata* y *Cymbella silesiaca*. Las especies dominantes fueron *N. incospicua* ($\bar{x} = 222$ individuos cm^2) y *R. abbreviata* ($\bar{x} = 160$ individuos cm^2) (Tabla 4). El cambio en las características de la calidad del agua se ve reflejado en la ausencia de especies oligosaprobias y oligo-mesosaprobias junto con el aumento en la densidad de especies mesosaprobias como *Achnanthes minutissima* y *Reimeria sinuata*, α -mesosaprobias y/o β -mesosaprobias (*Nitzschia incospicua*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Nitzschia palea*, y *Fragilaria capucina*) que se

encuentran en la comunidad (Tabla 8). El incremento de individuos de las especies mesosaprobias puede estar relacionado con la disminución de la competencia por el uso del recurso, por la desaparición de las especies oligosaprobias, y con la capacidad de estos organismos para aprovechar los recursos que caracterizan el estado mesotrófico.

Al igual que para E1, el ACC muestra que esta estación tuvo una relación negativa con el Factor 1 (Figura 5), pero a diferencia de la primera estación, en E2 algunas especies tuvieron una relación positiva con el Factor 1 (Figura 5). Estas relaciones se reflejan en la disminución de los valores de los índices biológicos; los índices IPS y GDI confieren al agua de esta estación un estado meso-eutrófico (calidad moderada) (Eloranta y Soinien, 2002), mientras que el índice IBD permite clasificarla como de mala calidad (eutrófico) (AFNOR, 2000). Sin embargo, la evaluación de parámetros como olor, color y concentración de nutrimentos no corresponde con los valores predeterminados para aguas con un estado eutrófico. Esta falta de correspondencia puede deberse a que los índices disponibles (y empleados en esta investigación) han sido desarrollados para Europa (Eloranta y Soinien, 2002; OMNIDIA 7 versión 8.1), por lo que no toman en cuenta las características de la flora de estas altitudes; este aspecto es de suma importancia ya que la expresión de las diatomeas se ve influenciada por las características de los ríos (por ejemplo; ríos alpinos *vs.* ríos templados y ríos salados *vs.* ríos de agua dulce) y el tipo de sustrato en el que se desarrollan. Esta situación pone de manifiesto la necesidad de crear índices para cada país, en particular para México, e incluso para cada cuenca y tipo de río como propone Kwandrans *et al.* (1999) y Gómez y Licursi (2001). Esta última propuesta me parece la más adecuada, ya que las características geológicas y climáticas particulares de cada región influyen en la expresión de las especies.

El cambio de la calidad del agua de este río se asocia con la presencia de expendios de alimento, estanques de truchas, fauna doméstica (caballos y perros) y el incremento de visitantes. La cantidad de UFC/100 ml de coliformes fecales ($g= 3608$ UFC/ 100 ml) y totales ($g= 2718$

UFC/ 100 ml) sobrepasan los límites (0 UFC/100 ml) permisibles de UFC/100 ml de la NOM-127-SSA1-1994 para agua de uso y consumo humano (DOF 2000). También sobrepasan los límites (1000 UFC/100 ml) que permiten los Lineamientos de la Calidad del Agua (CNA 2005) para fuente de abastecimiento para uso público, riego agrícola y protección a la vida acuática. Asimismo queda fuera de los valores propuestos en la Norma para Agua Dulce de la US EPA (126 UFC/ 100 ml) (Gerba 2000) para uso recreativo con contacto primario y de los límites de los CE-CCA-001/89 (DOF 1989) para este mismo uso. En virtud de que estos criterios hoy en día han sido derogados, se debería retomar la categoría de uso recreativo con contacto primario dentro de los Lineamientos de la Calidad del Agua para evitar poner en riesgo la salud de los ciudadanos mexicanos. Esta recomendación se basa en que existen reportes que relacionan las enfermedades gastrointestinales con la presencia de coliformes fecales y enterococos (Gerba 2000). Asimismo, los valores de las UFC/ 100 ml de estas bacterias en la mayoría de las localidades está por encima de lo valores propuestos por la US EPA (33 UFC/ 100 ml de enterococos y 126 UFC/ 100 ml de coliformes fecales) (Tabla 6), en los que se considera que sólo 8 de cada 1000 visitantes enferma. Además, de retomar la categoría de uso recreativo con contacto primario, debería realizarse una campaña para crear conciencia del impacto que tiene el verter los desechos originados de los expendios de alimentos, la basura y las heces fecales abandonadas a los lados del río en la calidad del agua, y lo que esto implica en la salud de los seres vivos, incluido el ser humano. La acción inmediata que se debe realizar en esta estación es poner letreros que adviertan a los visitantes que la calidad del agua en este sitio no es apta para realizar actividades que impliquen contacto directo con el líquido.

La estación E2 en el cociente CF/EF tuvo un comportamiento similar que la estación E1, sólo que en ésta los meses con los cocientes mayores fueron septiembre y noviembre (2.72 y 1.17, respectivamente); (Tabla 7), lo que indicó que en el mes de septiembre la contaminación

tiene predominio de heces humanas y en noviembre, es principalmente de origen animal (Gerba 2000).

El cambio de la condición mesotrófica a eutrófica que se da de la estación E2 a la estación E3 resultó del incremento en la concentración de nutrientes, lo que trajo consigo un aumento en el número de UFC/100 ml y una disminución de la riqueza específica, del índice de diversidad (H') y del número de especies que componen la asociación, como se ha reportado para otros estudios (Rott y Pfister, 1988; Hürlimann y Schanz, 1993). De las especies de diatomeas registradas en esta estación, a diferencia de las mencionadas anteriormente, sólo *Nitzschia incospicua*, *N. palea* y *Rhoicosphenia abbreviata* presentaron siempre cloroplastos de color verde brillante o café-dorado intenso; las demás especies presentaron cloroplastos de color verde claro, lo cual indica que estas diatomeas se encontraban en condiciones ambientales estresantes, situación que también se ve reflejada en sus abundancias (Tabla 4).

Cabe destacar que la disminución en el número de especies de la asociación fue drástica, ya que la asociación para esta estación estuvo compuesta por sólo dos especies: *Nitzschia incospicua* y *N. palea*, las cuales son tolerantes a altas concentraciones de materia orgánica (Van Dam *et al.* 1994, Asai y Watanabe, 1999; Lobo *et al.*, 2002). El resto de las especies registradas en esta localidad están clasificadas como α -mesosaprobias (por ejemplo, *Navicula cryptocephala*) y polisaprobias (por ejemplo, *Navicula cf. saprofita*) (Tabla 8), hecho que indicó que el agua en esta parte del río ha sufrido una fuerte modificación en su calidad como resultado de su ingreso a la zona urbana. La modificación se observa por la incorporación de aguas negras al cauce a través de drenajes clandestinos que desembocan en él, así como el aumento de residuos sólidos (pañales, bolsas de plástico, animales muertos y plásticos) a las orillas del cauce.

Esta estación tuvo una relación positiva con el Factor 1 en el ACC (Figura 5) y bajos valores en los índices biológicos IPS, IBD y GDI; de acuerdo con los valores de dichos índices, el

agua en esta estación tiene un estado eutrófico (Eloranta y Soinien, 2002). La cantidad de UFC/100 ml de coliformes fecales y coliformes totales ($g= 14,719,951$ y $g= 20,709,059$ UFC/100 ml, respectivamente) queda fuera de lo permitido por la norma NOM-127-SSA1-1994 (DOF 2000) y también fuera de los valores propuestos dentro de los Lineamientos de Calidad del Agua (DOF 2000), así como de los valores propuestos por la Norma para Agua Dulce de la US EPA (Gerba 2000).

Los valores del cociente CF/EF en la estación E3 mostraron que en ésta comienza a existir un aumento en la cantidad de heces de origen humano, ya que cinco de los seis meses presentan contaminación mixta con predominio de contaminación por origen humano y sólo el mes de julio (0.03) nos indicó que la contaminación es de origen animal (Gerba 2000) (Tabla 7). Estos resultados son consecuencia seguramente de la presencia de drenajes irregulares que vierten sus aguas al río.

Por último, en la estación E4 los cloroplastos de *Cymbella silesiaca*, *Fragilaria capucina*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Reimeria sinuata* y *Nitzschia recta* mostraron un color verde pálido en todas las muestras y fueron más pequeños que en las localidades anteriores. En los primeros cinco muestreos *Achnanthes lanceolata* presentó cloroplastos de color verde pálido, mientras que en el último correspondiente a marzo, los cloroplastos tuvieron un color verde brillante, debido a que esta especie es considerada oligosaprobia y mesosaprobia (Van Dam *et al.* 1994; Asai y Watanabe 1999, Gómez y Licursi 2000, Lobo *et al.*, 2002). Esta situación nos hace pensar que *A. lanceolata* fue arrastrada río abajo como consecuencia de la limpieza realizada en el cauce río arriba durante este mes, lo que causó el desprendimiento de las especies de diatomeas; esto podría explicar también la gran abundancia de diatomeas que se registró en esta fecha de colecta (Tabla 4). Las diatomeas que presentaron cloroplastos grandes y de color café-dorado intenso fueron *Nitzschia palea* y *N. inconspicua*, las cuales fueron las especies dominantes para esta estación, siendo *N. palea* la especie dominante durante todos los meses de colecta. El cambio de

color en los cloroplastos se ha observado cuando se incrementaba las concentraciones de NH_4^+ en el agua (Hürlimann y Schanz 1993). El cambio de color y tamaño de los cloroplastos en este estudio no puede atribuirse sólo al NH_4^+ , ya que en la mayoría de las estaciones este elemento presento concentraciones similares. Lo que sugiere que la variación de color y de tamaño de los cloroplastos pudo haber sido consecuencia del incremento de nutrimentos en general, ya que conforme aumentaron éstos, los cloroplastos de la mayoría de las especies cambiaron de tonalidad y sólo las especies reportadas como tolerantes a la contaminación conservaron cloroplastos grandes y de color café-dorado brillante en todas las localidades.

Estos resultados explican la relación positiva de la estación de colecta con el Factor 1 en el ACC (Figura 5) y los bajos valores del índice de diversidad de Shannon (H') y de los índices biológicos IPS, IBD y GDI; de acuerdo con los valores de los índices, el agua de esta estación tiene un estado eutrófico (Eloranta y Soinien, 2002). Al igual que en las estaciones E1, E2 y E3, los valores de los coliformes fecales y los coliformes totales registrados en E4 (Tabla 6) quedan fuera de los límites permitidos por la NOM-127-SSA1-1994 (0 UFC/ 100 ml) (DOF 2002). Los valores de los coliformes fecales también quedan fuera de los valores (1,000 UFC/100 ml) permitidos por los Límites de Calidad del Agua (CNA 2005) para abastecimiento para uso público, riego agrícola y protección a la vida acuática, y fuera de los límites propuestos por la Norma para Agua Dulce de la US EPA (126 UFC/ 100 ml) (Gerba 2000) para uso recreativo con contacto primario.

En la estación E4 el incremento de contaminación de origen humano fue más evidente que en la estación E3, ya que tres de los seis meses muestreados presentaron valores > 4 (mayo, enero y marzo), dos valores dentro del intervalo de 2 a 4 (septiembre 2.66 y noviembre 2.60), lo que indicó contaminación mixta con predominancia de origen humano y sólo en julio el cociente mostró contaminación mixta con predominancia de origen animal (Gerba 2000) (Tabla 7). El

incremento de los valores del cociente CT/EF seguramente se debió a que en esta zona del río se han incorporado más drenajes irregulares.

El incremento registrado en las estaciones E3 y E4 en cuanto a la conductividad, la temperatura y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), al mismo tiempo que la disminución de los valores intensidad luminosa y oxígeno disuelto, coinciden con las aguas de menor transparencia y de mayor olor, esto explica la similitud de la distribución observada de estas dos estaciones en el ACP (Figura 1 y 2). Estos cambios mostraron la incorporación de sedimentos y la presencia de concentraciones de materia orgánica considerables, como consecuencia del incremento de desechos sólidos y los aportes de drenajes irregulares, los cuales se encuentran situados a los lados del cauce a esta altura del río.

De las 22 especies registradas en este trabajo sólo *Navicula cf. saprofila* es registro nuevo, esta especie se encontró en las estaciones (E3 y E4) que se localizan dentro de la zona urbana. El que el único registro nuevo sea *N cf. saprofila* puede deberse a que no se habían realizado estudios previos a esa altura del río. Todos los trabajos encontrados en torno al río Magdalena se han realizado en la parte alta del río (Cantoral, *et al.* 1998, Ramírez *et al.* 2001, Bojorge-García 2002). La ausencia de registros nuevos indicó que las especies son constantes a lo largo del tiempo, por lo que el cambio observado en la composición de especies a lo largo el río nos puede estar indicando que las variaciones registradas en el presente trabajo son resultados de las alteraciones que sufre el agua por la intervención de las actividades humanas.

Es importante observar las diatomeas vivas, porque la coloración y el tamaño de los cloroplastos ayuda a identificar qué especies se encuentran en condiciones fisiológicas favorables e identificar a las probables especies sensibles y tolerantes a la contaminación, ya que como se ha reportado el color del cloroplasto cambia cuando se incrementan las concentraciones de NH₄⁺ en el agua (Hürlimann y Schanz 1993). Por ejemplo, los cloroplastos de *Cymbella minuta*, *Cymbella silesiaca*, *Diatoma mesodon*, *Gomphonema parvulum* y *Reimeria sinuata* cambiaron de café-

dorado a verde claro conforme incrementó la cantidad de nutrimentos. No sólo el color de los cloroplastos fue el que varió como consecuencia del incremento de los nutrimentos, las abundancias de estas especies al igual que la de *Cymbella mexicana* disminuyeron (Tabla 4) cuando el agua cambió de oligosaprobia a mesosaprobia. El comportamiento registrado en el presente estudio nos hace pensar que *Cymbella minuta*, *Cymbella silesiaca*, *Cymbella mexicana*, *Diatoma mesodon*, *Gomphonema parvulum* y *Reimeria sinuata* son especies sensibles a la contaminación. Esta observación contrasta con los reportes realizados por otros autores, los cuales las consideran tolerantes a la contaminación (Van Dam *et al* 1994, Hofmann 1994, Lowe 1974).

El índice de Shannon-Wiener para esta investigación fue un buen indicador de los cambios de la calidad del agua, ya que disminuyó conforme incrementó la cantidad de materia orgánica. Además, no presentó comportamiento estacional, lo que indica que su variación fue resultado de los cambios en la calidad del agua y no de los cambios ambientales. Los resultados obtenidos en el presente estudio coinciden con los de Stevenson (1984) y Lobo (1997), quienes mencionan que las aguas contaminadas presentan una baja diversidad. Sin embargo, Lobo (1997) menciona que la diversidad no es un indicador ambiental conveniente, ya que no sólo la contaminación puede afectar la diversidad de los ensamblajes de las diatomeas, sino que otros factores pueden hacerlo. Esta observación la basa en que las aguas fuertemente contaminadas son capaces de soportar ensamblajes de diatomeas con una baja diversidad y un número pequeño de especies. Algunos estudios reportan que la diversidad tiende a incrementar conforme aumenta la materia orgánica y que la mayor diversidad se presenta en condiciones de contaminación orgánica moderada (Lobo y Kobayasi 1990, Lobo *et al.* 1995, Vilbaste y Truu 2003). Estos resultados quizás se deben a la presencia de sustancias tóxicas, ya que Stevenson (1984) menciona que la presencia de estas puede favorecer la diversidad, ya que retardan las tasas reproductivas de los taxa oportunistas, provocando en última instancia un incremento en la

equitatividad. También propone que altas concentraciones de sustancias tóxicas pueden inhibir la expresión de algunas especies, lo que conlleva a una reducción de la riqueza específica.

Las diatomeas se deben de incorporar en los criterios para evaluar la calidad del agua, ya que como se observó en el presente estudio, y se ha reportado en otras investigaciones (Gómez y Licursi 2001), son organismos que responden de manera rápida a los cambios físicos y químicos que sufre su ambiente. Así mismo, son excelentes referentes de comparación temporales ya que nos brindan una información continua e integrada de las modificaciones que ha sufrido el ambiente, a través de los cambios que sufre la estructura de su comunidad (Hauer y Lamberti 1996). Esta característica nos permite hacer una planeación del uso, la conservación y la restauración de los ríos de una forma eficaz, ya que se podría realizar los análisis físico-químicos del agua sólo cuando se registren modificaciones en la estructura de la comunidad de diatomeas, disminuyendo de esta manera el uso de sustancias químicas que dañan al ambiente y los costos que el uso de éstas genera. Aunado a las características antes mencionadas las diatomeas en este estudio tuvieron un comportamiento inverso al registrado para los grupos bacterianos (coliformes totales, coliformes fecales, enterococos fecales y otras bacterias). Las diatomeas se incrementaron conforme disminuyó la cantidad de nutrientes (agua de buena calidad), mientras que las bacterias evaluadas aumentaron conforme la concentración de los nutrientes fue mayor (agua de moderada a mala calidad). Esta respuesta antagónica brinda información complementaria para estudios de la calidad de agua.

Tabla 8. Nivel saprobio de las especies de diatomeas registradas en las cuatro estaciones en el río Magdalena, D.F.

Especies	Van Dam <i>et al.</i> 1994	*Hofmann 1994	*Lowe 1974	*Krstic <i>et al.</i> 199
<i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch	α -mesosaprobio	α -mesosaprobio	---	---
<i>Achnanthes lanceolata</i> (Brébisson) Grunow	Oligosaprobio	---	oligosaprobio	---
<i>Fragilaria capuchina</i> Desmazières	β -mesosaprobio	Mesosaprobio	---	---
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	α -mesosaprobio	α -mesosaprobio	---	β - α mesosaprobio
<i>Nitzschia incospicua</i> Grunow	α -mesosaprobio	β - α mesosaprobico	---	---
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	Polisaprobio	Polisaprobio	polisaprobio	Contaminación orgánica extrema
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C.Agardh) Lange-Bertalot	β -mesosaprobio	β - α mesosaprobico	---	β - α mesosaprobio
<i>Navicula subrynchocephala</i> Hustedt	---	---	---	---
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	β -mesosaprobio	Mesosaprobio	oligosaprobio	Oligosaprobio a β -mesosaprobio
<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing	Mesosaprobio	α - β mesosaprobio	mesosaprobio	---
<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek & Stoermer	Mesosaprobio	β - α mesosaprobico	---	---
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	α -meso-polisaprobio	Polisaprobio	mesosaprobio	---
<i>Cymbella minuta</i> Hilse	---	Oligo- β mesosaprobio	---	β - α mesosaprobico
<i>Cymbella mexicana</i> (Ehrenberg) Cleve	Oligosaprobio	---	---	---
<i>Melosita</i> sp	---	---	---	---
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch	β -mesosaprobio	Mesosaprobio	---	---
<i>Diatoma mesodon</i> (Ehrenberg) Kützing	Oligosaprobio	Oligo- β mesosaprobio	---	Oligosaprobio a β -mesosaprobio
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	β -mesosaprobio	Mesosaprobio	---	---
<i>Navicula rynchocephala</i> Kützing	---	---	---	---
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	α -meso-polisaprobio	---	---	---
<i>Navicula cf. saprofita</i>	α - meso-polisaprobio	Polisaprobio	---	---
<i>Synedra ulna</i> Ehrenberg	α - meso-polisaprobio	α - meso-polisaprobio	---	---

El nivel saprobio de los autores que tienen el asterisco (*) fueron tomados de OMNIDIA 7 v 8.1

6. CONCLUSIONES

1. Es conveniente incorporar a las diatomeas en el monitoreo de las aguas continentales, ya que como se muestra en el presente estudio, brindan información complementaria al monitoreo que actualmente se emplea basado en los físico-químicos y los grupos bacterianos.
2. Se deben de observar las diatomeas vivas, ya que al hacerlo se evita cometer el error de incluir a los análisis especies que no habitan en las estaciones de estudio, ya que toda aquella especie que no presente cloroplasto deberá ser excluida de los índices. Además la coloración y tamaño del cloroplasto ayuda a conocer si las especies se encontraban en condiciones favorables o no.
3. Es conveniente desarrollar índices biológicos con diatomeas para cada tipo de río y en general para nuestro país, que consideren las características particulares de cada una de las regiones, ya que los existentes han sido desarrollados para regiones con características geológicas y climáticas distintas a las de nuestro país, como Europa, Estados Unidos y unos pocos para Sudamérica.
4. Para este río existió una relación entre la disminución del índice de diversidad y el aumento de la contaminación. Esto significa que el índice de diversidad (Shannon-Wiener) empleado en la presente investigación es una buena herramienta para la evaluación de la calidad del agua para el río Magdalena.
5. *Cymbella minuta*, *Cymbella mexicana*, *Cymbella silesiaca*, *Diatoma mesodon*, *Gomphonema parvulum* y *Reimeria sinuata* son consideradas especies sensibles a la contaminación orgánica a partir de este estudio.

6. Debido a la calidad del agua en la estación E2, es necesario realizar intervenciones en primera instancia de información, colocando señalamientos para evitar que las personas utilicen el agua del río para beber o sumergirse en ella, ya que en esta estación los visitantes realizan actividades recreativas con contacto primario. Esta sugerencia se sustenta en que los valores de CF y CT se encuentran fuera de los límites permitidos por la NOM-127-SSA1-1994 (DOF 2002) para agua de uso y consumo humano. Además los valores de los CF también se encuentran fuera de los límites permitidos en los Lineamientos de Calidad del Agua (CNA 2005) para fuente de abastecimiento de uso público, riego agrícola y protección a la vida acuática y sobrepasan los valores propuestos en la Norma para Agua Dulce de US EPA (Gerba 2000) para uso recreativo con contacto primario. Esta situación puede causar un problema de salud, ya que al menos en las estaciones E1 y E2, que se encuentran dentro del Parque Nacional los Dinamos, la gente puede beber el agua de estos sitios debido a la apariencia cristalina y la ausencia de olor que ésta presenta.

8. ANEXO

8.1. Anexo I. Fórmula para calcular la descarga del río.

$$Q = Av$$

Donde **Q** es igual a la descarga ($m^3 s^{-1}$); **A** área del corte transversal del río, la cual se obtuvo por medio de la regla del trapecio (debido a que la curva del perfil topográfico del cauce se constituía principalmente con esta forma geométrica) la cual consiste en sumar las alturas y dividir las entre dos para obtener la altura promedio, una vez obtenida está se multiplica por la base:

$$\text{Fórmula } A_i = \frac{\overbrace{f(x_{i-1}) + f(x_i)}^{\text{altura promedio}}}{2} \times \Delta x_i, \text{ que es igual a } A = \frac{\overbrace{\text{altura 1} + \text{altura 2}}^{\text{altura promedio}}}{2} \times \text{base}$$

8.2. Anexo II. Técnica para la limpieza de las diatomeas.

- Se colocan 2 ml de muestras en vasos de precipitado de 50 ml.
- Se añade 20 ml de agua destilada y 10 ml de ácido nítrico.
- Se calienta lentamente y se deja hervir la muestra hasta que disminuya el líquido a 20 ml, evitando un calentamiento que provoque que la muestra se salpique.
- Se añade un poco de dicromato de potasio y se hierve por 5 minutos más.
- La muestra se deja enfriar a temperatura ambiente y después se coloca en tubos de centrífuga hasta los 12 ml y se centrifuga por 10 min. a 27.95 R. C. F.
- Se resuspende la muestra hasta que se vea homogénea.
- La centrifugación, la resuspensión y el decante se realiza seis veces; en el último lavado se llena hasta a 10 ml.
- Se tira el sobrenadante y en el último enjuague sólo se guardan 2 ml de la muestra para hacer las preparaciones.
- De los 2 ml se toman 200 μ l, los cuales se colocan sobre toda el área de un cubreobjetos de 18 mm de diámetro y se dejan secar a temperatura ambiente.
- Se monta el cubreobjetos sobre el portaobjetos, al cual previamente se le ha agregado unas gotas de Naphrax®.
- Calentar hasta que el Naphrax® hierva de 3 a 10 segundos, cuidando que salgan los vapores del portaobjetos.

8.3. Anexo III. Fórmula para calcular la abundancia.

$$\bar{x} = \left[\frac{AT \cdot VT}{at \cdot vt \cdot Am} \right]$$

Donde \bar{x} es el número de organismos promedio: **AT**= área total del cubreobjetos: **at**= área del transecto: **VT**= volumen inicial de la muestra: **vt**= volumen alícuota y **Am**= área de la muestra (Batarbee, 1986). En la formula original en lugar de Am es Vm volumen de la muestra.

8.4. Anexo IV. Condiciones para el cultivo de bacterias indicadoras.

Medio de cultivo utilizado y tiempo de incubación para la determinación de bacterias indicadoras (APHA1998).

Grupo	Medio de Cultivo	Temperatura (°C)	Tiempo de incubación (horas)
Coliformes totales	M-Endo	35 ± .5	24
Estreptococos fecales	K-F	35 ± .5	48
Otras bacterias	TCBS	35± .5	24
Coliformes fecales	M-FC	44.5 ± .2	24

8.4. Anexo V. Fórmula para calcular la diversidad.

Shannon-Wiener

Donde:

Pi= proporción de las especies n_i / N

n_i = Número de individuos de cada especie (abundancia)

S= Número de especies (riqueza específica)

N=Número total de individuos	$\sum_{i=1}^S n_i$
------------------------------	--------------------

7. LITERATURA CITADA

- Aboal, M., M.A. Puig y G. Soler 1996. Diatom assemblages in some Mediterranean temporary streams, in southeastern Spain. **Archiv für Hydrobiologie**. 136: 509-527.
- AFNOR 2000. **Qualité de l'eau- Détermination de l'Indice Biologique Diatomées (IBD)**
- Allan D.J. 1996. **Stream Ecology Structure and function of running water**. Champam y Hall. Londres. 388 p.
- Angelier E. 2003. **Ecology of Streams and Rivers**. Science Publishers, Inc. USA, Enfield, Nuevo Hemisferio. 218 pp.
- APHA 1998. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th edition. American Public Health Association, Washington, DC. 221P
- Asai K. y Watanabe T. 1999. Statistical clasification of epilithic diatom species into three ecological groups related to organic water pollution: En Mayama, Idei y Koizumi (eds) **14TH Diatom Symposium**. 413-418 p.
- Ávila V.D. 2002. **La vegetación de la cuenca alta del río Magdalena: un enfoque florístico, fitosociológico y estructural**. Tesis de licenciatura Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México. Distrito Federal.
- Batarbee. 1986. Diamotm analysis. En: E.B Bergulnd. **Hanbook of Holocene Paleocology an Paleohydrology**. Jonh Whiley and Sons Ltd. Nueva York: 527-569.
- Begon M., Harper J.L. & Townsend C.R.1996. **Ecology: Individuals, Populations and Communities**. Blackwell Scientific. London .1068 p.
- Bojorge-García M.G. 2002. **Ecología de Comunidades Algales en una Localidad del río La Magdalena, D.F.** Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, Distrito Federal.
- Blum J.L. 1956. The ecology of river algae. **Botanical Review** 22: 291-341.
- Calvo M. 1999. **Aguas Residuales: Tratamiento por Humedales Artificiales. Fundamentos Científicos. Tecnología Diseño**. Ediciones Mundi-Prensa. España, Madrid. 326 p.
- Calow P. y Petts G.E. 1992. **The Rivers Handbook**. Blackwell Scientific Publications. Londres. 526 p.
- Cantoral E.A., Carmona J., Gonzáles J y Montejano G. 1998. **Algas indicadoras de la calidad del agua del Río La Magdalena, Delegación Magdalena Contreras,**

- Distrito Federal, México.** En CONSERVA, Gobierno del Distrito Federal, Tomo 1. 300-332.
- CNA (Comisión Nacional del Agua) 2005. Lineamientos de Calidad del Agua: **En la Ley Federal de Derechos 2005.** Comisión Nacional del Agua. México, Distrito Federal. 269 p.
- Crawley M.J. 1997. **Plant ecology.** Blackwell Science. Australia. 717 p.
- DOF (Diario Oficial de la Federación) 2000. **Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamiento a los que debe someterse el agua para su potabilización.** 22 noviembre-2000. Secretaria de Salud. México, D.F.
- Eloranta P. y Soininen J. 2002 Ecological status of some finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. **Journal of Applied Phycology.** 14: 1-7.
- Espinosa G.F. y Sarukhán J. 1997. **Manual de Malezas del Valle de México.** Universidad Nacional Autónoma de México-Fondo de Cultura Económica. México, D.F. 407 p.
- García E. 1973. **Modificaciones al sistema de clasificación de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana).** Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 246 p.
- Gerba C.P. 2000 En: Maier R.M., Pepper I.L. y Gerba C.P (eds). **Environmental Microbiology.** Academic Press. Canada. 491-503 p.
- Ghosh M. y Gaur J.P. 1998. Current velocity and the establishment of stream algal periphyton communities. **Aquatic Botany.** 60: 1-10.
- Giller P. y Malmqvist B. 1998. **The Biology of Streams and Rivers.** Oxford University. Press. Oxford. 296 p.
- Gómez N. y Licursi M, 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. **Aquatic Ecology.** 35: 173-181.
- Guhl. W. 1987. Aquatic Ecosystem Characterizations by Biotic Indices. **International Revue of Hydrobiology.** 72: 431-455.
- Hart D.D.1992. Community organization in streams: the importance of species interactions, physical factors and chance. **Oecologia.** 91: 220-28.

- Hart D.D y Finelli C.M. 1999. Physical-Biological Coupling in Streams: The Pervasive Effects of Flow on Benthic Organisms. **Annual Review of Ecology and Systematics**. 30: 363-95.
- Hauer R.F. y Lamberti G.A. 1996. **Stream Ecology**. Academic Press. USA. San Diego, California. 674 p.
- Hürlimann J. y Schanz F. 1993. The effects of artificial ammonium enhancement on riverine periphytic diatom communities. **Aquatic Sciences**. 55-1: 40-64.
- Jarلمان, A., Lindström, E.A., Eloranta, P. y Bengtsson, R. 1996. Nordic standard for assessment of environmental quality in running water. En: **Use of Algae for Monitoring Rivers II**, B. A. Whitton y E. Rott (eds), Institut für Botanik, Universität Innsbruck. 17-28 p.
- Jujnovsky J. 2003. **Las unidades de paisaje en la cuenca alta del río Magdalena, México, D.F. Base fundamental para la planificación ambiental**. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México. Distrito Federal.
- Kelly M.G. 2001. Use of similarity measures for quality control of benthic diatoms samples. **Water Research**. 35: 2784-2788.
- Kelly M.G, A. Cazaubon, E. Coring, A. Dell'Uomo, L.Ector, B. Goldsmith, H. Guasch, B, Kawandrans, E-A. Lindstrom, J.Prygiel, E. Rott, S., H. van Dam & J. Vizinet., 1998. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. **Journal of Applied Phycology** 10: 215-224.
- Krammer K. y H. Lange-Bertalot. 1986. 2/1. Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. In: Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig y D. Mollenhauer (Eds.). **Süßwasserflora von Mitteleuropa**. G. Fischer Verlag, Stuttgart. 876 p.
- Krammer K. y H. Lange-Bertalot. 1988. 2/2. Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae. Epithemiaceae, Surirellaceae. In: Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig y D. Mollenhauer (Eds.). **Süßwasserflora von Mitteleuropa**. G. Fischer Verlag, Stuttgart. 596 p.
- Krammer K. y H. Lange-Bertalot. 1991a. 2/3. Bacillariophyceae. 3. Teil: *Centrales*, *Fragilariaceae*, *Eunotiaceae*. En: Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig y D. Mollenhauer (Eds.). **Süßwasserflora von Mitteleuropa**. G. Fischer Verlag, Stuttgart. 166 Tafeln mit 2180 Figuren. 576 p.

- Krammer K. y H. Lange-Bertalot. 1991b. 2/4. Bacillariophyceae. 4. Teil: *Achnantheaceae*. Kritische Ergänzungen zu *Navicula* (Lineolatae) und *Gomphonema*. En: Ettl, H., G. Gärtner, J. Gerloff, H. Heynig y D. Mollenhauer (Eds.). **Süßwasserflora von Mitteleuropa**. G. Fischer Verlag, Stuttgart. 88 Tafeln mit 2048 Figuren. 437 p.
- Krebs C.J. 1994. **Ecology the experimental analysis of distribution and abundance**. Harper Collins College Publishers. 801 p.
- Kwandrans J., Eloranta P., Kawecka B. y Wojtan K. 1999. Use of benthic diatom communities to evaluate water quality in rivers of southern Poland. **En: Use of Algae Monitoring rivers III**, Prygiel J. Whitton BA, Bukowska J (eds). Agence de l'Eau Artois-Picardie: 154-164 p.
- Lampert W. y Sommer U. 1997. **Limnoecology the ecology of lakes and streams**. Oxford University Press. Nueva York. 382 p.
- Lobo E.A. 1997. Approaches for evaluation of river water pollution using epilithic diatom assemblages. **Diatom**. 13: 105-111.
- Lobo E.A., Callegaro V.L. y Bender E.P 2002. **Utilização de las algas diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, Rs, Brasil**. EDUNISC. Santa Cruz do sul-Rio do sul. 127 p.
- Lobo E.A. y Kobayasi H. 1990. Shannon's diversity index applied to some freshwater diatom assemblages in the Sakawa River System (Kanagawa Pref., Japan) and its use as an indicator of water quality. **Japanese Journal of Phycology**. 36: 229-243.
- Lobo E.A., Katoh K. y Aruga Y. 1995. Response of epilithic diatom assemblages to water pollution in rivers in the Tokio Metropolitan area, Japan. **Freshwater Biology**. 34: 191-204.
- McIntire C.D. 1964. Some effects of current velocity on Pheriphyton communities in Laboratory Streams. **Hydrobiologia. Acta hydrobiologica hydrographica et protistologica. Dr. W Junk Publishers** Vol. XXVII 559-570.
- Montesanto B., Ziller S. y Coste M.1999. Diatomées épilithiques et qualité biologique des ruisseaux du mont Stratonikon, Chalkidiki (Grèce). **Cryptogamie, Algological**. 20: 235-251.
- Mosisch T.D y Bum. 1997. Temporal patterns or rainforest stream epilithic algae in relation to flow-related disturbance. **Aquatic Botany**. 58: 181-193.

- Nomdedeu O.V. y López-Ochoterena, 1988. Protozoarios ciliados de México XXXII. Estudio ecológico de algunas especies para estimar el grado de contaminación del río La Magdalena, México, D.F. **Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología**. Universidad Nacional Autónoma de México. 15: 229-236.
- Patrick R. y C.W. Reimer. 1966. **The Diatoms of the United States. Vol.I**. Monographs of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia. No. 13. Philadelphia. 688 p.
- Prygiel J. 2002. Management of the diatom monitoring networks in France. **Journal of Applied Phycology**. 14: 19-26.
- Prygiel J. 2005. Redes de control biológico en Francia: Algo de historia y situación actual. **Algas. Boletín de la sociedad española de ficología**. Número especial bioindicadores y monitorización. Septiembre-2005. 66 p.
- Ramírez V.M., Beltrán Y., Bojorge M., Carmona J., Cantoral-Uriza E.A. y Valadez F. 2001. Flora algal del Río La Magdalena, Distrito Federal, México. **Boletín de la Sociedad Botánica de México**, 68: 51-73.
- Rzedowski, J. y G. Calderón de Rzedowski: 2001. **Flora Fanerogámica del Valle de México**. Instituto de Ecología, A.C., México. 1,406 pp.
- Rott E. y Pfister P. 1988. Natural epilithic algal communities in fast-flowing mountain streams and rivers and some man-induced changes. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung Limnologie**. 23: 1320-1324.
- Rushforth, S.R., I. Kaczmarska y J.R. Johansen, 1984. The subaerial diatom flora of Thurston lava tube, Hawaii. **Bacillaria** 7: 135-157.
- Sabater S. 2000. Diatom communities as indicators of environmental stress in the Guadiamar River, S-W Spain, following a major mine tailings spill. **Journal of Applied Phycology**. 12:113-124.
- Scarsbrook M.R y Townsend C.R. 1993. Stream community structure in relation to spatial and temporal variation: a habitat templet study of two contrasting New Zealand streams. **Freshwater Biology**. 29: 395-410.
- Stevenson R.J. 1984. Epilithic and epipellic diatoms in the Sandisky River, with emphasis on species diversity and water pollution. **Hydrobiologia**. 114: 161-175.
- Stoermer, E.F. y J.P. Smol, 1999. **The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences**. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom. 469 p.

- Suárez B.E. y Birrichaga D. 1997. **Dos estudios sobre usos del agua en México (siglo XIX y XX)**. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua y Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social. Jiutepec, Morelos. México. 170 p.
- Tchobanoglous G y Schroeder E.D. 1985. **Water Quality**. Addison-Wesley. Massachusetts. 768 p.
- Tolcach E.R y N. Gómez. 2002. The effect of translocation of microbenthic communities in a polluted lowland stream. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung Limnologie**. 28: 1-5.
- Van Dam H. Mertens A. y Sinkel J. 1994. A code checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. **Netherlands Journal of Aquatic Ecology**. 28: 117-133.
- Vilbaste S y Truu J. 2003. Distribution of benthic diatoms in relation to environmental variables in lowland streams. **Hydrobiologia**. 493: 81-93.
- Wetzel R.G. 1975. **Limnology**. W.B. Saunders Company. San Diego, USA. 743p.
- Weitzel R.L. 1979. **Methods and Measurements of Periphyton Communities: A review**. American Society for Testing and Materials. Philadelphia. 3-33 p.
- Whitton B.A. 1975. **River Ecology**. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 725 p.