



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE BIOLOGIA
MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS

**EFFECTOS DE LA HETEROGENEIDAD ESPACIAL SOBRE LA DIVERSIDAD
TAXONÓMICA Y FUNCIONAL DE LOS MACROINVERTEBRADOS
ACUÁTICOS DE XOCHIMILCO**

TESIS

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

PRESENTA:

ANGEL MERLO GALEAZZI

TUTOR: DR. LUIS ZAMBRANO GONZÁLEZ

Instituto de Biología

COMITÉ TUTOR: DRA. MARISA MAZARI HIRIART

Instituto de Ecología, UNAM

DR. ROBERTO ANTONIO LINDING CISNEROS

Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM

MÉXICO, D.F. JUNIO 2014



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE BIOLOGIA
MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS

**EFFECTOS DE LA HETEROGENEIDAD ESPACIAL SOBRE LA DIVERSIDAD
TAXONÓMICA Y FUNCIONAL DE LOS MACROINVERTEBRADOS
ACUÁTICOS DE XOCHIMILCO**

TESIS

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

PRESENTA:

ANGEL MERLO GALEAZZI

TUTOR: DR. LUIS ZAMBRANO GONZÁLEZ

Instituto de Biología

COMITÉ TUTOR: DRA. MARISA MAZARI HIRIART

Instituto de Ecología, UNAM

DR. ROBERTO ANTONIO LINDING CISNEROS

Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM

MÉXICO, D.F.

Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión del Subcomité por Campo de Conocimiento Ecología y Manejo Integral de Ecosistemas del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 3 de marzo de 2014, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** del alumno **MERLO GALEAZZI ANGEL** con número de cuenta **512012971** con la tesis titulada **"Efectos de la heterogeneidad espacial sobre la diversidad taxonómica y funcional de los macroinvertebrados acuáticos de Xochimilco"**, realizada bajo la dirección del **DR. LUIS ZAMBRANO GONZÁLEZ**:

Presidente: DR. ATILANO CONTRERAS RAMOS
Vocal: DRA. ELIZABETH ORTEGA MAYAGOITIA
Secretario: DR. ROBERTO ANTONIO LINDIG CISNEROS
Suplente: DR. ENRIQUE GONZÁLEZ SORIANO
Suplente: DR. ALFONSO LUGO VAZQUEZ

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, D.F., a 29 de abril de 2014.

M. del Coro Arizmendi
DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
COORDINADORA DEL PROGRAMA



c.c.p. Expediente del (la) interesado (a).

AGRADECIMIENTOS

Antes que nada agradezco al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México por darme la oportunidad de pertenecer a este programa y brindarme todas las facilidades para esta nueva meta alcanzada.

Agradezco también al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico que me ha otorgado durante este proceso, sin él hubiese sido mucho más difícil llegar al final.

Por último pero no menos importante, agradezco a los miembros de mi comité tutor: Dra. Marisa Mazari Hiriart y Dr. Roberto Linding Cisneros. Agradezco los comentarios y apoyo expresado a lo largo de este proyecto.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

Al Dr. Luis Zambrano. Luis no son suficientes las palabras (o no soy bueno usándolas) para expresar todo el profundo agradecimiento. Más que el tiempo y el apoyo económico dado para realizar este proyecto (que también agradezco), te agradezco los muchos consejos que me has dado así como los ánimos a seguir. Pero sobre todas las cosas, muchas gracias por la confianza que has mostrado hacia mí que me ha hecho creer en mí mucho más que antes de llegar a este lugar y esa es una de la lecciones de vida que me llevo de este lugar además del buen compañerismo, la ética y de siempre o al menos tratar seguir tus ideales. Muchas gracias por todo espero llevar ese ejemplo siempre conmigo.

A los compañeros del Lab. Agradezco a todos y cada uno de los compañeros y ex compañeros del laboratorio, de todos he aprendido algo y de todos me llevo un buen recuerdo. En especial agradezco a Armando por brindarme su amistad y compañerismo y ayudarme a los muestreos en campo, muchas gracias hermano. También agradezco a Cristinita por ser una gran amiga y saberme escuchar en momentos difíciles. Gracias a Nuria y Horacio por darme su amistad y por los buenos momentos que pasamos en el lab.

Y a Bety por hacerme reír y escucharme al llorar por todos tus consejos, tu apoyo y tus regaños porque a pesar de la distancia que nos separa hay una gran amistad que nos une y que el tiempo seguirá reforzando.

Gracias a todos

DEDICADA A:

Mis padres y mi hermana por todo su apoyo y confianza y por siempre animarme a seguir adelante siempre respetando los valores que me han inculcado.

INDICE	Página
ÍNDICE DE FIGURAS Y CUADROS	1
RESUMEN	2
ABSTRACT	4
INTRODUCCIÓN	6
HIPÓTESIS	13
OBJETIVOS	14
ZONA DE ESTUDIO	15
MÉTODOS	18
Análisis de Datos	21
RESULTADOS	29
DISCUSIÓN	43
CONCLUSIONES	51
RECOMENDACIONES	52
LITERATURA CITADA	53
ANEXO	66

ÍNDICE DE FIGURAS Y CUADROS

Figuras	Páginas
Figura 1. Mapa de posición política y geográfica de la zona lacustre de Xochimilco.	15
Figura 2. Mapa de Zonificación de Xochimilco y puntos de muestreo.	18
Figura 3. Gráfica de rarefacción de Mao Tao	32
Figura 4. Gráfica de abundancias relativas de grupos funcionales en cada región en ambas temporadas.	36
Figura 5. Gráfica de abundancias relativas de grupos funcionales por tipo de vegetación en ambas temporadas.	37
Figura 6. Gráfica de análisis de agrupamiento	38
Figura 7. Gráfico de análisis de correspondencias canónicas	40
Figura 8. Mapa que muestra las zonas mejor conservadas en temporada de lluvias.	42
Figura 9. Mapa que muestra las zonas mejor conservadas en temporada de secas.	43
Cuadros	
Cuadro 1. Valores de referencia del Índice Biótico de Familias	23
Cuadro 2. Valores de t de los factores fisicoquímicos	29
Cuadro 3. Diferencias de la prueba de U-Mann-Whitney de las variables bióticas entre ambas temporadas	30
Cuadro 4. Valores promedio por región y temporada de Índice biótico de familias modificado (IBFM).	33
Cuadro 5. Valores promedio por vegetación y temporada del Índice biótico de familias modificado (IBFM).	34
Cuadro 6. Valores propios (eigenvalores) individuales y Acumulativos del análisis de correspondencias canónicas	39

RESUMEN

La fragmentación y el cambio de uso de suelo son algunos de los factores antropogénicos con mayor incidencia sobre la diversidad y ecología de los ecosistemas en la actualidad. Si bien la fragmentación es un concepto poco trabajado en los ecosistemas acuáticos, la influencia que tiene el cambio de uso de suelo sobre su dinámica y estructura ha sido más estudiada. Existen diversas formas de medir cómo impacta este cambio sobre los ecosistemas acuáticos. De manera tradicional se han utilizado parámetros fisicoquímicos como medidas de calidad del agua. Sin embargo, los factores fisicoquímicos no son útiles en eventos desfasados en el tiempo y frecuentemente no representan una medición precisa de los efectos sobre la biota. Para contrarrestar estos problemas se ha desarrollado una serie de mediciones e índices basados en las comunidades biológicas. Una de las comunidades más utilizadas en el estudio de los sistemas ecológicos son los macroinvertebrados, pues ofrecen una serie de ventajas sobre los demás organismos. Dentro de ellas se encuentran que son una comunidad con historias de vida diversas, de baja movilidad y de ciclos de vida cortos, por lo que reflejan condiciones locales y cambios en el corto plazo de manera diferenciada. En la zona lacustre de Xochimilco se reconocen una serie de zonas con diferencias en calidad del agua y que están relacionadas con el uso del suelo y las actividades antropogénicas. Este trabajo trata de determinar si los factores fisicoquímicos y los distintos usos de suelo existentes en Xochimilco influyen en la comunidad de macroinvertebrados, con la finalidad de establecer parámetros biológicos de monitoreo ambiental. Para ello, los canales de Xochimilco fueron zonificados de la siguiente manera: Chinampera, Urbana, Turística, Mixta, San Gregorio, San Luis y Humedales. En cada zona se llevó a cabo el muestreo de macroinvertebrados a través de redes de barrido tipo triángulo en dos temporadas del año (lluvias y secas). El muestreo fue dirigido hacia la vegetación acuática que fue clasificada de acuerdo con el grupo dominante en nueve categorías. Una vez obtenidos los organismos, estos fueron preservados en alcohol al 70% y llevados al laboratorio donde fueron identificados al nivel taxonómico más bajo posible a través de claves y donde se les asignó la estrategia alimenticia basada en datos bibliográficos. Una vez identificados los

organismos se calculó su densidad, biomasa, riqueza de especies, índice de diversidad de Simpson, el porcentaje de depredadores, el porcentaje de dípteros y la proporción de estrategias de alimentación por cada zona y cada grupo de vegetación. Aunado a esto se calculó un índice biótico. No se encontró una relación entre los cambios fisicoquímicos y las variables bióticas. No se obtuvieron diferencias significativas de las variables bióticas entre las zonas ni entre los tipos de vegetación. El análisis de correspondencias demuestra que la biomasa y la densidad están mayormente explicadas por la conductividad y los sólidos disueltos, mientras que el número de depredadores está mayormente explicado por el porcentaje de oxígeno disuelto. La riqueza y la diversidad no son explicadas por ninguno de los factores medidos. El índice biótico, el porcentaje de depredadores y el porcentaje de dípteros muestran a las zonas Urbana y Turística como las más perturbadas y a la zona Chinampera cómo la que presenta una mejor calidad ambiental. El análisis cluster agrupó a las zonas en dos grandes regiones: 1) San Gregorio, San Luis y Humedal y 2) Turística, Urbana, Chinampera y Mixta. Por último, la interpolación demostró que las condiciones del sistema en general son muy pobres, siendo la zona de la laguna de Tlilac y el canal de Japón los que presentan mejores condiciones. Los resultados demuestran que la comunidad de macroinvertebrados ha sido moldeada por factores históricos quedando en la actualidad aquellos grupos que presentan altas tolerancias a perturbaciones. Estos resultados tienen fuertes implicaciones pues aportan información relevante en la toma de decisiones y en el diseño de los planes de manejo, restauración y conservación de Xochimilco y de especies endémicas como el axolote.

ABSTRACT

The fragmentation and the land use change are one of the main factors with incidence over the diversity and the ecology of ecosystems. The fragmentation is a concept poor use on aquatic ecosystems, but is of recognized the influence of terrestrial land use over aquatic ecosystem's dynamic and structure. There are several ways to measure the impact of terrestrial land use over aquatic systems. Traditionally physicochemical parameters have been used to identify water quality. However, physicochemical parameters are not useful to understand the biota distribution. Macroinvertebrates has been one of the most used communities on aquatic ecosystem ecology studies. The advantage for use them are: diversity of life histories, low mobility and short life cycle; these characteristics of the community reflects local conditions and changes in short term differentially. Xochimilco wetland can be clustered in zones according to the water quality in relation with the land use and the anthropological activities. This research looks to find if the physicochemical parameters and the different land uses in Xochimilco have an influence in the macroinvertebrate community of Xochimilco, in order to establish environmental monitoring biological parameters. To do this, the Xochimilco canals were regionalized based on previous work in the following areas: Chinampera, Urbana, Touristic, Mixed, San Gregorio, San Luis and Wetlands. In each zone, macroinvertebrates were sampled by triangle sweep nets in two seasons of the year (rainy and dry). Aquatic vegetation was classified according to the dominant group. Once that macroinvertebrates were collected, they were preserved in 70% alcohol and taken to the laboratory where they were identified at the highest level possible through taxonomical keys. Feeding strategy was assigned based on bibliographic data. Measures of density, biomass, species richness, Simpson diversity, predator's percentage, dipteran's percentage and feeding strategies for each zone and each group of vegetation was calculated. No significant differences in biotic variables between zones and between vegetation groups were presented. Correspondence analysis shows that biomass and density are largely explained by the electrical conductivity and dissolved solids while the number of predators is mostly explained by the percentage of dissolved oxygen. The richness and diversity are not explained by any of the factors measured. The biotic index, the percentage of predators and the percentage of dipterans showing that the Urban and Touristic zones as the most disturbed areas and chinampas zone

which has a better environmental quality. Cluster analysis grouped the zones into two major regions: 1) Grouping San Gregorio, San Luis and Wetland and 2) Grouping Touristic, Urban, Chinampera and Mixed. Finally interpolation demonstrated that system conditions are generally very poor, with the areas of the Tlilac's lake and canal, Paso del Aguila and Japon canals as those with better conditions. These results demonstrate that the macroinvertebrates community has been molded by historical factors, being at present groups that have high tolerance to disturbances and contamination. These results have strong implications for management plans, restoration and conservation of Xochimilco wetland and endemic species as axolot.

INTRODUCCIÓN

La zona lacustre de Xochimilco es posiblemente el remanente actual más importante de los cinco grandes lagos que originalmente se encontraban en la cuenca de México (Santoyo Villa et al., 2005; Valek, 2000). En él permanece la última muestra representativa de la flora y fauna acuática nativa de la región. Desafortunadamente, a pesar de ser un Área Natural Protegida (D.O.F., 1992), las condiciones ambientales nos son óptimas, lo que ha conducido a que especies endémicas como el axolote (*Ambystoma mexicanum*) estén al borde de la extinción (Contreras et al., 2009). Algunos de los principales factores que han llevado a esta pérdida de calidad ambiental son la baja calidad de agua (Mazari-Hiriart et al., 2008b; Sandoval Contreras, 2008; Espinosa et al., 2009; Diaz-Torres et al., 2013) y el cambio de uso de suelo de agrícola a urbano (Zambrano et al., 2009). Este cambio de suelos se presenta de forma zonificada habiendo zonas que aún permanecen como agrícolas y zonas que han sido completamente urbanizadas (Zambrano et al., 2009). El uso de suelo de las chinampas de cada zona influye en la calidad de agua por lo que Xochimilco se encuentra zonificado tanto a nivel fisicoquímico (Zambrano et al., 2009) como en el estado trófico de los canales (Merlo-Galeazzi, 2010). Sin embargo, a pesar de que son muchos los estudios realizados en Xochimilco sobre las condiciones fisicoquímicas y microbiológicas del lago, son pocos los estudios que permitan determinar cómo estas afectaciones influyen sobre la diversidad y la estructura funcional de las comunidades biológicas (Contreras, 2012; Zambrano et al., 2010a).

En uno de los estudios más recientes, Contreras (2012) realizó un índice de integridad biótica (IBI) basado en las abundancias y la salud de cinco especies de peces. En este estudio, las zonas propuestas con base en el uso de suelo y los parámetros fisicoquímicos del agua coinciden plenamente con las zonas propuestas del IBI, siendo las zonas con mayor urbanización las que presentan un IBI de menor calidad (Contreras, 2012). Sin embargo, el estudio, no permite realizar una aproximación al estado de estructura y función del ecosistema ni relacionar el IBI con condiciones biológicas a niveles locales.

Los macroinvertebrados presentan como comunidad, una serie de características que los hace una de las mejores opciones al momento de desarrollar tanto índices bióticos,

como para el análisis de las relaciones que se presentan entre el ambiente abiótico y la estructura y función de las comunidades biológicas en el ecosistema (Bode et al., 1996; Mandaville, 2002; Klemm et al., 2003; Bonada et al., 2006). De estas características se destacan cuatro como las principales: 1) Gran diversidad taxonómica y por lo tanto, ecológica y evolutiva: esta característica de la comunidad hace que los macroinvertebrados presenten respuestas diferenciadas al mismo cambio drásticos en el ambiente (Hunter, 2002); 2) baja movilidad: a diferencia de organismos que presentan alta movilidad como los peces, los macroinvertebrados responden a condiciones de cambio de tipo local (Bonada *et al.*, 2006); 3) ciclos de vida cortos: comparados con vertebrados, reflejan con mayor rapidez las alteraciones del medio ambiente (Gamboa *et al.*, 2008); y 4) muestreo e identificación: el muestreo de los macroinvertebrados es simple, sin la necesidad de equipo complejo o gran esfuerzo, además que la identificación a grandes grupos (por ej. clases o familias) es sencilla, lo que hace al monitoreo fácilmente repetible (Batzer *et al.*, 2001; Bonada *et al.*, 2006). Por lo anterior, los macroinvertebrados son un excelente modelo para desarrollar índices bióticos de integridad y evaluar las relaciones existentes entre el ambiente y las comunidades biológicas.

Entender los efectos de los cambios en la biodiversidad sobre el funcionamiento de los ecosistemas se ha convertido uno de los tópicos fundamentales en la ecología y en la biología de la conservación. Dichos cambios pueden tener consecuencias sobre la biota (Vitousek et al., 1997; Stewart et al., 2000) así como en la calidad y servicios que ofrece un ecosistema (Daily *et al.*, 2000; Zedler, 2003). Al estar la mayor parte de los sistemas influenciados directa o indirectamente los seres humanos (Vitousek *et al.*, 1997), la biología de la conservación se debe enfocar en mantener especies clave, la diversidad de fauna y las interacciones tróficas que impulsan los procesos claves de los ecosistemas (Hunter, 2002). Resulta lógico entonces que parte de la biología de la conservación y la restauración ecológica, se deba enfocar al estudio de los factores que influyen sobre el funcionamiento y estructuración de los ecosistemas y comunidades biológicas en un contexto regional (Palmer *et al.*, 1997).

Son muchos los factores ambientales que influyen sobre la biodiversidad y la calidad de un ecosistema. Sin embargo, la fragmentación de los sistemas y los efectos que tienen sobre los procesos ecológicos son algunos de los más relevantes en la actualidad

(Fahrig, 2003). Las principales cualidades de un parche o fragmento son: la proporción de borde (relación forma-tamaño), el área del parche, la calidad del parche, la diversidad y el microclima (Hunter, 2002). Estos factores junto con las propiedades de la matriz que rodea al parche determinan la abundancia y riqueza de las especies (Fahrig, 2003; Fischer y Lindenmayer, 2007; Prugh *et al.*, 2008) incluyendo a los invertebrados (Fahrig y Jonsen, 1998; Hunter, 2002; Tschardtke *et al.*, 2002). La fragmentación de un paisaje modifica la biodiversidad, pues implica el establecimiento de nuevas condiciones ambientales, nuevos ensamblajes ecológicos y la posible desaparición de otros (Halffter y Moreno, 2005).

Si bien pocos estudios reconocen la fragmentación de los sistemas acuáticos, las actividades antropogénicas en tierra y los parches asociados a ellas influyen de varias formas tanto en los aspectos fisicoquímicos como en los biológicos de estos ecosistemas (Allan, 2004; Kratz *et al.*, 2005). La relación de la fragmentación de los ecosistemas terrestres con la diversidad de los sistemas acuáticos se encuentra ampliamente documentada con diversos efectos en la calidad del agua y en la estructura de las comunidades biológicas (Lenat y Crawford, 1994; Johnson y Gage, 1997; Polis *et al.*, 1997; Zambrano *et al.*, 2009).

Los efectos de las perturbaciones antropogénicas sobre los sistemas acuáticos se pueden evaluar de distintas maneras. La manera más común de evaluación es a través de la medición de parámetros fisicoquímicos descritos en la limnología clásica (Wetzel, 1983; Dojido y Best, 1993). Aun cuando los parámetros fisicoquímicos del agua reflejan las condiciones ambientales provocadas por eventos antropogénicos, su utilización se dificulta en eventos repentinos o esporádicos, pues suelen registrarse de manera estacional, además de que no siempre están relacionados con efectos directos sobre la biota (Reynoldson y Metcalfe-Smith, 1992; Rueda *et al.*, 2002). Es por ello que se han implementado medidas biológicas que pueden ser más confiables para la evaluación y detección de eventos desfasados en el tiempo (Rueda *et al.*, 2002). Los parámetros biológicos se pueden clasificar en tres grandes grupos: 1) de estructura comunitaria (riqueza y diversidad); 2) Índices de integridad biótica (IBI); y 3) de función (ecología funcional).

2) *Estructura comunitaria (riqueza y diversidad)*

El número de especies presentes en una zona está determinado tanto por factores histórico-evolutivos de la región como por diversos factores de orden local (Rosenzweig, 1995; Lawton, 1999; Halffter y Moreno, 2005).

A pesar de que la diversidad es un concepto ampliamente utilizado, su definición no es clara e incluso se propuso su inexistencia como concepto debido a la multiplicidad de definiciones contradictorias existentes (Peet, 1974). Se puede definir a la diversidad biológica como “la variabilidad entre los organismos vivos de todas las fuentes, incluyendo, entre otros, los organismos terrestres, marinos y de otros ecosistemas acuáticos, así como los complejos ecológicos de los que forman parte; esto incluye diversidad dentro de las especies, entre especies y de ecosistemas” (UNEP, 1992). Con base en esta definición, la diversidad biológica es un amplio concepto que va desde genes hasta ecosistemas pasando por especies y el número de interacciones que éstas tienen (Moreno, 2001).

Con base en la diversidad de especies, la diversidad se puede clasificar en tres tipos de acuerdo con la escala de medición: diversidad alfa, la diversidad de un punto; diversidad beta, diversidad de comunidades (recambio de especies); y diversidad gamma o diversidad del ecosistema o región (Halffter y Moreno, 2005). De manera tradicional, la ecología se ha basado en la medida del número de especies que se encuentran en una zona y de cómo éstas se encuentran organizadas, aspectos conocidos como riqueza y uniformidad, conceptos que se incluyen dentro del término diversidad (Peet, 1974; Moreno, 2001).

El número de especies o riqueza de especies presentes en una zona es la forma más antigua y más simple de cuantificar la diversidad (Peet, 1974). Sin embargo, el número de especies presentes por sí solo no indica si la comunidad es equitativa (Moreno, 2001; Halffter and Moreno, 2005) y en la práctica, una comunidad equitativa es sinónimo de una comunidad diversa (Moreno, 2001). Existe una gran variedad de índices matemáticos para describir la estructura de una comunidad a través de la descripción de cuán equitativa es (Magurran, 2004; Moreno, 2001).

Si bien las medidas de diversidad son útiles para describir los efectos que la fragmentación, la heterogeneidad y otros disturbios de origen antropogénico tienen sobre las comunidades biológicas, no son medidas tan eficientes para otros parámetros de medición como los de contaminación en cuerpos de agua (Washington, 1984).

3) *Índices de integridad biótica*

La utilización de organismos con fines de monitoreo no es algo reciente. Desde 1800, agencias europeas utilizaban organismos para la detección de contaminantes (Bain *et al.*, 2000). Sin embargo, fue hasta fines de 1970 que se integraron estudios de comunidades al monitoreo ambiental y aún más recientemente es la incorporación de factores ambientales y de paisaje a tales índices (Bain *et al.*, 2000).

Los índices de integridad biótica (IBI, por sus siglas en inglés) son mecanismos integrales basados en los organismos, que se desarrollaron para evaluar los efectos que tiene la contaminación sobre los sistemas acuáticos. Los IBI conjuntan una serie de elementos estructurales y funcionales de las comunidades biológicas que permiten evaluar de manera más eficiente las consecuencias biológicas y no sólo químicas de las diversas actividades antropogénicas sobre el ambiente (Pérez Munguía y Pineda López, 1999).

Los IBI pueden tener distintos fines dentro de los que se destacan: la evaluación de la contaminación sobre la biota (metales pesados y contaminación de tipo orgánica, principalmente) (Blanco y Bécares, 2010), la implementación de sistemas de bioevaluación dirigidos a detectar cambios en las comunidades biológicas ante eventos repentinos o graduales (Rueda *et al.*, 2002; Solimini *et al.*, 2006), y para el establecimiento de planes de manejo o restauración (Bain *et al.*, 2000).

En los sistemas acuáticos en particular, se han desarrollado una serie de IBI basados en diferentes grupos taxonómicos. Dentro de estos destacan los basados en diatomeas (Kelly, 1998), macrófitas (Melzer, 1999), macroinvertebrados (Mandaville, 2002) y peces (Champ *et al.*, 2009). Cada uno de los índices brinda ciertas características que los hacen útiles bajo circunstancias específicas.

4) *De función (ecología funcional)*

La ecología funcional se basa en la premisa que los organismos, independientemente de sus taxones, llevan a cabo ciertos roles o acciones dentro de los procesos ecosistémicos, por lo que la ecología funcional tiene una fuerte relación con la fisiología y la ecología de poblaciones (Calow, 1987). Esta forma de medir la diversidad parte del supuesto de que todas las especies biológicas se pueden reducir a un número de grupos (grupos funcionales) que explotan un mismo recurso de manera similar, aspecto conocido tradicionalmente como gremio (Root, 1967). El número de grupos funcionales o gremios presentes en un ecosistema es un factor determinante en los procesos (Tilman et al., 1997; Statzner et al., 2001) mientras que la redundancia de funciones (muchas especies dentro del mismo grupo funcional) se ha relacionado con la estabilidad del ecosistema y con la preservación de la diversidad (Naeem y Li, 1997).

La diversidad funcional y la diversidad taxonómica no están necesariamente relacionadas, pues dependen de diversos factores como la heterogeneidad espacial o la intensidad y frecuencia de disturbios (Cardinale *et al.*, 2000; Biswas y Mallik, 2011;). Se ha determinado que cambios ambientales conllevan a modificaciones en la dinámica del ecosistema que a su vez pueden verse reflejadas en cambios en la dinámica del ecosistema tanto estructural como funcionalmente (DeAngelis *et al.*, 1989; Polis *et al.*, 1997).

La funcionalidad de las comunidades acuáticas está ligada a los recursos que se generan en el ecosistema (recursos autóctonos), así como a los que se generan en sistemas adyacentes (recursos alóctonos) que son consumidos de manera directa o a través del intercambio de material en forma de detritus (Kitchell y Carpenter, 1993; Scheffer, 1998; Moore *et al.*, 2004).

Los cambios producidos sobre las funciones ecológicas pueden ser medidos en distintos grupos y basado en distintas funciones. Así, por ejemplo, se pueden agrupar a las plantas acuáticas de acuerdo con su ciclo de vida y características morfo-fisiológicas (Boutin y Keddy, 1993); al zooplancton, por la época de dominancia y tolerancia a factores ambientales (Reynoldson y Metcalfe-Smith, 1992); o a los peces con base en historias de vida y hábitat utilizados (Hoeinghaus *et al.*, 2007). Sin embargo, uno de los métodos con mayor relevancia dentro de la ecología funcional es la medición de los grupos funcionales basada en estrategias de alimentación de los macroinvertebrados (Cummins y Klug, 1979). La distribución de los grupos funcionales basados en

estrategias alimenticias de macroinvertebrados se considera el reflejo de atributos ecosistémicos a nivel de procesos (Rawer-Jost *et al.*, 2000) a través de la adaptación de las especies (Statzner *et al.*, 2001). Esta relación entre ambiente y estrategias de alimentación está ampliamente difundida en la literatura. Los grupos funcionales basados en alimentación se han relacionado con los niveles de nutrientes (Camargo *et al.*, 2004; Rader *et al.*, 1994); con el uso de suelo adyacente (Delong y Brusven, 1998; Allan, 2004; Compín y Céréghino, 2007) y con otras características ambientales particulares como el pH del agua, el flujo de agua o con periodos de inundación, entre otros factores (Faith, 1990; Heino, 2005; Feld y Hering, 2007).

Así, el estudio de los macroinvertebrados posee profundas implicaciones en diversos campos de la biología como la ecología, la evolución y el manejo de ecosistemas (Hunter, 2002). Los macroinvertebrados brindan una serie de ventajas teórico-prácticas que los hacen una comunidad biológica excelente para evaluar distintos aspectos de la calidad del ecosistema a través de un muestreo simple y relacionándolo con factores locales. A través de la evaluación de la riqueza, diversidad taxonómica y grupos funcionales de los macroinvertebrados se puede evaluar cómo los agentes de perturbación influyen tanto en la estructura de la comunidad como en su función, con la posibilidad de extrapolarlo a todo el ecosistema. Por otra parte, el desarrollo de índices biológicos con base en macroinvertebrados ha resultado de gran interés científico, pues constituyen un método eficiente de evaluación a contaminantes y son una excelente herramienta para el establecimiento de protocolos de biomonitoreo y manejo de ecosistemas (Mandaville, 2002; Klemm *et al.*, 2003; McComas, 2003).

Por lo tanto, debido a la situación ecológica y a la relevancia que posee Xochimilco, resulta fundamental la evaluación del estado actual de este humedal a través de distintos grupos biológicos que sean buenos indicadores de las repercusiones de las actividades antropogénicas sobre el ecosistema, de fácil identificación y con una amplia gama de respuestas a los mismos estímulos. Con ello el establecimiento los índices de monitoreo basados en organismos aportarán información útil sobre el ecosistema para el correcto desarrollo de políticas públicas y la valoración del éxito de dichas acciones.

HIPÓTESIS

Si el uso de suelo influye sobre la calidad del agua y esto se ve reflejado en la diversidad de especies y organización trófica de las comunidades bióticas, entonces el ecosistema de Xochimilco presentará una variación en la diversidad y estructura trófica de los macroinvertebrados acuáticos en cada zona diferenciada por el uso de suelo.

OBJETIVOS

General

- Determinar la correlación existente entre el uso de suelo con la diversidad taxonómica y funcional de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos de Xochimilco.

Particulares

- Determinar la biomasa, densidad, riqueza y diversidad de la comunidad de macroinvertebrados con base en las zonas propuestas.
- Calcular un índice de integridad biótica de cada una de las zonas de Xochimilco para su comparación.
- Evaluar la relación existente entre los parámetros biológicos con los parámetros fisicoquímicos del sistema.
- Determinar si existen diferencias en la organización trófica de las comunidades de macroinvertebrados de cada una de las zonas de uso de suelo.
- Determinar la relación de la vegetación acuática con la diversidad taxonómica y funcional de la comunidad de macroinvertebrados de Xochimilco.
- Definir la similitudes estructurales y funcionales de las comunidades biológicas de las zonas y la relación existente entre las zonas de Xochimilco con base en los parámetros biológicos

ZONA DE ESTUDIO

La zona lacustre de Xochimilco se encuentra ubicada al centro de la República Mexicana, perteneciendo políticamente a la Delegación Xochimilco, en la zona sur del Distrito Federal. La Delegación se encuentra ubicada dentro de las coordenadas extremas: 19°19' y 19°09' de latitud norte, y 99°00' y 99°09' de longitud oeste (INEGI, 2007).

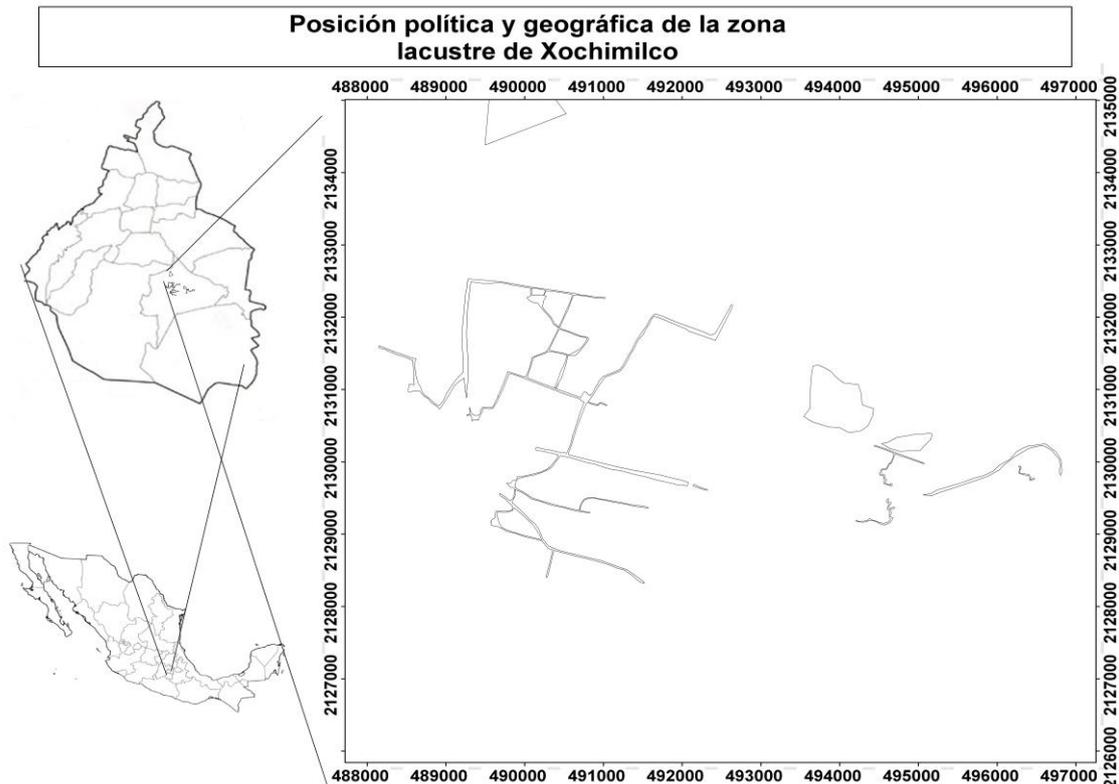


Figura 1. Posición política y geográfica de la zona lacustre de Xochimilco. Las líneas representan la zona que ha sido aumentada.

La Delegación Xochimilco se encuentra dentro del denominado eje Neovolcánico Transversal a una altura promedio de 2240 msnm. El clima se clasifica como C (w1) (w) de acuerdo a la clasificación de Köppen modificada por García (1973). Dicha clasificación describe al clima como templado subhúmedo con lluvias principalmente en verano. Se presenta una temperatura media anual de 15.9° C con un intervalo de entre 700 y 900 mm de precipitación anual con presencia esporádica de heladas invernales (Ezcurra *et al.*, 2006; INEGI, 2007).

Hidrológicamente, el humedal pertenece a la cuenca río Moctezuma dentro de la Región del Pánuco (Aranda Sánchez, 2004; INEGI, 2007). Históricamente, se localizaba un gran sistema formado por cinco grandes lagos que se encontraban

interconectados. Los cinco lagos eran de norte a sur: Zumpango, Xaltocan, Texcoco, Xochimilco y Chalco. Estos lagos variaban en extensión y profundidad de acuerdo a las estaciones aunque no pasaban los 5 metros de profundidad (Valek, 2000). El sistema lacustre era provisto de agua mediante 45 ríos (Legorreta, 2009), de los cuales destacaban los ríos Cuautitlán, Tepotzotlán y el río Magdalena y alrededor de 10 manantiales de agua dulce que existían en la región de Chalco-Xochimilco (Santoyo Villa et al., 2005).

Posterior a la conquista, y a lo largo de la historia, se realizaron una serie de proyectos que tenían como objetivos principales la desecación de los cuerpos de agua de la cuenca y el suministro de agua para uso doméstico de la creciente ciudad (García y de la Lanza, 2002; CONACULTA, 2012). Dichos proyectos condujeron a serias modificaciones en la hidrología de la cuenca afectando de manera notable la extensión de las zonas inundadas. En la actualidad, sólo quedan tres pequeños cuerpos de agua pertenecientes a los humedales de Zumpango, Chalco y Xochimilco, (Legorreta, 2009) siendo este último el de mayor extensión (Bojórquez y Villa, 1997). Los afluentes naturales que abastecían a Xochimilco han desaparecido y en la actualidad el lago depende prácticamente de la alimentación artificial a través del suministro de aguas tratadas provenientes de las plantas de tratamiento del Cerro de la Estrella, San Luis y San Lorenzo, además del aporte de los escurrimientos procedentes de la Sierra Ajusco-Cuautzin (Aranda Sanchez, 2004; Aguilar *et al*, 2006).

A pesar de los cambios drásticos, el lago conserva, en esencia, la arquitectura paisajística que se presentaba en la época prehispánica. Los xochimilcas y posteriormente los aztecas, transformaron el lago en una serie de canales y pequeños lagos interconectados delimitados mediante montículos de tierra para agricultura denominados chinampas que se conservan en la actualidad (Armillas, 1971; CONACULTA, 2012). Sin embargo en la zona han ocurrido fuertes presiones antropogénicas que ha llevado a usos distintos de las chinampas, más allá de su tradición agrícola. Estos distintos usos han seguido ciertos patrones socioculturales que se ven reflejados en una zonificación de los distintos usos de suelo. Así, se pueden definir cuatro grandes zonas dentro del lago de Xochimilco de acuerdo con el uso principal actual de las chinampas (Zambrano *et al.*, 2009): 1) Chinampera, donde aún se lleva a cabo la agricultura de forma tradicional como actividad principal; 2) Urbana, con

uso principalmente de tipo vivienda; 3) Turístico, con uso urbano donde las principales actividades son las relacionadas al sector turístico; y 4) Mixta, en la cual hay una proporción similar entre tierras agrícolas y urbanas. Junto al lago de Xochimilco, existen tres zonas que pertenecen a otros pueblos o ejidos: San Gregorio Atlapulco, San Luis Tlaxialtémaco y la región de humedal perteneciente al ejido de San Gregorio. La región de San Gregorio tiene un uso de suelo primordialmente chinampero tradicional con cultivo a cielo abierto y tierras de uso pecuario. Por otra parte, San Luis también es una región cuya actividad principal es la producción agrícola aunque la técnica tradicional chinampera ha sido substituida por la producción tecnificada a través de invernaderos y presenta una fuerte urbanización asociada con los mismos (Merlín-Uribe *et al.*, 2013). Por último, los humedales constan de una extensa región de inundación, dentro de la que se encuentran dos cuerpos de agua permanentes; esta región se encuentra rodeada de suelo de conservación y suelo de uso pecuario.

A pesar de las condiciones adversas antes descritas, Xochimilco sigue albergando una importante biodiversidad, por lo que cuenta con estatus de Área Natural Protegida (D.O.F., 1992) y de sitio de importancia RAMSAR (Aranda Sanchez, 2004). La flora acuática se compone actualmente de alrededor de 67 especies (Novelo y Gallegos, 1988). Dentro de éstas sobresalen las nativas *Nymphaea mexicana*, *Typha latifolia*, *Schoenoplectus tabernaemontani*, *Lemna valdiviana*, *Wolffiella lingulata*, *Ranunculus cymbalaria* y la exótica *Eichhornia crassipes* (Lot *et al.*, 2004). En cuanto a fauna, Xochimilco alberga alrededor de 140 especies dentro de las cuales destaca el axolote (*Ambystoma mexicanum*), varias especies de aves migratorias e invertebrados endémicos como el acocil *Cambarellus montezumae* (Zambrano *et al.*, 2009). Dentro de las especies exóticas sobresalen por su abundancia y los efectos negativos al ambiente, la tilapia (*Oreochromis niloticus*) y la carpa (*Cyprinus carpio*) (Zambrano *et al.*, 2010b).

MÉTODOS

Se realizaron dos muestreos de campo. El primero se llevó a cabo entre los meses de agosto y noviembre de 2011, comprendiendo el final del ciclo de lluvias, y el segundo entre los meses de abril y mayo de 2012, correspondiente a la época de secas. Se hizo un muestreo total de 99 puntos, 46 correspondientes a la temporada de lluvias y 53 a la temporada de secas (Figura 2).

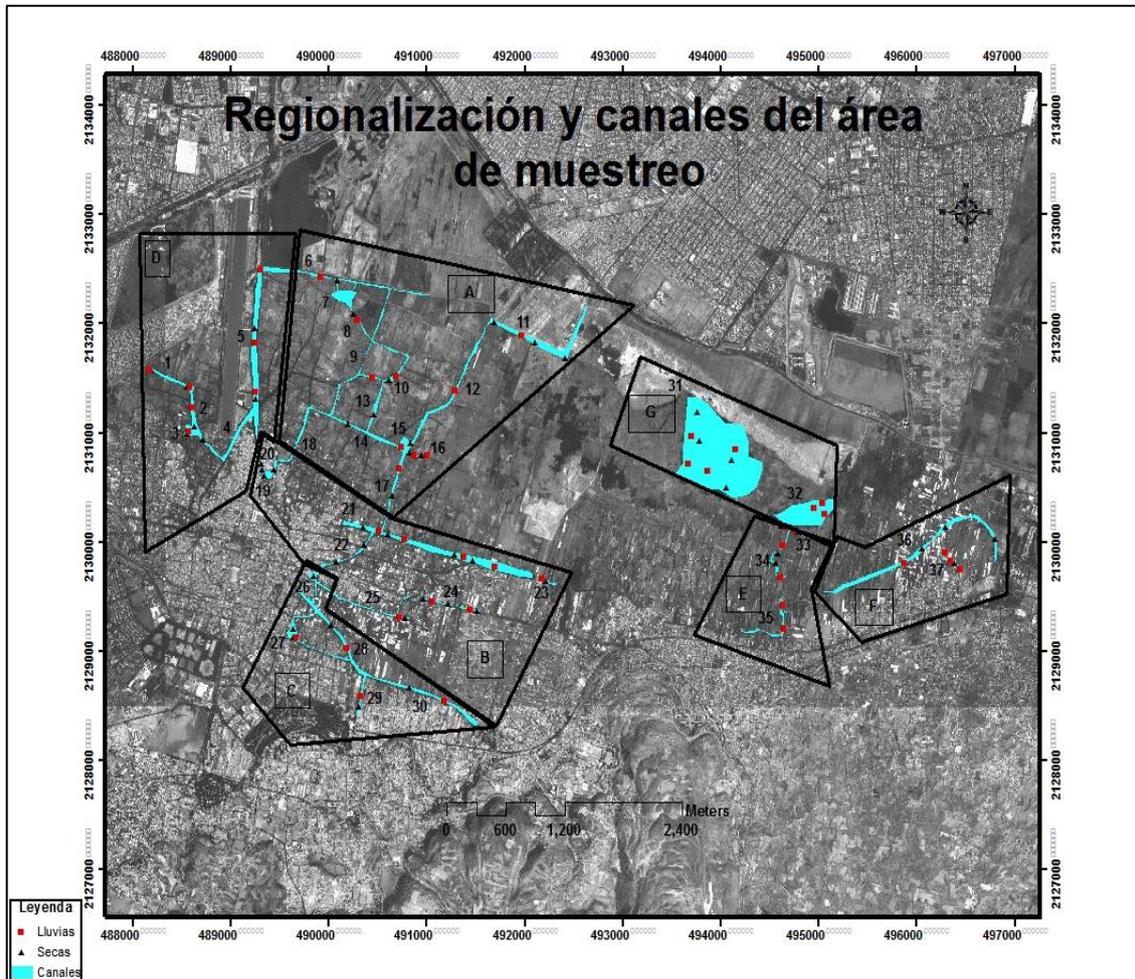


Figura 2. Zonificación de Xochimilco y puntos de muestreo. Zonas: A.- Chinampera; B.- Urbana; C.- Turística; D.- Mixta; E.-San Gregorio; F.- San Luis; G.- Humedales.- Canales: 1.- Amelaco; 2.- Toltenco; 3.- Laguna (Lag.) del Toro; 4.- Canal (C.) Nacional; 5.- Cuemanco; 6.- El Bordo; 7.- Lag. Tlilac; 8.- C. de Tlilac; 9.- C. de Almoloya; 10.- Lag. de la Virgen; 11.- Japón; 12.- Paso del Águila; 13.- C. de la Virgen; 14.- Ampampilco; 15.- Lag. Tezhuilo; 16.- Santa Ana; 17.- C. Tezhuilo; 18.- Coxtepexpan; 19.- Lag. San Diego; 20.- Lag. Seminario; 21.- Apatlaco; 22.- San Esteban; 23.- Urrutia; 24.- Nuevo León; 25.- Achicalco; 26.- Lag. Caltongo; 27.-Lag. Xaltocan; 28.-C.Turístico; 29.-C. 27; 30.- Santa Ana; 31.-Humedal Grande; 32.- Humedal Chico; 33.- San Sebastian; 34.- C. de Caltongo; 35.- Zacapa; 36.- C. de Chalco; 37.- C. 300.

El número de puntos y los canales de muestreo fueron seleccionados previamente tomando en cuenta las zonas propuestas por Zambrano *et al.*(2009) añadiendo las zonas de Humedal y San Luis como independientes (Figura 2). La localización geográfica del punto fue determinada *in situ* de manera dirigida hacia la presencia de vegetación acuática. Se intentó, en la medida de lo posible, tomar muestras de todos los tipos de vegetación acuática dominantes presentes en cada zona.

Los parámetros limnológicos básicos que se tomaron en cada punto fueron: pH, oxígeno disuelto en concentración y porcentaje, salinidad, conductividad eléctrica, temperatura, potencial óxido reducción (ORP) y sólidos disueltos totales. Estos parámetros fueron registrados mediante una sonda multiparamétrica de la marca Hanna (modelo HI 9828. Cluj, Rumania).

Además, se midió la profundidad total y la transparencia del agua por medio de un disco de Secchi. Se sacó un porcentaje de transparencia al restar la profundidad total menos la profundidad del disco de Secchi. En el laboratorio, se determinó la longitud y la anchura del canal a través del programa ArcGIS 9.3, con base en una fotografía aérea tomada del servidor del INEGI (2012).

La caracterización biótica se basó en la estructura de la vegetación acuática presente. Las especies de plantas fueron identificadas en campo hasta el nivel más detallado posible con base en Lot *et al.* (2004). En cada punto se registró la especie que presentaba una mayor abundancia aparente y se contabilizó el número de especies presentes. Para un mejor manejo e interpretación de los datos, la vegetación fue englobada en los siguientes grupos: 1) Nymphaeaceae, donde se incluyen todas las especies de tipo enraizada de hojas flotantes (*Nymphaea* spp., *Nymphoides* spp., *Marsilea* spp., *Potamogeton* spp.); 2) Poales, se incluyen tulares (*Typha domingensis* y *T. latifolia*) y zhacaltules (*Schoenoplectus americanus* y *S. tabernaemontani*); 3) *Eichhornia*, incluye al lirio (*Eichhornia crassipes*) y a la orejilla (*Hydromystria laevigata*); 4) Lemnaceae, se incluyen a todas las especies de los géneros *Lemna*, *Wolffia* y *Spirodela* que se distribuyen en la zona; 5) *Hydrocotyle*, se incluye al comúnmente llamado paragüitas (*Hydrocotyle ranunculoides* y *H. verticillata*); 6) *Polygonum*, se incluyen a las especies conocidas como chilillo o achilillo (*Polygonum* spp); 7) *Myriophyllum*, incluye a la especie *Myriophyllum aquaticum*; 8) Elodea, sólo

incluye a la especie *Egeria densa*; y 9) Sin vegetación, se consideró un grupo donde no se presentaba vegetación acuática o dominaban gramináceas que provenían de las orillas.

En cada punto, los macroinvertebrados fueron recolectados a través de una red de barrido (*sweep net*) tipo triángulo con luz de malla de 500 μm y de 3.4 litros de capacidad. Cada muestreo se realizó con un esfuerzo estandarizado de 10x3 (10 redadas con 3 esfuerzos por redada) con la finalidad de obtener una muestra representativa y comparable. Se tomó en cuenta como redada el movimiento completo de la extensión de los brazos de atrás hacia adelante. De los diez esfuerzos por punto, tres esfuerzos se realizaron raspando las orillas de las paredes del canal con dirección fondo-superficie; cuatro esfuerzos subacuáticos golpeando raíces y partes inundadas de la vegetación a diferentes profundidades; y tres esfuerzos superficiales, recorriendo la superficie del agua y/o golpeando las partes aéreas de la vegetación que se encontraban cercanas a la superficie del agua. Los invertebrados colectados fueron limpiados y colocados en una solución de etanol al 70% para su transportación, almacenamiento y posterior determinación taxonómica en el laboratorio.

En el laboratorio, los ejemplares fueron identificados al nivel más bajo posible con la ayuda de un microscopio estereoscópico. La mayoría de los ejemplares de la clase Insecta fueron identificados con las claves dadas en Merritt *et al.*(2008) a excepción de los efemerópteros y de las larvas de dípteros del suborden Nematocera para los cuales fueron utilizadas claves nacionales (Ibáñez-Bernal y Martínez-Campos, 1994; McCaferry *et al.*, 1997) .

Los crustáceos fueron identificados a nivel de género. De acuerdo con estudios previos se sabe que en Xochimilco se presentan únicamente tres familias de crustáceos bentónicos, las cuales han sido reportadas como monogenéricas en la zona (Santacruz Barrera, 2011). Por lo tanto, no fue requerida ninguna clave para su identificación al ser claramente diferenciables. Un caso similar fue el de los moluscos, los cuales, de acuerdo con estudios previos, sólo se encuentran cuatro familias de gasterópodos en la zona de las cuales dos de ellas se marcan como extintas (Contreras, 1930). Por último, los anélidos (Hirudinea) fueron identificados por el personal del Laboratorio de Helmintos

del Instituto de Biología de la UNAM. Una vez que los organismos fueron identificados, los organismos se contabilizaron y se pesaron en húmedo.

ANÁLISIS DE DATOS

El análisis de los datos se llevó a cabo a diferentes escalas: a escala del sistema y a escala zonal. Aunado a esto se realizaron análisis con base en los tipos de vegetación sin tomar en cuenta las zonas.

Para cada punto de muestreo fueron calculados los siguientes parámetros: densidad, biomasa, riqueza específica, diversidad, porcentaje de dípteros (%Dip), porcentaje de predadores (%Dpr) y un Índice biótico de familias modificado (IBFM).

La densidad fue tomada como el producto de la división del número total de organismos entre el volumen total de volumen filtrado (34.6 litros por punto) y se representa como organismos/litro (org/l). Al igual que la densidad, la biomasa se tomó como el producto de la división del peso húmedo total de los organismos entre el total de volumen filtrado y se representa como miligramos/litro (mg/l).

Riqueza específica. La riqueza específica se calculó contabilizando el número total de grupos presentes en el punto.

La diversidad fue calculada a través del índice de dominancia de Simpson. El índice de Simpson ha sido descrito como uno de los mejores índices para describir la diversidad en sistemas acuáticos por encima de otros índices típicos como el de Shannon, pues su valor biológico es mucho mayor al incluir las abundancias relativa de las especies (Washington, 1984). El índice de Simpson representa la probabilidad de que dos organismos muestreados pertenezcan a la misma especie (Moreno, 2001) y se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$\lambda = \sum p_i^2$$

Donde:

p_i = Abundancia proporcional de la especie i , es decir, la proporción que representa el número de organismos de la especie i entre el número total de organismos. Al ser la dominancia una medida contraria a la diversidad, la diversidad se calculó mediante $1-\lambda$.

Porcentaje de díptera (%Dip). Porcentaje del total de organismos que fueron clasificados dentro del orden Díptera excluyendo a los individuos de la familia Chironomidae (Mandaville, 2002). Este índice puede ser buen indicador de contaminación pues la mayoría de los dípteros son tolerantes a condiciones ambientales adversas (Arimoro et al., 2007).

Porcentaje de depredadores (%Dpr) Porcentaje de organismos que presentan la depredación como estrategia alimenticia. Dentro de los posibles índices basados en la ecología funcional de los macroinvertebrados se ha visto que el porcentaje de depredadores es uno de los más exitosos (Rawer-Jost *et al.*, 2000), pues los depredadores son mucho más sensibles a la fragmentación que sus presas (Hunter, 2002).

Índice biótico de familias modificado (IBFM). El índice biótico de familias fue originalmente desarrollado por Hilsenhoff (1988) para sumar en un sólo valor el grado de tolerancia de las especies a los contaminantes. En el IBFM se utilizan los valores promedio de tolerancia de las especies del género o familia. Los organismos toman valores de tolerancia de 0 a 10 siendo 0 nada tolerante y 10 muy tolerante. El IBFM fue un índice desarrollado en Estados Unidos y es uno de los índices más sensibles a la detección de contaminación orgánica siendo ampliamente utilizado por la agencia ambiental estadounidense (USEPA) (Barbour *et al.*, 1996; Bode *et al.*, 1996). Los valores de tolerancia se asignaron de acuerdo con Merritt *et al.*, (2008) para los insectos y de acuerdo con Mandaville (2002) para los no insectos, y pueden ser consultados en el Anexo I. El IBFM se calcula a partir de la siguiente ecuación:

$$IBFM = \frac{\sum x_i t_i}{n}$$

Donde:

x_i = Número de individuos dentro de un taxón (familia o género)

t_i = Valor de tolerancia del taxón

n = número total de organismos de la muestra

El índice toma valores que van del 0 al 10 en rangos que se interpretan como un continuo del grado de contaminación orgánica. Los intervalos de valores del índice biótico y sus respectivas interpretaciones pueden ser vistos en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Valores del índice biótico de familias modificado y su interpretación (basado en Mandaville, 2002).

Valor del Índice Biótico	Calidad del agua	Grado de contaminación orgánica
0.00-3.50	Excelente	Sin contaminación orgánica aparente
3.51-4.50	Muy buena	Posible contaminación orgánica
4.51-5.50	Buena	Contaminación orgánica mínima
5.51-6.50	Regular	Contaminación orgánica moderada
6.51-7.50	Moderadamente pobre	Contaminación orgánica significativa
7.51-8.50	Pobre	Contaminación orgánica muy significativa
8.51-10.00	Muy pobre	Contaminación orgánica severa

El IBFM se calculó a partir de la suma de todos los organismos de cada zona y no con base en los puntos de muestreo con la finalidad de evaluar si existe una diferencia entre las comunidades de las distintas zonas así como entre los distintos tipos de vegetación dominante. Las comparaciones se hicieron separando ambas temporadas de muestreo.

Riqueza de Especies (Rarefacción)

La riqueza taxonómica es la cantidad de taxones presentes en un área determinada. La rarefacción es un método estadístico que permite hacer comparaciones de riqueza entre muestras que han tenido un esfuerzo de muestreo diferente (Moreno, 2001). La rarefacción presenta los siguientes supuestos (Magurran, 2004): las muestras deben ser tomadas mediante el mismo método; las comunidades no pueden ser intrínsecamente distintas, es decir pertenecer a zonas biogeográficas distintas; los individuos han sido muestreados al azar; las zonas a estudiar no deben tener marcadas diferencias en abundancias de individuos.

La riqueza se estimó a partir de rarefacción mediante la función analítica de Mao Tao propuesta por Colwell *et al.* (2005) mediante el programa EstimateS 8.2. La medición de riqueza a través Mao Tao está basada en el número de muestras (o esfuerzo de muestreo) realizado y el número de organismos de cada una de las especies presentes en cada uno de los puntos. A diferencia de la mayoría de los métodos convencionales, Mao Tao permite la comparación estadística entre las muestras al ofrecer intervalos de confianza del 95% y desviación estándar (Magurran, 2004). Se realizaron curvas con base en las zonas y con base en la vegetación dominante. El análisis de Mao Tao se realizó con base en la suma de los datos de ambas temporadas.

Análisis de Grupos Funcionales

Para el análisis de grupos funcionales, se clasificó a cada taxón de acuerdo con el grupo funcional perteneciente. La clasificación se realizó con base en datos bibliográficos de cada género o familia.

Las estrategias alimenticias que fueron utilizadas fueron las propuestas por Merritt *et al.* (2008):

- **Trituradores (Tri):** son organismos herbívoros que se alimentan a través de la desintegración de plantas acuáticas, tejido vascular vegetal en descomposición y/o madera. Presentan aparatos bucales adaptados para masticar o minar macrófitas o materia orgánica particulada ($>10\mu\text{m}$).
- **Colectores:** organismos que se alimentan principalmente de materia orgánica particulada de pequeño tamaño ($<10\mu\text{m}$) en descomposición y cuya superficie se encuentra colonizada por microorganismos. Este grupo puede separarse en dos subgrupos de acuerdo con la estrategia de alimentación y con el tamaño de las

particular ingeridas en: a) **Filtradores (C-F)**. Se alimentan de las partículas finas que se encuentran suspendidas en la columna de agua. b) **Recolectores (C-R)**. Los recolectores se alimentan de las particular finas de detritus que han sido depositadas en el sedimento u otras superficies (Por ejemplo, vegetación o rocas). A pesar de que existe la separación de estrategias, ésta es imperfecta, pues algunos organismos presentan migración entre el sedimento y la columna o viceversa, además de que se presenta cierta plasticidad de estrategias alimenticias como respuesta a cambios locales.

- **Raspadores (Ras)**: Se incluyen macroinvertebrados con las adaptaciones morfológicas y conductuales para el forrajeo de alimentos adheridos a superficies, perifiton en particular.
- **Perforadores de macrófitas (Per)**: Su nutrición se basa en macrófitas o macroalgas a través de la succión de fluidos vegetales.
- **Depredadores (Dpr)**: En esta categoría se incluyen todos los macroinvertebrados que se encuentran adaptados específicamente para la captura de presas animales vivas, ya sea que se engullan completas, partes de ellas o a través de la succión de fluidos de las mismas.
- **Parásitos (Par)**: Organismos que se alimentan de los fluidos de otros animales sin matar a su hospedero.

La estrategia fue determinada de acuerdo con Merritt *et al.* (2008) para los insectos y con Mandaville (2002) para los no insectos. Ambos se pueden consultar en el Anexo I.

Análisis de agrupación (Cluster)

Para conocer las similitudes estructurales y funcionales de las comunidades biológicas de las zonas, se llevó a cabo un análisis de agrupamiento (cluster) mediante el software Statistica 7. Se incluyeron como variables: densidad, biomasa, diversidad de Simpson, riqueza específica, %Dpr e IBFM de ambas temporadas. Se utilizó 1-Pearson r como distancia de agrupamiento.

Análisis Multivariados

Para buscar similitudes y diferencias entre las distintas variables se realizó un análisis de componentes principales (ACP) en el programa estadístico XLSTAT. El ACP es un método estadístico con el cual se identifican patrones en datos haciendo sobresalir las similitudes y las diferencias entre el comportamiento de las variables (Smith, 2002). Este análisis fue utilizado para reducir variables que presentaban comportamientos similares y que por lo tanto explican la varianza de la misma forma. En este análisis únicamente se introdujeron variables fisicoquímicas.

Una vez reducidas las variables se corrió un análisis de correspondencias canónicas (ACC) con 500 permutaciones de Monte Carlo. El ACC es un análisis multivariado donde se dilucidan los efectos que poseen las variables ambientales sobre las comunidades biológicas (Braak y Verdonschot, 1995). Se utilizaron las siguientes variables: pH, anchura del canal, conductividad, profundidad, transparencia, temperatura y oxígeno (mg/l); de manera categórica: las zonas y vegetación dominante. Las variables de respuestas fueron: densidad, biomasa, diversidad de Simpson, IBFM, %Dip y %Dpr.

Análisis espacial

Con los valores anteriormente descritos para todos los puntos de cada una de las temporadas, se procedió a realizar una serie de interpolaciones por temporada para cada una de las siguientes variables: biomasa, diversidad de Simpson, %Dpr e Índice Biótico de Familias Modificado (IBFM).

Las interpolaciones son métodos geoestadísticos para describir la continuidad espacial de cualquier fenómeno natural prediciendo valores faltantes en el espacio entre dos puntos de valor conocido (Wagner y Fortin, 2005). Dentro de los distintos métodos para realizar interpolaciones, uno de los más utilizados es el inverso de la distancia (conocido como IDW, *Inverse Distance Weighting*). Dicho método se recomienda en casos en los que los sitios muestreados son menos de 80 y/o se encuentran en un arreglo espacial no homogéneo (Kravchenko, 2003; Villatoro *et al.*, 2008). El IDW se basa en la siguiente función:

$$Z' = \frac{\sum_{i=1}^n (1/d^p Z_i)}{\sum_{i=1}^n (1/d^p)}$$

Donde:

Z' =Valor estimado

Z =Valor del punto vecino

n =Número de vecinos (cantidad de puntos que son tomados en cuenta para el cálculo de Z' y puede ser fijo o variable)

d =Distancia existente entre un dato y el punto a ser interpolado (puede ser limitada o no)

p =Poder. Algoritmo que define la influencia de los puntos sobre el punto a predecir siendo una ecuación cuadrática el valor más utilizado

Las interpolaciones se realizaron a través del programa ArcGis 9.3 con un poder cuadrático de 2, con 6 como número de vecinos y una distancia de predicción no limitada. Para delimitar la interpolación únicamente a la parte acuática, un polígono de los canales fue generado para ser utilizado como máscara en los análisis. El polígono fue creado con base en una fotografía satelital tomada a partir del servidor del INEGI (2012).

Una vez obtenidos los mapas de las interpolaciones, cada mapa fue reclasificado en categorías. Los mapas de biomasa fueron recategorizados manualmente en tres categorías: menor a 10 mg/l; de 10.1 a 50 mg/l; y mayor a 50.1 mg/l. La diversidad fue reclasificada en baja, media y alta. Para esta reclasificación se utilizó el método de quiebres naturales (*natural breaks*), el cual divide a la muestra tomando en cuenta las divisiones naturales de la distribución de los datos. El %Dpr fue reclasificado manualmente en cuatro categorías: de 0 a 15%; de 15 a 30%; de 30 a 60%; y mayor al 60%. Por último, los datos interpolados del IBFM fueron reclasificados de acuerdo a las categorías establecidas para el índice (Tabla 1): Buena (4.51-5.5), Regular (5.51-6.5), Moderadamente Pobre (6.51-7.5), Pobre (7.51-8.5) y Muy Pobre (8.51-10).

Los mapas reclasificados fueron multiplicados en la calculadora de rasters para obtener un mapa donde se resaltarán los sitios que cumplieran las siguientes características hipotéticas: Biomasa mayor a 10 mg/l, diversidad de media a alta, %Dpr mayor al 30% y un índice de contaminación orgánica entre bueno y

moderadamente pobre (Valores de 4.5 a 7.5). Los valores de porcentaje de depredadores y de biomasa fueron sugeridos a partir de la suposición de que son los mínimos necesarios para el soporte de depredadores de mayor tamaño.

RESULTADOS

Xochimilco es un humedal con aguas templadas ($\bar{x}=20.2$ °C), de poca profundidad ($\bar{x}= 90.7$ cm), alcalino ($\bar{x}=8.2$ pH), turbio ($\bar{x}=32.7\%$ transparencia), pobremente oxigenado ($\bar{x}= 4.3$ mg/l) y con alta conductividad ($\bar{x}=1239.9$ $\mu\text{S/cm}$) y alta concentración de sólidos disueltos ($\bar{x}=0.69$ ppt) Este humedal presenta diferencias fisicoquímicas bien marcadas entre ambas temporadas en todos los parámetros fisicoquímicos, exceptuando la profundidad que se mantiene casi constante (Cuadro 2).

Cuadro 2. Diferencias de la prueba de U-Mann-Whitney de los parámetros fisicoquímicos entre ambas temporadas. Las diferencias significativas se encuentran marcadas con un asterisco (*)

Parámetro	Lluvias		Secas		Z	Significancia
	Media	DE	Media	DE		
Ph	7.8	0.5	8.4	0.6	4.27	p < .001*
Temperatura(°C)	19.6	3.4	20.8	2.5	-2.2	p < .025*
Conductividad($\mu\text{S/cm}$)	15442	538.2	1076.6	749.7	5.98	p < .001*
SDT (ppt)	0.8	0.5	0.5	0.3	5.83	p < .001*
Oxígeno (mg/l)	3.7	2.9	4.8	2.3	-2.1	p < .05*
Profundidad (cm)	92.6	64.3	89.1	58.9	-0.2	p > .05
Transparencia (%)	37.2	20.0	28.7	20.2	2.7	p < .025*

Se recolectó un total de 5931 macroinvertebrados pertenecientes a 28 familias, 12 órdenes, 4 clases y 3 fila, cuya clasificación se puede ver en el Anexo I. Del total de familias, nueve han sido reportadas como monogénicas o monoespecíficas para Xochimilco: Talitridae (*Hyalella azteca*), Erpobdellidae (*Erpobdella ochoterenai*), Cambaridae (*Cambarellus montezumae*), Asellidae, (*Caecidotea* spp.), Physidae (*Physa* spp.), Lymnaeidae (*Limnea* spp.) Chironomidae (*Chironomus* spp.), Coenagrionidae (*Ischnura denticollis*) y Glossiphoniidae (*Helobdella fusca*). Dos géneros fueron identificados de la familia Culicidae: *Culex* y *Culiseta*. Las familias Hydrophilidae y Dytiscidae pertenecientes al orden Coleoptera fueron identificadas hasta el nivel de género. Para la familia Hydrophilidae se encontraron tres géneros: *Tropisternus*, *Paracymus* y *Enochrus*; mientras para la familia Dytiscidae se presentaron los géneros: *Rhantus*, *Thermonectus*, *Laccophilus* y *Cybister*. Las 14 familias restantes no fueron identificadas a niveles inferiores.

En promedio, Xochimilco presenta una densidad de macroinvertebrados de 1.82 org/l y una biomasa de 30.09 mg/l. El valor promedio del índice biótico de familias modificado (IBFM) del sistema fue de 7.76, con una interpretación de calidad de agua pobre y contaminación orgánica muy significativa. El valor de IBFM, al igual que la mayoría de las demás variables bióticas, no cambió significativamente entre ambas temporadas (Cuadro 3).

Cuadro 3. Diferencias de la prueba de U-Mann-Whitney de las variables bióticas entre ambas temporadas. Las diferencias significativas se encuentran marcadas con un asterisco (*).

Variable	Lluvias		Secas		Z	Significancia
	Media	DE	Media	DE		
R. Vegetal (No Sp)	2.2	1.1	1.6	0.6	2.7	p < .01*
Densidad (Org/l)	1.9	2.1	1.6	1.4	-0.2	p > .10
Biomasa (mg/l)	41.7	56.3	19.9	17.4	0.7	p > .10
Riqueza (No.Spp)	5.6	2.7	6.5	2.9	-1.5	p > .10
Diversidad (Simpson)	0.4	0.2	0.5	0.2	-1.7	p > .05
IBFM (Valor)	7.7	1.1	7.7	1.0	0.0	p > .10
Depredadores (%)	37.5	35.1	32.9	28.8	0.2	p > .10
Dípteros (%)	25.5	33.4	25.9	31.0	-1	p < .10

Zonificación y vegetación dominante

Las zonas San Gregorio, San Luis y Humedal presentan una menor riqueza de especies, mientras que las zonas Urbana y Mixta son las que presentan la mayor riqueza (Figura 3a). Por otra parte, las zonas Turística, Urbana y Mixta pueden seguir acumulando especies con un mayor esfuerzo de muestreo en contraste con las zonas: Chinampera, San Gregorio, San Luis y Humedal en las que aparentemente, la riqueza total fue colectada. Sin embargo, debido a la alta varianza de los datos, la rarefacción de Mao Tao no presentó diferencias significativas de riqueza entre las distintas zonas (Figura 3a).

Un caso similar sucede con la riqueza si es vista a nivel de vegetación dominante (Figura 3b). En la rarefacción de Mao Tao para vegetación dominante se puede observar que ningún tipo de vegetación muestra diferencias significativas de riqueza de especies. Sin embargo, al igual que en la zonas, se muestran algunas tendencias. Los grupos Lemnaceae e Hydrocotyle tienden a ser vegetaciones que soportan un menor número de especies en contraparte con los grupos Polygonum y Nymphaeaceae que tienden a soportar más riqueza de especies. También se puede observar cómo los grupos Poales y Eichhornia presentan el mismo comportamiento, soportando el mismo número de especies y abundancias totales (Fig. 3b)

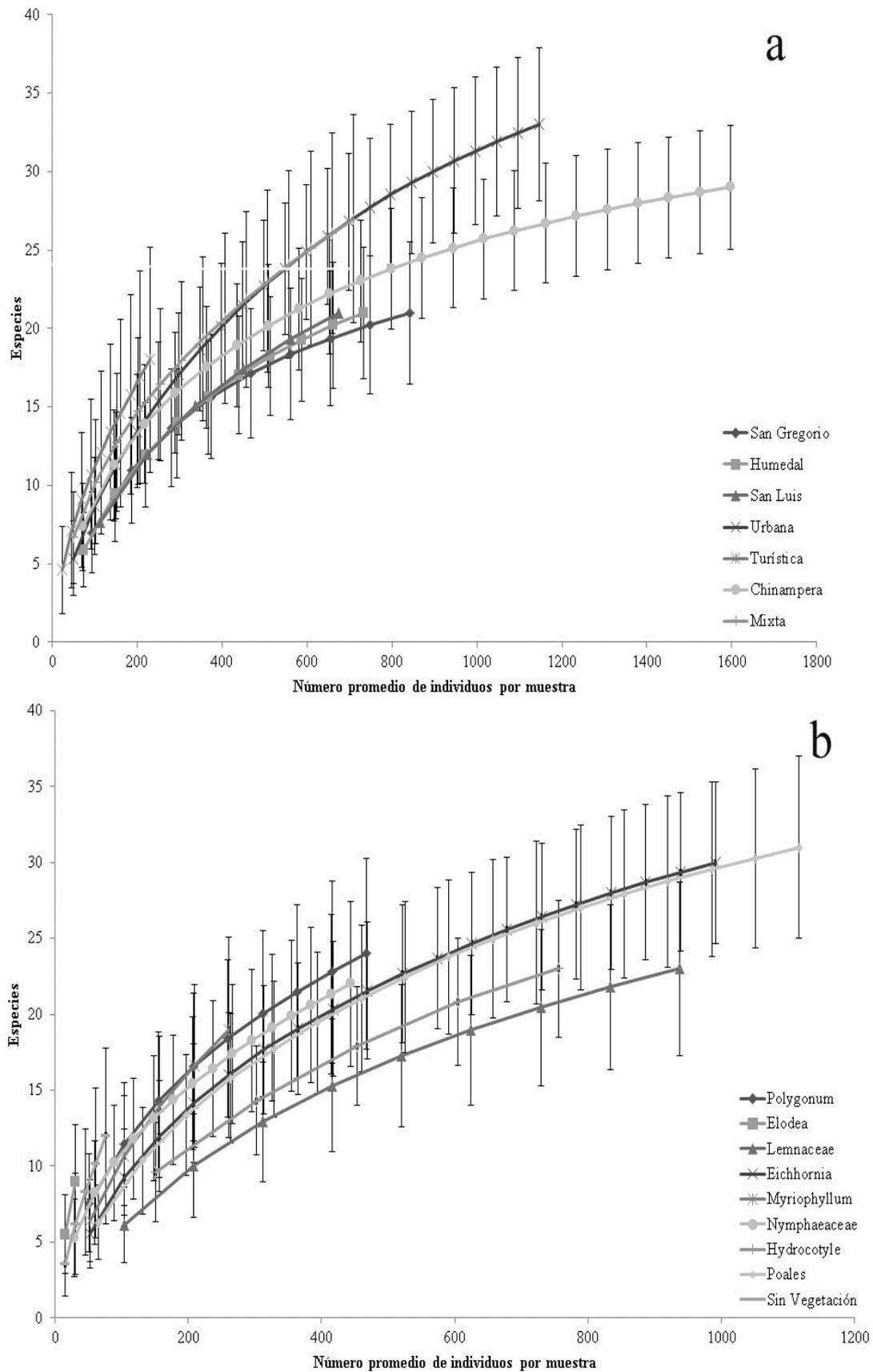


Figura. 3. Rarefacción de Mao Tao por especies de macroinvertebrados recolectados. a) por zona. b) por vegetación.

El índice que se utilizó como herramienta biótica de monitoreo de calidad de agua (IBFM) mostró que la calidad del sistema y contaminación orgánica se mantienen sin cambios de temporalidad en cada región (Cuadro 4). Las zonas Chinampera y Mixta presentan las mejores condiciones al tener un IBFM que marca una calidad de agua moderadamente pobre con una contaminación orgánica significativa. Por otra parte, las zonas Turística y Urbana presentaron las peores condiciones al tener una calidad de agua con un índice que marca una calidad de agua muy pobre y contaminación orgánica severa, en ambas temporadas. Las únicas zonas que presentaron un cambio de categoría de IBFM de una temporada a otra fueron las zonas Humedal y San Gregorio. La zona Humedal pasó de presentar una calidad de agua regular con contaminación orgánica moderada en la temporada de lluvias a presentar una calidad de agua pobre con contaminación orgánica significativa en la temporada de secas. Al contrario, la zona San Gregorio presentó una mejoría en las condiciones de IBFM en la temporada de secas (calidad de agua moderadamente pobre, contaminación orgánica significativa) con respecto a la de lluvias (calidad de agua pobre, contaminación orgánica muy significativa) (Cuadro 4).

Cuadro 4. Índice biótico de familias modificado (IBFM). Valores promedio por región y temporada.

Zona	IBFM Lluvias	IBFM Secas
Chinampera	7.0	7.0
Urbana	8.7	8.2
Turística	9.2	8.8
Mixta	6.9	7.5
Humedal	6.5	8.0
San Gregorio	7.8	6.7
San Luis	7.8	8.5
General	7.6	7.6

En cuanto al IBFM por vegetación el grupo Nymphaeaceae fue el que presentó un mejor valor entrando en la categoría de calidad de agua poco pobre y contaminación orgánica significativa (Cuadro 5). Los grupos de vegetación que presentaron un cambio de categoría de IBFM entre temporadas fueron: Poales, Polygonum, sin vegetación y Elodea. Los grupos Poales y Polygonum pasaron de presentar una calidad de agua pobre

con una contaminación orgánica muy significativa en la época de lluvias a una calidad de agua moderadamente pobre y una contaminación orgánica significativa en la época de secas. Por su parte, el grupo sin vegetación pasó de una calidad de agua muy pobre con contaminación orgánica severa en la época de lluvias a una calidad de agua pobre con contaminación orgánica muy significativa en época de secas. Por último, el grupo Elodea pasó de presentar una calidad de agua muy pobre con contaminación orgánica severa en la época de lluvias a una calidad moderadamente pobre con contaminación orgánica significativa en secas (Cuadro 5).

Cuadro 5. Valores del Índice Biótico de familias modificado (IBFM) por vegetación dominante y por temporada.

Vegetación dominante	IBFM Lluvias	IBFM Secas
Nymphaeaceae	7.4	7.2
Poales	8.3	7.0
Eichhornia	7.8	8.0
Lemnaceae	8.1	8.2
Hydrocotyle	8.0	8.1
Polygonum	8.0	7.3
Sin vegetación	8.7	7.6
Myriophyllum	No determinado	8.0
Elodea	9.2	7.3

Tanto en los parámetros bióticos, como en la estructura funcional de los macroinvertebrados medida a través de las estrategias de alimentación, no se presentaron cambios drásticos entre una temporada y otra. En ambas temporadas los organismos dominantes son aquellos que presentan una estrategia de alimentación de colector-recolector. Los colectores-recolectores dominan (con más del 50% de abundancia relativa) en todas las zonas y en ambas temporadas exceptuando en las zonas Mixta y Humedal durante la época de lluvias y en la zona Chinampera en la época de secas (Figura 4). Los depredadores se presentan en todas las zonas en ambas temporadas. En la época de lluvias los porcentajes más altos de depredadores se presentaron en las zonas Mixta (64%), Humedal (61.5%) y Chinampera (38.8%), mientras que los porcentajes más altos de la temporada de secas se presentaron en las

zonas Chinampera (57.35%), San Gregorio (46.38%) y Mixta (41.5%) (Figuras 4a y 4b). Los grupos funcionales restantes: colectores-filtradores, raspadores, trituradores, perforadores y parásitos representan un porcentaje muy bajo en la comunidad, pues en la mayoría de las zonas no alcanzaron juntos el 10% de la abundancia relativa. El grupo más representativo de estos cuatro fue el grupo de los raspadores (Figura 4). La única zona que presentó un porcentaje relevante de colectores-filtradores en ambas temporadas fue la zona Urbana con un 10% en lluvias y un 4.7% en secas; la zona Humedal presentó un alto porcentaje de colectores-filtradores en la época de lluvias (11%), mientras que en las demás zonas se mantuvieron por debajo del 1% (Figura 4).

Los colectores-recolectores dominan, con más del 50% de la abundancia relativa, prácticamente todos los tipos de vegetación en ambas temporadas (Figura 5). Las únicas excepciones son los grupos de Nymphaeaceae tanto en la época de lluvias (42.2%) como en la época de secas (31.2%) y el grupo Sin vegetación en época de lluvias (27.86%). Los depredadores se ven favorecidos por el grupo Nymphaeaceae donde dominan en ambas temporadas con un 51.72% en la época de lluvias y un 66.8% en secas. Aun cuando los depredadores se encuentran en todos los grupos de vegetación, se presentan en abundancias bajas en los grupos Lemnaceae en lluvias (3.58%) y secas (6.45%) e Hydrocotyle en lluvias (4.73%). La abundancia de depredadores fue mayor en la época de secas con respecto a la época de lluvias. Los grupos funcionales restantes: colectores-filtradores, raspadores, trituradores, perforadores, y parásitos representan un porcentaje muy bajo en la comunidad siendo el grupo de raspadores el tercer grupo dominante que sin embargo, no sobrepasó el 10% de representantes (Figura 5).

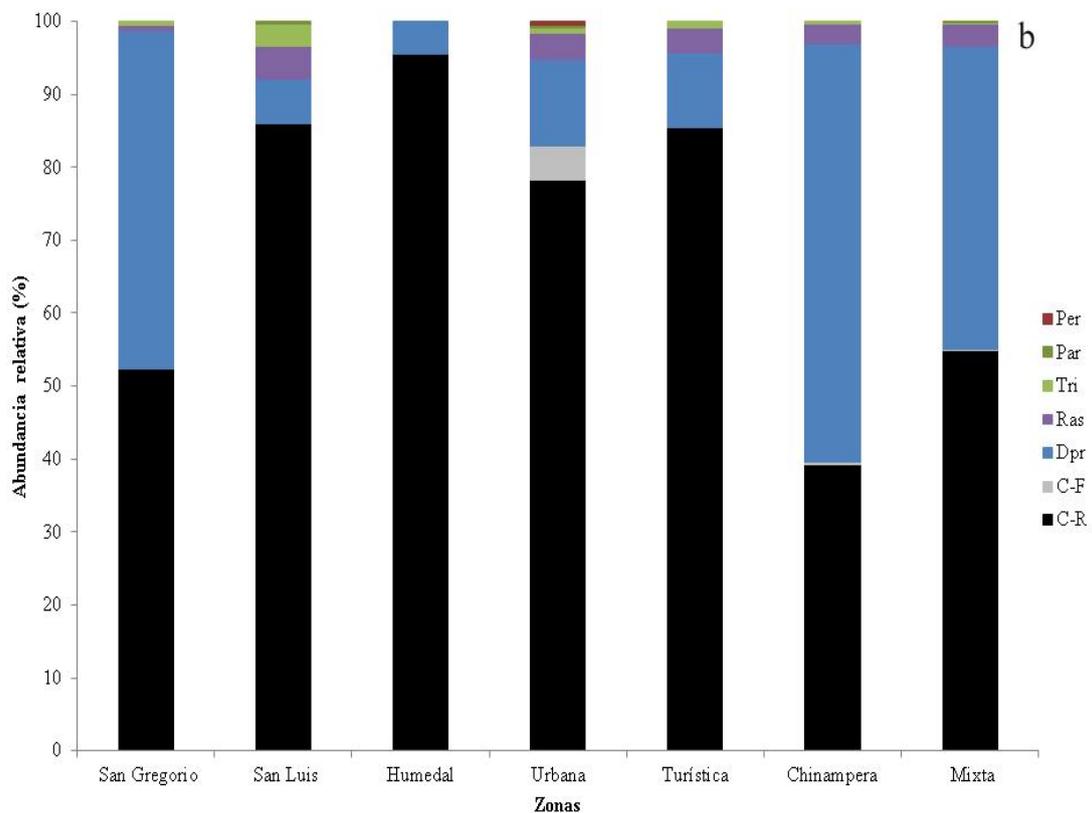
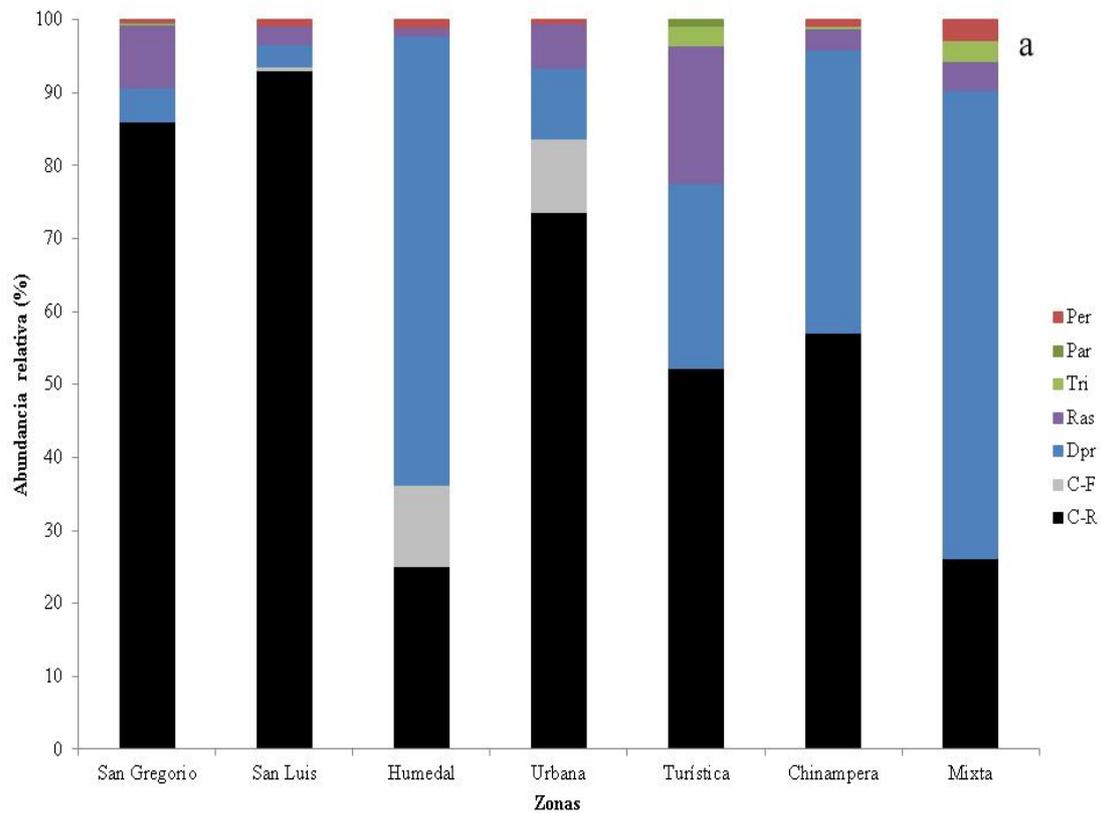


Figura 4. Abundancia relativa de grupos funcionales en cada región en ambas temporadas. a) Lluvias. b) Secas. Grupos funcionales: C-R: colectores-recolectores; C-F: colectores- filtradores; Dpr: depredadores; Ras: raspadores; Tri: trituradores, Par: parásito; Per: perforadores.

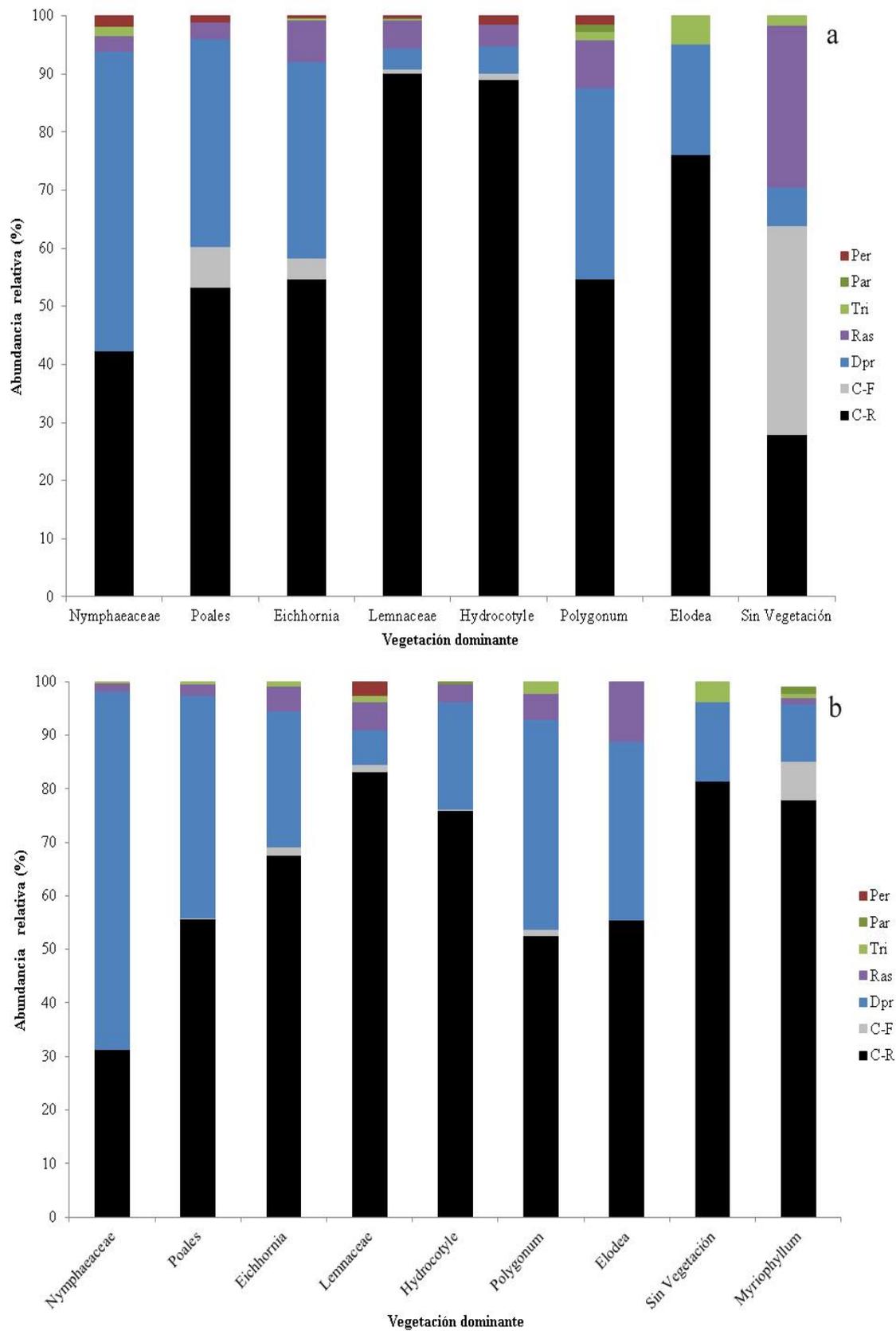


Figura 5.- Abundancia relativa de grupos funcionales en cada grupo de vegetación dominante en ambas temporadas. a) Lluvias. b) Secas. Grupos funcionales: C-R: colectores-recolectores; C-F: colectores- filtradores; Dpr: depredadores; Ras: raspadores; Tri: trituradores; Par, parásito; Per, perforadores.

El análisis de agrupamiento (cluster) (Figura 6) muestra la formación de dos grandes grupos con base en los valores de IBFM, riqueza de especies, diversidad de Simpson, densidad y biomasa. Por un lado, se agrupan las zonas Humedal, San Luis y San Gregorio, teniendo estos últimos dos mayor afinidad entre sí. Por otro lado, el grupo de zonas formado por: Chinampera, Mixta, Urbana y Turística. Las zonas que poseen una mayor similitud entre sí son la Urbana y Chinampera, mientras que la región Mixta es la más alejada (Figura 6).

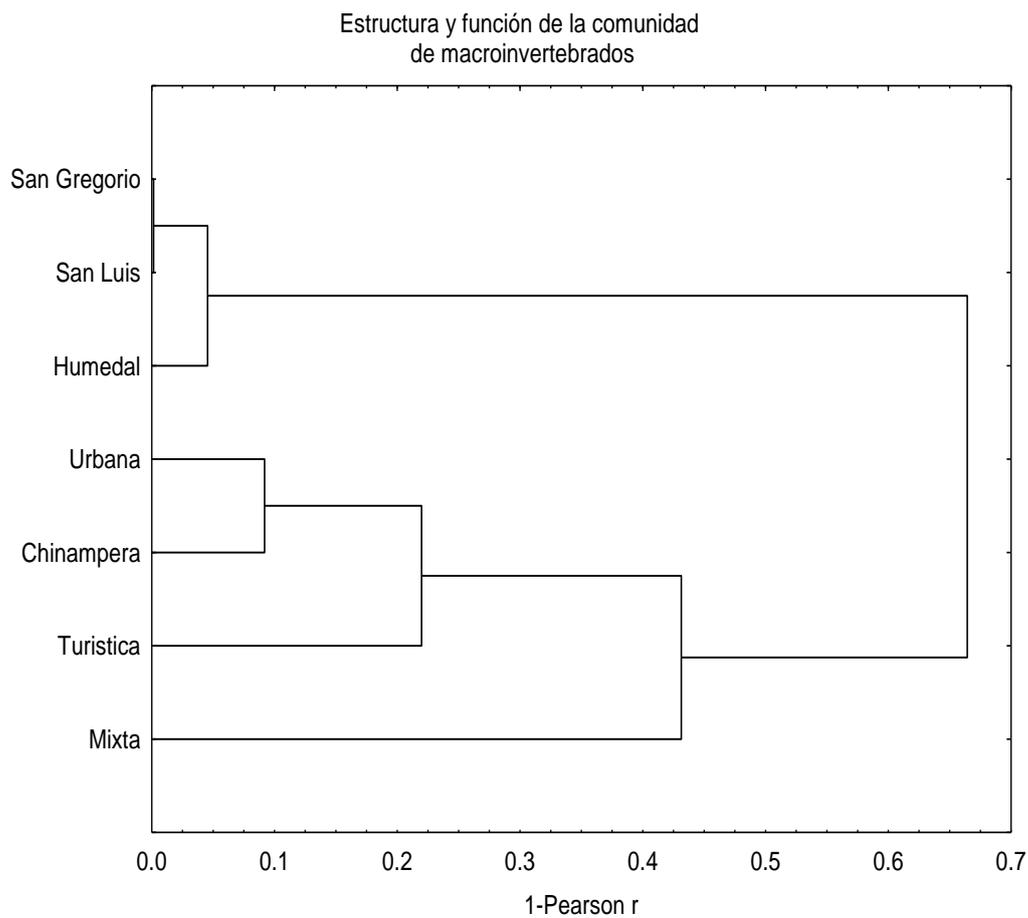


Figura 6.- Análisis de agrupamiento (cluster). Similitudes bióticas estructurales y funcionales de las zonas basadas en ambas temporadas de muestreo. Las variables que alimentaron al cluster fueron los promedios de: Densidad, biomasa, riqueza, diversidad e IBFM.

Análisis Multivariados

Existe una correlación significativa entre variables. El oxígeno presentó una fuerte correlación con el ancho del canal. Por otra parte, los sólidos disueltos totales están

estrechamente relacionados con la longitud del canal, mientras que la riqueza vegetal está relacionada con la transparencia.

El análisis de correspondencias canónicas (ACC) presentó una alta correlación entre las variables. El total de la variación de los datos es explicado en seis ejes, sin embargo, los ejes F₁ y F₂ explican más del 95% de la variación total (Cuadro 6).

Cuadro 6. Valores propios (eigenvalores) individuales y acumulativos de cada uno de los ejes del análisis de correspondencias canónicas.

	F1	F2	F3	F4	F5	F6
Valor propio	0.22	0.16	0.01	0.002	0.002	7.1 E-05
Inercia restringida (%)	55.20	40.73	3.07	0.58	0.39	0.017
Acumulado (%)	55.20	95.99	99.01	99.59	99.98	100

El ACC demostró una fuerte relación del porcentaje de depredadores con el oxígeno y, en menor medida, con el pH. El número de depredadores aumentó en las zonas Chinampera y Mixta (Figura 7). El porcentaje de dípteros está influenciado por la temperatura y en mucho menor medida con la anchura del canal. Los dípteros se vieron favorecidos por las zonas Urbana y Turística que fueron las que más influyeron en la presencia de dichos organismos (Figura 7). La densidad y la biomasa están relacionadas con las mismas variables, aunque la relación con la densidad es menor que con la biomasa. Las variables que se relacionan, en orden de importancia son: profundidad, conductividad eléctrica y riqueza vegetal (Figura 7). Las zonas que más se relacionaron con la densidad y la biomasa fueron San Luis y San Gregorio, así como cuando la vegetación dominante fue *Hydrocotyle* y *Lemnaceae*. El IBFM, la diversidad y la riqueza estuvieron poco relacionadas con las variables utilizadas en éste análisis (Figura 7).

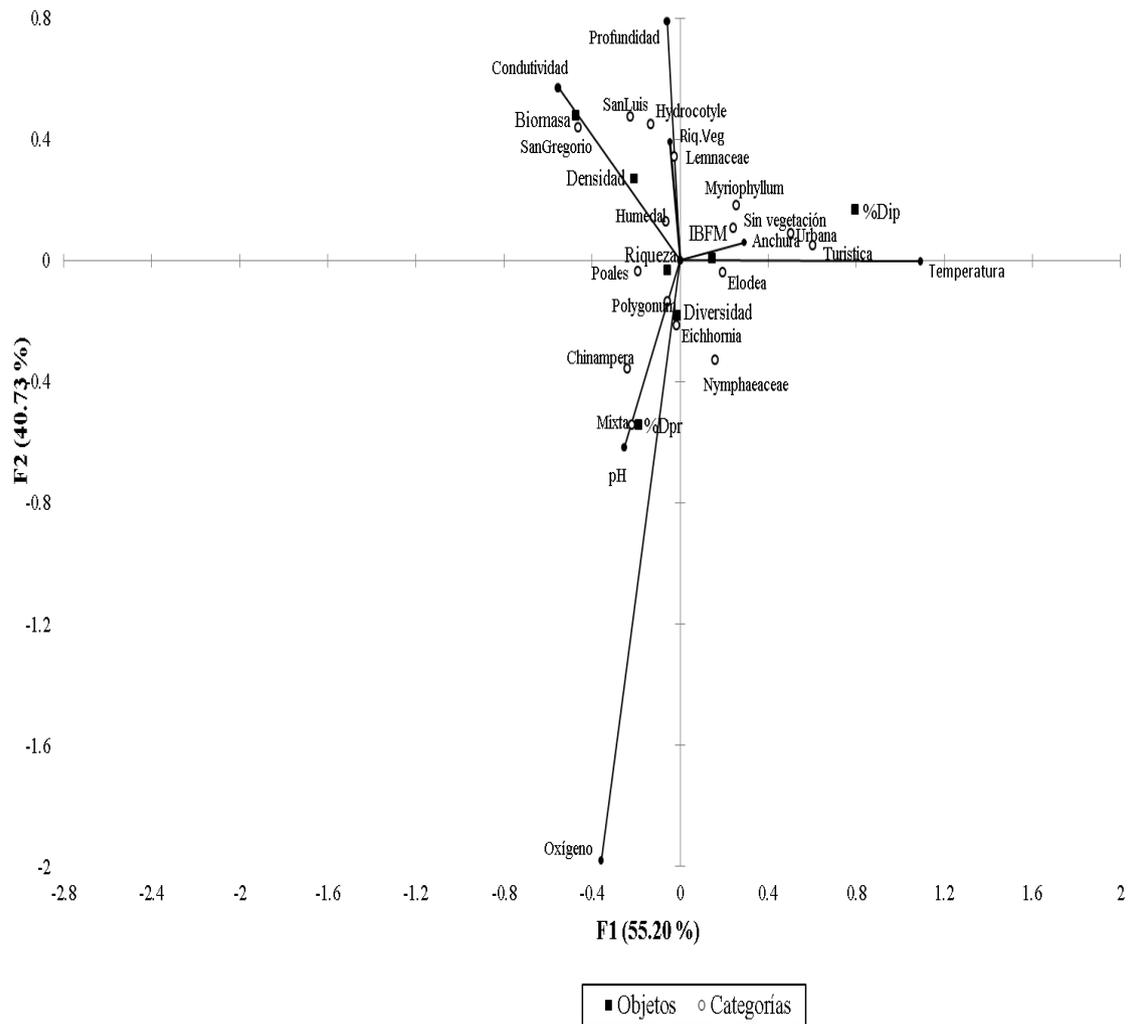


Figura 7. Análisis de correspondencias canónicas (ACC). Se puede observar la influencia que tienen las variables fisicoquímicas, las zonas y la vegetación dominante sobre las variables de respuesta (Densidad, biomasa, riqueza, diversidad, IBFM, %Dip

Heterogeneidad y Calidad del Ecosistema

Los mapas de interpolación de biomasa, diversidad, índice biótico de familias modificado y porcentaje de depredadores muestran una alta heterogeneidad espacial con valores intermitentes a lo largo del sistema y sin un patrón espacial definido en ambas temporadas (Anexos II al X). Los lagos y canales que cumplieron con las condiciones propuestas (biomasa mayor a 10 mg/l, diversidad de media a alta, porcentaje de depredadores mayor al 30% y un índice de contaminación orgánica (IBFM) entre bueno y casi pobre (Valores de 4.5-7.0) fueron escasos, tanto en la temporada de lluvias como en secas. En la temporada de lluvias (Figura 8) los canales que cumplieron dichas condiciones fueron menos extensos que en la época de secas (Figura 9). A pesar de no

presentarse un patrón claro, los canales considerados como mejor conservados coinciden con las zonas Chinampera y Mixta y algunos de la zona Urbana en su parte limítrofe con la región Chinampera. En la temporada de lluvias, los canales o lagos que en parte cumplieron con estas condiciones fueron: Humedal grande, Humedal chico, San Sebastián, Apatlaco, Canal de Tezhuilo, Paso del Águila, El Seminario, Cuemanco y Canal Nacional (Figura 8).

En la temporada de secas, los canales y lagos que total o parcialmente cumplieron con los estándares propuestos fueron: Canal Caltongo, Japón, Paso del Águila, Santa Ana, Canal de Tezhuilo, Almoloya, Canal de La Virgen, Canal de Tlilac, Lago de Tlilac, El Bordo, Cuemanco, Lago El Toro, Toltenco y Amelaco (Figura 9).

Figura 8. Se resaltan las zonas en la temporada de lluvias que cumplieron con las condiciones hipotéticas propuestas: biomasa mayor a 10 mg/l, diversidad de media a alta, %Dpr mayor al 30% y un índice de contaminación orgánica entre bueno y moderadamente pobre.

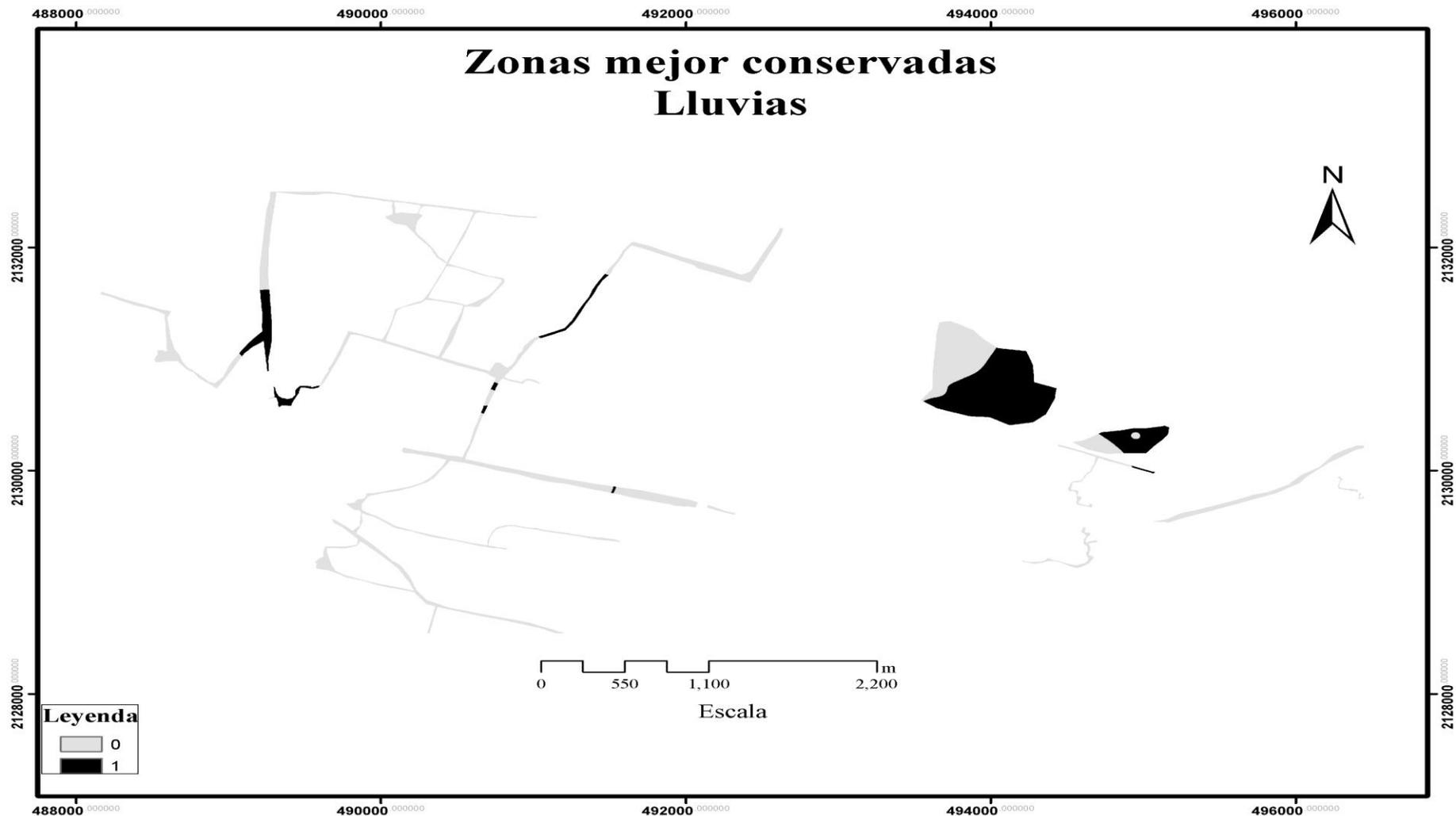
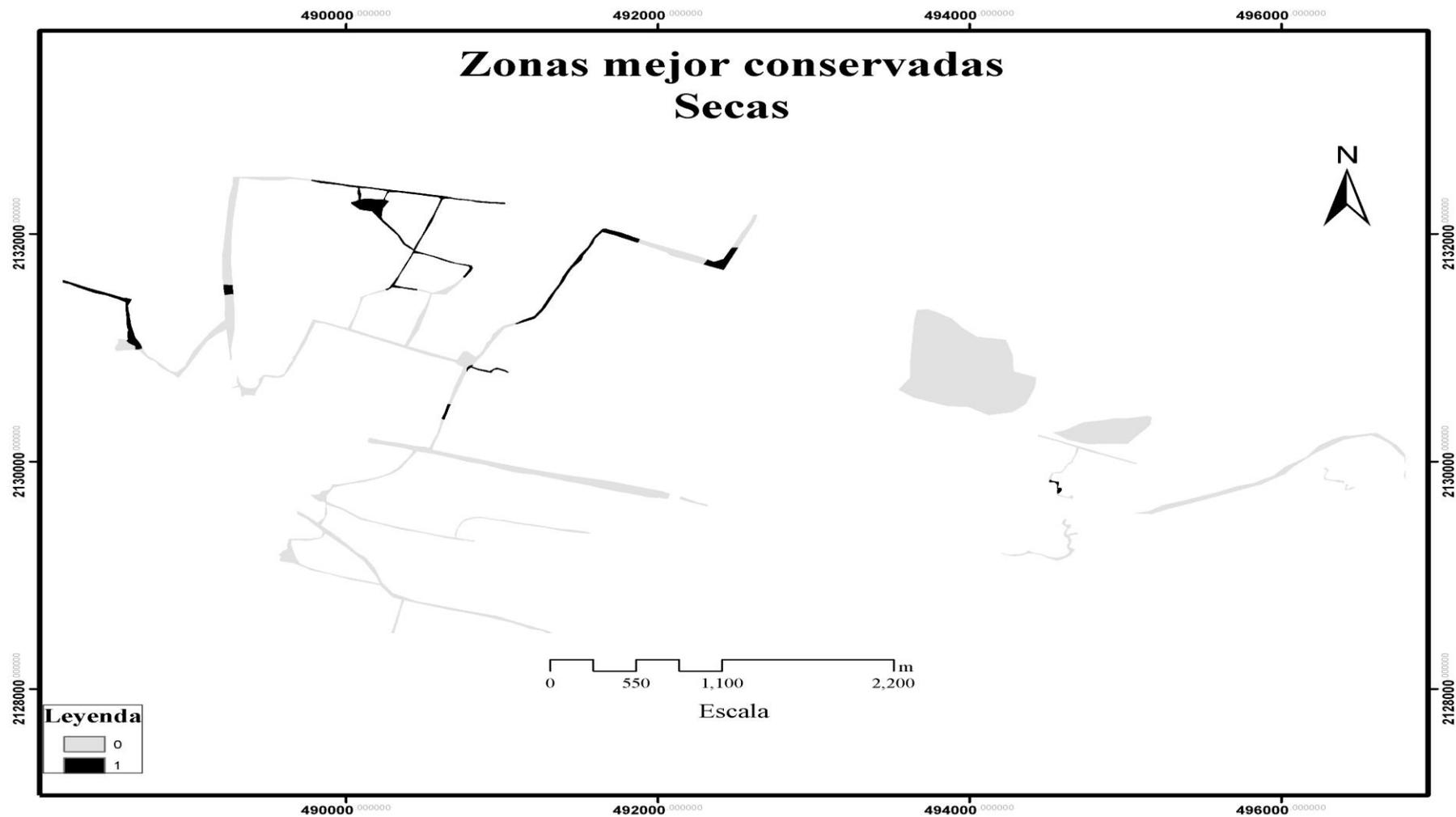


Figura 9. Se resaltan las zonas en la temporada de secas que cumplieron con las condiciones hipotéticas propuestas: Biomasa mayor a 10 mg/l, diversidad de media a alta, %Dpr mayor al 30% y un índice de contaminación orgánica entre bueno y moderadamente pobre.



DISCUSIÓN

La zona lacustre de Xochimilco muestra marcadas diferencias en las condiciones fisicoquímicas tanto a nivel espacial como temporal. Sin embargo, éstas no se ven reflejadas en los parámetros bióticos que se mantienen homogéneos entre ambas temporadas y entre las distintas zonas.

Las diferencias en parámetros fisicoquímicos a lo largo del año y entre las distintas zonas en Xochimilco ha sido bien documentadas (Mazari-Hiriart *et al.*, 2008; Zambrano *et al.*, 2009; Contreras, 2012), pero han sido poco relacionadas con parámetros biológicos. La discrepancia marcada entre los cambios espacio-temporales que presentan los factores fisicoquímicos y la relativa homogeneidad espacio-temporal de los parámetros biológicos puede ser resultado de dos procesos biológicos que suceden a distinta escala espacio-temporal. Por un lado existen procesos biológicos que son resultado de procesos histórico-evolutivos de la subcuenca de Xochimilco. Por otro lado existen procesos que son el resultado de procesos locales.

Dentro de los procesos biológicos que suceden como resultado de procesos histórico-evolutivos se encuentra la determinación de la diversidad alfa (puntual o local). La diversidad existente en un sitio es producto de filtraciones del *pool* regional de especies, provocada por fenómenos ecológicos y ambientales que van moldeando a las comunidades (Rosenzweig, 1995; Halffter y Moreno, 2005). En este sentido existen dos tipos de sistemas macro ecológicos: I) Aquellos donde los valores de diversidad más altos de las comunidades (diversidad alfa o puntual) representan la totalidad o casi la totalidad de la diversidad gamma (regional), por lo que existe un bajo intercambio de especies entre una comunidad y otra (baja diversidad beta) y II) Las comunidades donde la diversidad alfa es mucho menor a la totalidad de la diversidad gamma y por lo tanto presentan una diversidad beta muy alta (con un alto grado de disimilitud entre una comunidad y otra) (Lawton, 1999; Halffter y Moreno, 2005).

Dentro de los procesos locales, la biodiversidad puede ser producto de la disponibilidad y diversidad de microhábitat que a escalas locales funcionan como refugio para los macroinvertebrados ante condiciones no favorables (Miller *et al.*, 2007). Aunque los macroinvertebrados pueden ocupar una gran variedad de hábitat o sustratos (por ejemplo: rocas, sedimento, hojas, etc.) (Ward, 1992M; Merritt *et al.*,

2008), uno de los más importantes es el uso de plantas acuáticas como zonas de refugio y alimentación (Krull, 1970; Moss, 1988; Ward, 1992). Por su parte, la relación de las plantas acuáticas y la calidad de agua es clara y ha sido reportada la acumulación de metales pesados y la disminución de contaminación orgánica mediante la remoción de nutrientes y fitoremediación (Boyd, 1976; Denny, 1987; Rai *et al.*, 1995; Weis y Weis, 2004; Dhote y Dixit, 2009). Las plantas suelen tener un efecto positivo sobre la calidad de agua a niveles locales o puntuales que permite el establecimiento y refugio de los macroinvertebrados aun cuando las condiciones generales del sistema no sean idóneas (Miller *et al.*, 2007). Esta característica es un factor fundamental en la estructuración de la comunidad de macroinvertebrados, incluso por encima de los factores fisicoquímicos (Heino, 2000; Paukert y Willis, 2003). La riqueza de macroinvertebrados es dependiente de las formas de vida de la vegetación acuática, es decir, que existe una diferencia en la riqueza y biodiversidad que soportan las plantas emergentes, flotadoras o sumergidas (Voigts, 1976; Gerrish y Bristow, 1979). En Xochimilco, la mayoría de las especies son emergentes y flotadoras, mientras que solo se encontró una especie de planta sumergida, *Elodea* o *Egeria densa*, con una distribución restringida a un solo canal (Canal 27). La vegetación de tipo emergente y flotante domina en lugares con alta turbidez y con alta carga de nutrientes, mientras que la vegetación sumergida disminuye bajo estas condiciones (Nurminen, 2003). A pesar de presentar sólo un punto de muestreo, *Elodea* presenta una tendencia de acumulación de riqueza de especies alta que puede ser producto de su estructura morfológica. Las poblaciones de macroinvertebrados parecen beneficiarse por la vegetación que presenta hojas finamente divididas, pues brindan mayor superficie de alimentación y refugio (Krull, 1970), como en el caso de la vegetación sumergida representada por *Egeria densa* (Cremona *et al.*, 2008).

Tomando en cuenta únicamente la temporada de secas (la de mejores condiciones fisicoquímicas y biológicas), los grupos de vegetación que presentaron menor grado de contaminación orgánica basado en el IBFM fueron: Poales, Nymphaeaceae, Polygonum y Elodea. Estas plantas se pueden agrupar en tres grupos de acuerdo con su forma de vida: Emergentes (Polygonum y Poales), flotadoras enraizadas (Nymphaeaceae) y sumergidas (Elodea). Sobresale que las plantas cuya forma de vida es libre flotadora (*Eichhornia* y Lemnaceae), se encuentren dentro de los grupos con peor calidad de agua y mayor contaminación orgánica de acuerdo con sus valores de IBFM. Estas especies se encuentran relacionadas con el detrimento de la calidad de agua (Gopa., 1987;

Srivastava *et al.*, 2008) y son favorecidas en ambientes alcalinos o con altas cantidades de nutrientes (Lacoul *et al.*, 2011). Al igual que en la diversidad, las distintas formas de vida de la vegetación presentan diferentes adaptaciones en la capacidad de filtración y absorción de contaminantes y nutrientes (Srivastava *et al.*, 2008; Dhote y Dixit, 2009), lo que puede llevar a diferencias a niveles locales dependiendo de las dominancias.

Con base en las observaciones realizadas sobre la diversidad de macroinvertebrados, pareciera que la diversidad de Xochimilco está determinada más por los cambios ambientales que han sucedido a lo largo del tiempo, que por factores locales actuales. Las fuertes y constantes presiones ecológicas por actividades antrópicas y las especies introducidas a lo largo de la historia que ha sufrido Xochimilco (Valek, 2000; Ezcurra *et al.*, 2006; Zambrano *et al.*, 2009; Merlín-Uribe *et al.*, 2012) teóricamente habrían sido las responsables de haber moldeado y estabilizado las comunidades biológicas actuales (Lawton, 1999). Por lo tanto, en Xochimilco se encuentran solo aquellos macroinvertebrados que han resistido a dicha serie de perturbaciones dando lugar a comunidades similares con organismos altamente tolerantes que no responden a cambios temporales de las variables fisicoquímicas.

Si bien no existe una correlación directa entre los cambios espacio-temporales de los parámetros fisicoquímicos y las variables bióticas, el análisis de correspondencias canónicas mostró que algunos parámetros biológicos se encuentran conectados con parámetros fisicoquímicos. Esta relación sugiere que los rangos fisicoquímicos que cambian entre temporadas se encuentran dentro de los intervalos de los parámetros de tolerancias de los organismos pero esos factores son determinantes en la composición de la comunidad pues la frecuencia de los disturbios son determinantes en la diversidad y otras propiedades de la comunidad (Padisak, 1993; Hughes, 2010). La biomasa, la densidad, el porcentaje de depredadores y el porcentaje de dípteros las variables que muestran una mayor influencia por parámetros fisicoquímicos del ecosistema.

La biomasa y la densidad estuvieron fuertemente influenciadas por la conductividad eléctrica. El cambio en la conductividad eléctrica ha sido asociado con factores como la urbanización (Mariely *et al.*, 2001; Roy *et al.*, 2003; Walsh *et al.*, 2001) y actividades antropogénicas como la agricultura (Miller *et al.*, 2007) o la minería (Kennedy y Langley, 2007; Pond *et al.*, 2008). La conductividad, sólidos disueltos totales y la salinidad (Wetzel, 1983) han sido asociadas con el aumento en la biomasa del perifiton

(Chételat *et al.*, 1999), salud de la comunidad de peces (Contreras, 2012) además de la sobrevivencia, densidad y estructura de macroinvertebrados (Keeford, 1998); Piscart *et al.*, 2005; (Miller *et al.*, 2007; Piscart *et al.*, 2005), siendo uno de los factores que mejor explica la estructura de la comunidad (Spieles y Mitsch, 2000). La relación de las sales con densidad y biomasa en macroinvertebrados se ha observado principalmente en sistemas salobres donde se describe una relación inversa entre la salinidad y la densidad (Williams y Williams, 1998). También se han encontrado relaciones de la cantidad de sales con la biomasa de insectos acuáticos (Chester *et al.*, 1983), la estructura de comunidades de macroinvertebrados (Walsh *et al.*, 2001) y la abundancia de individuos (Ravera, 2000). Estos efectos sobre los insectos pueden ser el resultado del grado de tolerancia que presentan los organismos al cambio en presión osmótica (Williams y Williams, 1998). A pesar de que los factores afectan a nivel de individuos (especies o poblaciones), los cambios en el ecosistema pueden afectar de manera diferencial a ciertos grupos funcionales. Por ejemplo, los factores de estrés en un ecosistema suelen afectar de manera diferencial a cada uno de los niveles tróficos (Frutiger, 1985; Owen *et al.*, 2004). Los grupos tróficos que dominan Xochimilco son los organismos que presentan el consumo de sedimentos como estrategia de alimentación (colectores). Los organismos que presentan una alimentación generalista, como los colectores (recolectores o filtradores) son más tolerantes a la perturbación y dominan en zonas con una gran cantidad de sólidos disueltos y alta carga orgánica, mientras que los organismos especializados como los raspadores y trituradores son más sensibles (Barbour *et al.*, 1996). Esto explica por qué en Xochimilco se presenta un porcentaje muy bajo de trituradores y de raspadores cuya pérdida se ha relacionado con altas cantidades de nitrógeno en el ambiente (Heino, 2000) situación conocida en Xochimilco que es considerado un sistema hipertrófico (López-López *et al.*, 2010). Los colectores dominaron en prácticamente todas las zonas y en todos los tipos de vegetación aunque con mayor presencia en las zonas Urbana y San Luis, zonas altamente eutrofizadas (Zambrano *et al.*, 2009) y cuando a la vegetación dominante fue el grupo Lemnaceae en el que representaron más del 80% de la abundancia relativa.

El mantenimiento de estructuras tróficas complejas requiere de menor fragmentación y aislamiento que estructuras más simples como productores-consumidores (Hunter, 2002) lo que se relaciona con la gran cantidad de colectores y la relativa baja cantidad

de depredadores del ecosistema como es el caso de Xochimilco. Aunado a esto, son varios los posibles factores fisicoquímicos que influyen sobre la cantidad de depredadores que se encuentran en el sistema. Cambios en la dinámica de flujos hídricos (Plotnikoff y Polayes, 1999), cambios en el tipo de sustratos y tamaños del sedimento (Quinn y Hickey, 1990a), así como el porcentaje de vegetación que rodea o bordea al litoral (Plotnikoff y Polayes, 1999) han sido relacionados con el porcentaje de depredadores presentes en el ecosistema. En este caso, se encuentra una fuerte relación del porcentaje de depredadores con el pH y el oxígeno disuelto, así como una relación con el grupo Nymphaeaceae. El pH se ha sido poco relacionado con el número de especies depredadoras presentes en los sistemas acuáticos (Owen *et al.*, 2004) mientras que el oxígeno disuelto es uno de los factores que más y mejor explica tanto la diversidad como la estructura de la biota acuática (Wetzel, 1983) siendo uno de los factores determinantes en la estructura de la comunidad de macroinvertebrados (Spieles y Mitsch, 2000). En particular, los depredadores tienen requerimientos más altos de oxígeno que sus presas debido a las diferencias en las tasas de crecimiento y mayor tamaño corporal (Frutiger, 1985). Además, en el único grupo vegetal donde no se presentó una dominancia de colectores-recolectores fue en el grupo Nymphaeaceae donde los depredadores dominaron. Esta dominancia en depredadores puede ser explicada por el hecho de que las hojas flotantes favorecen la permanencia de individuos de las familias Veliidae y Macroveliidae (Herring, 1950; Menke, 1979) que son familias catalogadas como depredadoras (Merritt *et al.*, 2008). Aunado a esto, la proporción de depredadores está altamente correlacionada con la disponibilidad de presas por lo que es una relación denso-dependiente (Jeffries y Lawton, 1985). Al ser los depredadores sensibles a su entorno físico así como a los cambios en la base de la cadena, la proporción de depredadores es uno de los índices que mejor describen el efecto de las perturbaciones sobre los sistemas acuáticos (Kerans y Karr, 1994; Rawer-Jost *et al.*, 2000) por lo que son propuestos para el monitoreo del enriquecimiento del sistema (Quinn y Hickey, 1990b).

Otro indicador de la calidad del ecosistema es el porcentaje de dípteros (%Dip) (Mandaville, 2002). El %Dip mostró una relación con la temperatura y con las zonas que son consideradas como las más contaminadas (Turística y Urbana). El aumento en la proporción de dípteros ha sido asociado con el cambio de uso de suelo, siendo

favorecido por el tipo urbano llegando incluso a ser uno de los grupos dominantes (Lenat y Crawford, 1994). Varias especies o familias de dípteros han sido asociadas a regiones altamente contaminadas. Especies de dípteros de la familia Syrphidae, por ejemplo, han sido asociadas con ríos contaminados por descargas de aguas residuales con altas concentraciones de materia orgánica (Rueda *et al.*, 2002; Arimoro *et al.*, 2007). En este caso, individuos pertenecientes a dicha familia fueron claramente asociados con la zona Urbana donde el 88% de los individuos fueron colectados. Otra de las familias importantes es la familia Culicidae. Muchos organismos de esta familia se ven favorecidos por temperaturas más cálidas (Epstein *et al.*, 1994) y para algunas especies, sus poblaciones se pueden ver beneficiadas en ambientes donde los tipos de hábitat desfavorezcan la depredación (Sunahara *et al.*, 2002) y en zonas con alto grado de urbanización, deforestación y contaminación del agua (Pimentel *et al.*, 2007; Reiter, 2008). En dicha familia se encuentran especies vectores de diversas enfermedades como el dengue, malaria, encefalitis y paludismo, tanto en animales como en humanos (Becker *et al.*, 2010; Braverman, 1994). En el Distrito Federal destacan las especies *Culex pipiens pipiens* y *C. pipiens quinquefasciatus* por su presencia, además de amplia distribución potencial (Díaz-Badillo *et al.*, 2011). Dichas especies son vectores del virus del Nilo (Díaz-Badillo *et al.*, 2011). En Xochimilco, la familia Culicidae (y el género *Culex*) se presentó principalmente en la zona Urbana, cuyas condiciones parecen ser de las idóneas para la proliferación de estos organismos. El aumento en la temperatura del agua puede ser respuesta a diversos factores tanto a nivel global como local. A nivel mundial, el calentamiento global es el principal factor de aumento en las temperaturas con repercusiones directas en la temperatura de los sistemas acuáticos con consecuencias en la dinámica de los ecosistemas y la biota (Hondzo y Stefan, 1993; Nickus *et al.*, 2011). Dentro de los factores locales, la urbanización es uno de los más relevantes para el aumento de la temperatura de los ecosistemas acuáticos siendo probablemente el factor de mayor impacto sobre la temperatura del agua, por encima incluso de factores globales (LeBlanc *et al.*, 1997; Nelson y Palmer, 2007). Estas condiciones parasen favorecer el aumento en las densidades de dípteros en general y de culícidos en particular, lo que podría llevar al aumento de enfermedades transmitidas por dichos organismos (Epstein *et al.*, 1994; Gian-reto *et al.*, 2002; Pimentel *et al.*, 2007; Reiter, 2008), por lo cual es fundamental conocer con exactitud cuáles son las condiciones y parámetros que favorecen su establecimiento para contrarrestarlas. Dos

posibles medidas aplicables a Xochimilco serían la implementación de programas de reforestación en zonas urbanizadas y el establecimiento de una red de drenaje.

Los parámetros biológicos que son dependientes de la estructura de la comunidad no presentaron una relación clara con ningún parámetro fisicoquímico. A pesar de presentarse especies con un amplio rango de tolerancia a la contaminación orgánica (entre 3 y 10), la mayoría de las especies presentan un intervalo entre 5 y 6 mientras que las especies dominantes presentan una tolerancia de entre 8 y 10. Esto explica por qué ningún factor fisicoquímico es determinante en la riqueza y diversidad de la comunidad, pues en Xochimilco dominan aquellos grupos altamente tolerantes llevando a comunidades pobres y homogéneas que se refleja en valores de índice biótico (IBFM) pobre.

A pesar de ello, el IBFM muestra una ligera diferencia de niveles de contaminación orgánica entre las distintas zonas de Xochimilco. Las zonas más urbanizadas (Urbana y Turística) presentaron el peor índice, mientras que la zona agrícola (Chinampera) presentó el valor más alto. El IBFM se ha encontrado relacionado con el uso de suelo adyacente, sobre todo diferenciando el forestal y el urbano (porcentaje de urbanización) estando también con alta cantidad de nutrientes y turbidez (Roy *et al.*, 2003).

Las diferencias que se presentan en el IBFM, densidad, biomasa, diversidad de Simpson, riqueza específica y %Dpr agrupan a las zonas con base en dichas características de la comunidad biótica. Las zonas se han agrupado de acuerdo con sus similitudes fisicoquímicas (Contreras, 2012; Zambrano et al., 2009) y valores isotópicos del bentos (Merlo-Galeazzi, 2010) en dos grupos: uno donde se incluyen a las zonas Turística-Urbana y otro donde se incluyen a las zonas Mixta, San Gregorio y Chinampera. Sin embargo, la rarefacción de Mao Tao y el agrupamiento (cluster) realizado con los datos biológicos recabados (densidad, biomasa, riqueza, diversidad, índice biótico de familias modificado y porcentaje de depredadores) no coinciden con esta agrupación. Las zonas Humedal, San Gregorio y San Luis presentaron una menor riqueza de especies que el resto de Xochimilco, mientras que en las zonas Urbana y Turística, se encuentran la mayor riqueza además de una tendencia a seguir aumentando. El agrupamiento (cluster) divide a las zonas en dos grandes grupos: el

grupo 1 formado por las zonas Humedal, San Luis y San Gregorio, y el grupo 2 que incluye a las zonas Urbana, Chinampera, Turística y Mixta. A su vez, y en contra de lo anteriormente descrito (Contreras, 2012; Zambrano *et al.*, 2009) la zonas Urbana y Chinampera forman un subgrupo de similitud biológica. Esta diferencia puede deberse a que, como en el caso de Contreras (2012), la similitud de las zonas se presenta por una mezcla de factores fisicoquímicos junto con parámetros de salud y abundancia de sólo cinco especies de peces. Los grupos 1 y 2 se encuentran prácticamente aislados entre sí, por lo que las diferencias biológico-estructurales de las comunidades de macroinvertebrados se podrían asociar con el inicio de procesos espaciales (pérdida de conectividad), más que a diferencias fisicoquímicas en el ambiente.

La pérdida de conectividad hidrológica tiene graves consecuencias a niveles regionales (Freeman *et al.*, 2007) y es considerada como un tema crítico en la ecología del paisaje (Wiens, 2002). Se ha observado que la hidrología y la conectividad entre sistemas (analizada principalmente en ríos y sus tributarios) son factores fundamentales para el establecimiento de comunidades de plantas acuáticas (Demars y Harper, 2005) así como un componente principal en la composición de familias de macroinvertebrados, por encima de factores locales antrópicos (Bonada *et al.*, 2006; Sheldon *et al.*, 2002) o naturales (Lake, 2003).

Por último, los canales y lagos que cumplieron las condiciones hipotéticas (Biomasa mayor a 10 mg/l, diversidad de media a alta, %Dpr mayor al 30% y un índice de contaminación orgánica entre bueno y por poco pobre) fueron pocos, además de que están limitados a las zonas Chinampera y Mixta. Dentro de todos destaca el canal Paso del Águila que es el único que se mantiene con buenas condiciones en ambas temporadas. En la temporada de secas, la cantidad de canales y la extensión es mayor que en la temporada de lluvias indicando que las condiciones generales del sistema son un poco mejores. Este comportamiento coincide con el comportamiento de los parámetros fisicoquímicos que mejoran de manera significativa entre lluvias y secas. Estos cambios son probablemente influenciados por el incremento en la cantidad de oxígeno y por la baja concentración de nitratos (Mazari-Hiriart *et al.*, 2008; Sandoval Contreras, 2008) de una temporada a otra pues el oxígeno incide de manera significativa en la cantidad de depredadores (Frutiger, 1985) mientras los nutrientes influye en la contaminación orgánica y por lo tanto en el IBFM. Exceptuando la zona de Puente de

Urrutia, los canales y lagos de la temporada de secas coinciden con la distribución potencial del axolote (*Ambystoma mexicanum*). De acuerdo con Contreras *et al.* (2009), el axolote cuenta con distribución potencial en los canales de Japón, El Bordo, El Toro y la zona de La Virgen, canales que coinciden como zonas mejor conservadas en este estudio. Por lo tanto, se propondría poner énfasis en dichas zonas para su conservación.

CONCLUSIONES

Con base en las propiedades de la comunidad de macroinvertebrados, Xochimilco se encuentra dividido en dos grandes regiones: una donde se incluyen las zonas Humedal, San Gregorio y San Luis y una segunda donde se incluye a las zonas Mixta, Turística, Urbana y Chinampera.

Las propiedades de la comunidad referentes a su funcionamiento (densidad, biomasa y porcentaje de depredadores) parecen estar relacionadas con parámetros fisicoquímicos (ambientales), mientras que las propiedades referentes a la estructura (riqueza y diversidad) de la comunidad no lo están. Sin embargo, no existe una concordancia temporal entre los cambios fisicoquímicos y las comunidades de macroinvertebrados.

El porcentaje de depredadores se encuentra directamente relacionado con el oxígeno disuelto mientras el porcentaje de dípteros se ve influenciado por la temperatura del sistema y su presencia está altamente favorecida en la región Urbana.

El Índice Biótico de Familias Modificado (IBFM) mostró que si bien todas las zonas presentan una alta contaminación orgánica y baja calidad de agua, las zonas Chinampera y Mixta son las que presentan los valores más bajos de contaminación. El grupo trófico dominante fue el de colectores-recolectores que indica un alto grado de entrada de materia orgánica y redes tróficas más simples.

Los lagos o canales que cumplieron con las condiciones hipotéticas propuestas en este trabajo que indicarían una calidad ambiental deseable (Biomasa mayor a 10 mg/l, diversidad de media a alta, %Dpr mayor al 30% y un índice de contaminación orgánica entre bueno y por poco pobre) están prácticamente acotadas a la zonas Chinampera y Mixta, que coinciden con las zonas de distribución potencial de *Ambystoma mexicanum* convirtiéndolos en canales y lagos prioritarios de conservación.

PROPUESTAS Y RECOMENDACIONES

La zona lacustre de Xochimilco se encuentra claramente segmentada tanto desde el punto de vista fisicoquímico como desde el biológico. Sin embargo, en este proyecto se demuestra que las condiciones fisicoquímicas no necesariamente coinciden con los parámetros biológicos. En primer lugar, es fundamental definir cuáles son los factores que realmente determinan la biodiversidad y la estructura de las comunidades biológicas en Xochimilco.

Es primordial un plan de manejo del área actualizado basado en las características de cada zona incluyendo tanto factores fisicoquímicos como biológicos y sociales. Dentro de este plan es urgente la implementación de medidas que controlen la cantidad de dípteros de la zona urbana que pueden relacionarse con el aumento de enfermedades transmitidas por estos vectores. Estas medidas deben de incluir, más no limitarse, a la implementación de programas de reforestación de las riberas de los canales, con especies arbóreas nativas como el ahuejote o el sauce que ayuden a disminuir la temperatura de los canales, factor que favorece el establecimiento de estos organismos. Otro factor que influye en la presencia de larvas de mosquitos es la alta carga de nutrientes. Una posible solución es la implementación de un sistema de drenaje efectivo que disminuya las descargas directas al ecosistema.

Dentro del plan de manejo se debe dar prioridad de conservación a la zona chinampera, sobre todo a los canales y lagos de La Virgen, Tlilac y Paso del Águila, donde en todos los estudios realizados muestran una clara mejoría ambiental con respecto a los otros canales de Xochimilco. Como complemento a un plan de mejoramiento ambiental como el actual de refugios para *Ambystoma mexicanum*, se recomienda que dicho plan se lleve a cabo en zonas con arbolado o se acompañe de un programa de reforestación de canales. Además, se recomienda que se implementen “siembras” de vegetación acuática que favorezca una mejor estructura comunitaria. Dentro de estas medidas se debe priorizar la dominancia de especies que favorezcan a las comunidades de invertebrados y la presencia de depredadores como son los grupos Nymphaeaceae, Poales, Elodea y Myriophyllum, así como evitar o limitar la presencia de organismos incluidos en los grupos Eichhornia y Lemnaceae.

Se recomienda la utilización del Índice Biótico de Familias Modificado (IBFM), así como la estructura de grupos tróficos de macroinvertebrados como parámetro de monitoreo ambiental. Los índices aquí presentados pueden ser mejorados con la ampliación del conocimiento de la biología y ecología de las especies de familias o géneros del lugar para una aplicación más enfocada a condiciones de la biota local.

Por último se recomienda el desarrollo de un índice de monitoreo integral donde se incluyan los factores fisicoquímicos y biológicos que mejor describan el comportamiento de la zona lacustre de Xochimilco. Dicho índice es primordial para la correcta evaluación de futuras medidas de conservación de la zona.

LITERATURA CITADA

- Aguilar, A., Espinosa, A.c., Caraballo, C., 2006. El manejo del agua.: Tema central en Xochimilco. En: Xochimilco, un proceso de gestión participativa. UNESCO, Gobierno del Distrito Federal. México, D.F.
- Allan, J.D., 2004. Landscapes and riverscapes : The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35, 257–284.
- Aranda Sanchez, M., 2004. Ficha informativa de los humedales de RAMSAR. Mexico. D.F.
- Arimoro, F.O., Ikomi, R.B., Iwegbue, C.M., 2007. Water quality changes in relation to Diptera community patterns and diversity measured at an organic effluent impacted stream in the Niger Delta, Nigeria. *Ecological Indicators* 7, 541–552.
- Armillas, P., 1971. Gardens on swamps. *Science* 174, 653–661.
- Bain, M.B., Harig, A.L., Loucks, D.P., Goforth, R.R., Mills, K.E., 2000. Aquatic ecosystem protection and restoration : Advances in methods for assessment and evaluation. *Environmental Science & Policy* 3, 589–598.
- Barbour, M.T., Gerristen, J., Griffith, G.E., Frydenborg, R., McCarron, E., White, J.S., Bastian, M.L., 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of North American Benthological Society* 15, 185–211.
- Batzer, D.P., Shurtleff, A.S., Rader, R.B., 2001. Sampling invertebrates in wetlands, En: Rader, R.B., Batzer, D.P., Wissinger, S.A. (Eds.), *Bioassessment and Management of North American Freshwater Wetlands*. John Wiley & Sons, Inc., USA, pp. 339–354.
- Becker, N., Petric, D., Zgomba, M., Boase, C., Madon, M., Dahl, C., Kaiser, A., 2010. Medical importance of mosquitoes, En: Becker, N., Petric, D., Zgomba, M., Boase, C., Madon, M., Dahl, C., Kaiser, A. (Eds.), *Mosquitoes and their control*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 25–42.
- Biswas, S.R., Mallik, A.U., 2011. Species diversity and functional diversity relationship varies with disturbance intensity. *Ecosphere* 2, 1–10.
- Blanco, S., Bécares, E., 2010. Are biotic indices sensitive to river toxicants? A comparison of metrics based on diatoms and macro-invertebrates. *Chemosphere* 79, 18–25.
- Bode, R.W., Novak, M.A., Abele, L.E., 1996. Quality assurance work plan for biological stream monitoring in New York State. NYS Department of environmental Conservation, Albany, NY.
- Bojórquez, L., Villa, F., 1997. La zona lacustre de Xochimilco: Reconstrucciones hipotéticas., En: Stephan-Otto, E. (Ed.), *Primer seminario internacional de*

investigadores de Xochimilco. Asociación internacional de investigadores de Xochimilco A.C., México, pp. 468–493.

- Bonada, N., Rieradevall, M., Prat, N., Resh, V.H., 2006. Benthic macroinvertebrate assemblages and macrohabitat connectivity in Mediterranean-climate streams of northern California. *Journal of North American Benthological Society* 25, 32–43.
- Boutin, C., Keddy, P.A., 1993. A functional classification of wetland plants. *Journal of Vegetation Science* 4, 591–600.
- Boyd, C.E., 1976. Accumulation of dry matter, nitrogen and phosphorus by cultivated water Hyacinths. *Economic Botany* 30, 51–56.
- Braak, C.J.F., Verdonschot, P.F.M., 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences* 57, 255–289.
- Braverman, Y., 1994. Nematocera (Ceratopogonidae, Psychodidae, Simuliidae and Culicidae) and control methods. *Revue scientifique et technique de l'office international des epizooties* 13, 1175–99.
- Calow, P., 1987. Towards a definition of functional ecology. *Functional Ecology* 1, 57–61.
- Camargo, J.A., Alonso, A., de la Puente, M., 2004. Multimetric assesment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates. *Enviromental Monitoring and Assesment* 96, 233–249.
- Cardinale, B.J., Nelson, K., Palmer, M.A., 2000. Linking species diversity to the functioning of ecosystems : on the importance of environmental context. *Oikos* 91, 175–183.
- Champ, W.S.T., Kelly, F.L., King, J.J., 2009. The water framework directive: Using fish as a management tool. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 109, 191–206.
- Chester, A.J., Ferguson, R.L., Thayer, G.W., 1983. Enviromental gradients and benthic macroinvertebrates distribution ina shallow North Carolina estuary. *Bulletin of Marine Science* 33, 282–295.
- Chételat, J., Pick, F.R., Morin, A., Hamilton, P.B., 1999. Periphyton biomass and community composition in rivers of different nutrient status. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 56, 1139/f98–197.
- Colwell, R.K., Mao, C.X., Chang, J., 2005. Interpolando, extrapolando y comparando las curvas de acumulación de especies basadas en su incidencia, En: Halffter, G., Soberón, J., Koleff, P., Melic, A. (Eds.), *Sobre diversidad biologica: El significado de las diversidades alfa, beta y samma*. m3m: Monografias Tercer Milenio, Zaragoza, España, pp. 73–84.

- Compin, A., Céréghino, R., 2007. Spatial patterns of macroinvertebrates functional feeding groups in streams in relation to physical variables and land-cover in Southwestern France. *Landscape Ecology* 22, 1215–1225.
- CONACULTA, 2012. Xochimilco patrimonio de la humanidad. *Arqueología Mexicana* 14–53.
- Contreras, F., 1930. Moluscos del lago de Xochimilco, D.F. *Anales del Instituto de Biología* 39–46.
- Contreras, V., 2012. Variables bióticas y abióticas como indicadores de heterogeneidad en el lago de Xochimilco, Distrito Federal,. UNAM.
- Contreras, V., Martínez-Meyer, E., Valiente, E., Zambrano, L., 2009. Recent decline and potential distribution in the last remnant area of the microendemic Mexican axolotl (*Ambystoma mexicanum*). *Biological Conservation* 142, 2881–2885.
- Cremona, F., Planas, D., Lucotte, M., 2008. Biomass and composition of macroinvertebrate communities associated with different types of macrophyte architectures and habitats in a large fluvial lake. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 171, 119–130.
- Cummins, K.W., Klug, M.J., 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* 10, 147–172.
- D.O.F., 1992. Declaratoria que establece como zona prioritaria de preservación y conservación del equilibrio ecológico y se declara como área natural protegida, bajo la categoría de zona sujeta a conservación ecológica, la superficie que se indica de los ejidos de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco. *Diario Oficial de la Federación*. 07 de mayo de 1992., Mexico. D.F.
- Daily, G.C., Söderqvist, T., Aniyar, S., Arrow, K., Dasgupta, P., Ehrlich, P.R., Folke, C., Jansson, A., Jansson, B., Kautsky, N., Lubchenco, J., Mäler, K., Simpson, D., Starrett, D., Tilman, D., Levin, S., Maler, K., Walker, B., 2000. Value nature of nature of value and among these functions. *Science* 289, 395–396.
- DeAngelis, D.L., Mulholland, P.J., Palumbo, A. V, Steinman, A.D., Huston, M.A., Elwood, W., 1989. Nutrient dynamics and food-web stability. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20, 71–95.
- Delong, M., Brusven, M., 1998. Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. *Environmental Management* 22, 445–57.
- Demars, B.O.L., Harper, D.M., 2005. Distribution of aquatic vascular plants in lowland rivers: separating the effects of local environmental conditions, longitudinal connectivity and river basin isolation. *Freshwater Biology* 50, 418–437.
- Denny, P., 1987. Mineral cycling by wetland plants a review. *Archiv für Hydrobiologie* 27, 1–25.

- Dhote, S., Dixit, S., 2009. Water quality improvement through macrophytes: A review. *Environmental Monitoring and Assessment* 152, 149–53.
- Diaz-Badillo, A., Bolling, B.G., Perez-Ramirez, G., Moore, C.G., Martinez-Munoz, J.P., Padilla-Viveros, A. a, Camacho-Nuez, M., Diaz-Perez, A., Beaty, B.J., Munoz, M.D.L., 2011. The distribution of potential West Nile virus vectors, *Culex pipiens pipiens* and *Culex pipiens quinquefasciatus* (Diptera: Culicidae), in Mexico City. *Parasites & vectors* 4, 1–12.
- Diaz-Torres, E., Gibson, R., González-Farias, F., Zarco-Arista, A.E., Mazari-Hiriart, M., 2013. Endocrine disruptors in the Xochimilco wetland, Mexico City. *Water, Air, and Soil Pollution* 224, 11.
- Dojido, J., Best, G.A., 1993. *Chemistry of water and water pollution*. Ellis Horwood, New York.
- Epstein, P.R., Diaz, H.F., Elias, S., Grabherr, G., Graham, N.E., Martens, W.J.M., Mosley-Thompson, E., Susskind, J., 1994. Biological and physical signs of climate change : Focus on mosquito-borne diseases. *Bulletin of American Meteorological Society* 74, 409–417.
- Espinosa, A.C., Arias, C.F., Sánchez-Colón, S., Mazari-Hiriart, M., 2009. Comparative study of enteric viruses, coliphages and indicator bacteria for evaluating water quality in a tropica high-altitud system. *Environmental Health* 8, 10.
- Ezcurra, E., Mazari, M., Pisanty, I., Aguilar, A.G., 2006. *La cuenca de México*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34, 487–515.
- Fahrig, L., Jonsen, I., 1998. Effect of habitat patch characteristics on abundance and diversity of insects in an agricultural landscape. *Ecosystems* 1, 197–205.
- Faith, P., 1990. Benthic macroinvertebrates in biological surveillance: Monte Carlo significance test on fucntional groups' responses to enviromental gradients. *Enviromental Monitoring and Assesment* 14, 247–264.
- Feld, C.K., Hering, D., 2007. Community structure or function: Effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. *Freshwater Biology* 52, 1380–1399.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B., 2007. Landscape modification and habitat fragmentation : A synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16, 265–280.
- Freeman, M.C., Pringle, C.M., Jackson, C.R., 2007. Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales. *Journal of the American Water Resources Association* 43, 5–14.

- Frutiger, A., 1985. The production quotient PQ: An approach for quality determination of slightly to moderately polluted running waters. *Archiv für Hydrobiologie* 104, 513–526.
- Gamboa, M., Reyes, R., Arrivillaga, J., 2008. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Boletín de Malariología y Salud Ambiental* 48, 109–120.
- García, J.L., de la Lanza, G., 2002. La cuenca de México, En: de la Lanza Espino, G., García Calderón, J.L. (Eds.), *Lagos Y Pressas de México*. AGT, S.A., México, D.F., pp. 35–66.
- Gerrish, N., Bristow, M., 1979. Macroinvertebrate associations with aquatic macrophytes and artificial substrates. *Journal of Great Lakes Restoration* 5, 69–72.
- Gian-Reto, W., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Traevor, J.C., Fromentin, J-M., Ove, H-G., Bairlein, F., 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416, 389–395.
- Gopa., B., 1987. *Water hyacinth*. Elsevier B.V., California, USA.
- Halfpeter, G., Moreno, C.E., 2005. Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gama, En: Halfpeter, G., Soberón, J., Koleff, P., Melic, A. (Eds.), *Sobre diversidad biológica: El significado de las diversidades alfa, beta y gama*. m3m: Monografías Tercer Milenio, Zaragoza, España, pp. 5–18.
- Heino, J., 2000. Lentic macroinvertebrate assemblage structure along gradients in spatial heterogeneity, habitat size and water chemistry. *Hydrobiologia* 418, 229–242.
- Heino, J., 2005. Functional biodiversity of macroinvertebrate assemblages along major ecological gradients of boreal headwater streams. *Freshwater Biology* 50, 1578–1587.
- Herring, H., 1950. The aquatic and semiaquatic Hemiptera of Northern Florida: Part 2: Veliidae and Mesoveliidae. *The Florida Entomologist* 33, 145–150.
- Hilsenhoff, W.L., 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of North American Benthological Society* 7, 65–68.
- Hoeinghaus, D.J., Winemiller, K.O., Birnbaum, J.S., 2007. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography* 34, 324–338.
- Hondzo, M., Stefan, H.G., 1993. Regional water temperature characteristics of lake subjected to climate change. *Climate Change* 24, 187–211.
- Hughes, A., 2010. Disturbance and diversity: An ecological chicken and egg problem. *Nature education knowledge* 3(10), 48.

- Hunter, M.D., 2002. Landscape structure , habitat fragmentation, and the ecology of insects. *Agricultural and Forest Entomology* 4, 159–166.
- Ibáñez-Bernal, S., Martínez- Campos, C., 1994. Clave para la identificación de larvas de mosquitos comunes en las áreas urbanas y suburbanas de la República Mexicana (Diptera: Culicidae). *Folia Entomológica Mexicana* 92, 43–73.
- INEGI, 2007. Cuaderno estadístico delegacional de Xochimilco, Distrito Federal. México, D.F.
- Johnson, L., Gage, S., 1997. Landscape approaches to the analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology* 37, 113–132.
- Keeford, B.J., 1998. The relationship between electrical conductivity and selected macroinvertebrate communities in four river systems of South-West Victoria , Australia. *International Journal of Salt Lake Research* 7, 153–170.
- Kelly, M.G., 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Research* 32, 236–242.
- Kennedy, B.W., Langley, D.E., 2007. Assessment of hydrology, water quality, and trace elements in selected placer-minde creeks in the Birch Creek watershed near Central, Alaska, 2001-05.
- Kerans, B.L., Karr, J.R., 1994. A Benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications* 4, 768–785.
- Kitchell, J.F., Carpenter, S.R., 1993. Cascad in trophic interactions, En: Carpenter, S.R., Kitchell, J.F. (Eds.), *The Trophic Cascade in Lakes*. Cambridge Univ. Press, Gran Bretaña pp. 1–14.
- Klemm, D.J., Blocksom, K. a, Fulk, F. a, Herlihy, A.T., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Peck, D. V, Stoddard, J.L., Thoeny, W.T., Griffith, M.B., Davis, W.S., 2003. Development and evaluation of a macroinvertebrate biotic integrity index (MBII) for regionally assessing Mid-Atlantic highlands streams. *Environmental Management* 31, 656–69.
- Kratz, T.K., MacIntire, S., Webster, K., 2005. Causes and consequences of spatial heterogeneity in lakes, En: Lovett, G.M., Jones, C.G., Turner, M.G., Weathers, K. (Eds.), *Ecosystem function in heterogeneous landscapes*. Springer, USA, pp. 329–348.
- Kravchenko, A.N., 2003. Influence of spatial structure on accuracy of interpolation methods. *Soil Science Society of America Journal* 67, 1564–1571.
- Krull, J.N., 1970. Aquatic plant-macroinvertebrate asociations and waterfowl. *Journal of Wildlife Management* 34, 707–718.
- Lacoul, P., Freedman, B., Clair, T., 2011. Effects of acidification on aquatic biota in Atlantic Canada. *Enviromental Reviews* 19, 529–460.

- Lake, P.S., 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology* 48, 1161–1172.
- Lawton, J.H., 1999. Are there general laws in ecology? *Oikos* 84, 177–192.
- LeBlanc, R.T., Brown, R.D., FitzGibbon, J.E., 1997. Modeling the effects of land use change on the water temperature in unregulated urban streams. *Journal of Environmental Management* 49, 445–469.
- Lenat, D.R., Crawford, J.K., 1994. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia* 294, 185–199.
- López-López, E., Sedeño-Díaz, E.J., Ortiz-Ordoñez, E., Rosas, M., Abeja, O., 2010. Health condition assessment in lake Xochimilco (Mexico). *Romanian Journal of Biology.-Zoology*. 55, 69–81.
- Lot, A., Novelo, A., Esparza, E., 2004. Iconografía y estudio de plantas acuáticas de la ciudad de México y sus alrededores. UNAM, Mexico.
- Magurran, A.E., 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- Mandaville, S.M., 2002. Benthic macroinvertebrates in taxa tolerance values , metrics , and protocols.
- Mariely, D., Montebelo, A.A., Bernardes, M.C., Ometto, J.P.H.B., De Camargo, P.B., Krusche, A. V, Ballester, M. V, Victoria, R.L., Martinelli, L.A., 2001. Effects of urban sewage on dissolved oxygen , dissolved inorganic and organic carbon , and electrical conductivity of small streams along a gradient of urbanization in the Piracicaba river basin. *Water, Air, and Soil Pollution* 136, 189–206.
- Mazari-Hiriart, M., Ponce-de-Leon, S., Lopez-Vidal, Y., Islas-Macias, P., Amieva-Fernandez, R.I., Quiñones-Falconi, F., 2008a. Microbiological implications of periurban agriculture and water reuse in Mexico City. *PloS One* 3.
- McCaffery, W.P., Lugo-Ortiz, C.R., Provonsha, A.V., Wang, T.Q., 1997. Los efemerópteros de México: I. Clasificación superior, diagnóstico de familias y composición. *Dugenia* 4, 1–29.
- McComas, S., 2003. *Lake and pond management: A guidebook*. CRC Press, Florida, USA.
- Melzer, A., 1999. Aquatic macrophytes as tools for lake management. *Hydrobiologia* 395/396, 181–190.
- Menke, A.S., 1979. *The Aquatic and semiaquatic Hemiptera of Northern Florida.*, 21st ed.
- Merlín-Uribe, Y., Contreras-Hernández, A., Astier-Calderón, M., Jensen, O.P., Zaragoza, R., Zambrano, L., 2013. Urban expansion into a protected natural area in

Mexico City: alternative management scenarios. *Journal of Environmental Planning and Management* 56, 1–14.

- Merlo-Galeazzi, A., 2010. Variación espacial de la firma isotópica de quironómidos, mop y sedimento en los canales de Xochimilco, México: Implicaciones en la red trófica. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
- Merritt, R., Cummins, K., Berg, M.B., Adler, P.H., Allen, M., Batzer, D.P., Bland, R., Buchwalter, D., Burian, S.K., Byers, G.W., Christiansen, K., Courtney, G.W., Cranston, P.S., Currie, D.C., Ferrington, L., Flint, O., Gelhaus, J.K., Holzenthal, R.W., Huryn, A., King, R.S., Lamberti, G.A., Morse, J., Polhemus, J.T., Resh, V., Rosenberg, D., Roughley, R., Snider, R.J., Stark, B.P., Stewart, K.W., Tennessen, K., Wallace, J.B., Wallace, J.R., Walts, R.D., Webb, D., White, D., Wiggins, G.B., Kipling, W., 2008. *An introduction to the aquatic insect of North America*, 4th ed. Kendall/Hunt Publishing Company, USA.
- Miller, S.W., Wooster, D., Li, J., 2007. Resistance and resilience of macroinvertebrates to irrigation water withdrawals. *Freshwater Biology* 52, 2494–2510.
- Moore, J.C., Berlow, E.L., Coleman, D.C., Ruitter, P.C., Dong, Q., Hastings, A., Johnson, N.C., McCann, K.S., Melville, K., Morin, P.J., Nadelhoffer, K., Rosemond, A.D., Post, D.M., Sabo, J.L., Scow, K.M., Vanni, M.J., Wall, D.H., 2004. Detritus, trophic dynamics and biodiversity. *Ecology Letters* 7, 584–600.
- Moreno, C.E., 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T- Manuales y Tesis SEA, Zaragoza, España.
- Moss, B., 1988. *Ecology of freshwaters: Man and medium*, Second. ed. Blackwell Scientific Publications, London.
- Naeem, S., Li, S., 1997. Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nature* 390, 507–509.
- Nelson, K.C., Palmer, M.A., 2007. Stream temperature surges under urbanization and climate change: data, models, and responses. *Journal of the American Water Resources Association* 43, 440–452.
- Nickus, U., Bishop, K., Erlandsson, M., Evans, C.D., Forsius, M., Laudon, H., Livingstone, D.M., Monteith, D., Theis, H., 2011. Direct impacts of climate change on freshwater ecosystems, En: Kernan, M., Battarbee, R.W., Moss, B. (Eds.), *Climate change impact on freshwater ecosystem*. John Wiley & Sons, Inc., p. 328.
- Novelo, A., Gallegos, M.E., 1988. Estudio de la flora y la vegetación acuática relacionada con el sistemas de chinampas del sureste del Valle de México. *Biótica* 13, 121–139.
- Nurminen, L., 2003. Macrophyte species composition reflecting water quality changes in adjacent water bodies of lake Hiidenvesi , SW Finland. *Annales Botanici Fennici* 40, 199–208.

- Owen, P.L., Downing, A.L., Mittelbach, G.G., Persson, L., Steiner, C.F., Warren, P.H., Woodward, G., 2004. Species loss and the structure and functioning of multitrophic aquatic systems. *Oikos* 104, 467–478.
- Padisák, J., 1993. The influence of different disturbance frequencies on the species richness, diversity and equitability of phytoplankton in shallow lakes. *Hydrobiologia* 249, 135-156.
- Palmer, M.A., Ambrose, R.F., Poff, N.L., 1997. Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology* 5, 291–300.
- Paukert, C.P., Willis, D.W., 2003. Aquatic invertebrate assemblages in shallow prairie lakes: fish and environmental influences. *Journal of Freshwater Ecology* 18, 523–536.
- Peet, R.K., 1974. The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5, 285–307.
- Pérez Munguía, R., Pineda López, R., 1999. Integridad biótica de ambientes acuáticos, En: Sanchez, O., Herzing, M., Peters, E., Marquez, R., Zambrano, L. (Eds.), *Perspectivass sobre conservacion de ecosistemas acuáticos en México*. INE, Mexico, pp. 71–111.
- Pimentel, D., Cooperstein, S., Randell, H., Filiberto, D., Sorrentino, S., Kaye, B., Nicklin, C., Yagi, J., Brian, J., O'Hern, J., Habas, a., Weinstein, C., 2007. Ecology of increasing diseases: Population growth and environmental degradation. *Human Ecology* 35, 653–668.
- Piscart, C., Moreteau, J.-C., Beisel, J.-N., 2005. Biodiversity and structure of macroinvertebrate communities along a small permanent salinity gradient (Meurthe River, France). *Hydrobiologia* 551, 227–236.
- Plotnikoff, R.W., Polayes, J., 1999. The relationship between stream macroinvertebrates and salmon in the Quilceda / Allen Drainage. Washington.
- Polis, G.A., Anderson, W.B., Holt, R.O., 1997. Toward an integration of landscape and food web ecology: The dynamics of spatially subsidized food webs. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28, 289–316.
- Pond, G.J., Passmore, M.E., Borsuk, F.A., Reynolds, L., Rose, C., 2008. Downstream effects if mountaintop coal mining: Comparing biological conditions using family-and genus- level macroinvertebrate bioassessment tools. *Journal of North American Benthological Society* 27, 717–737.
- Prugh, L.R., Hodges, K.E., Sinclair, A.R.E., Brashares, J.S., 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105, 20770–20775.
- Quinn, J.M., Hickey, C.W., 1990a. Magnitude of effects of substrate particle size, recent flooding, and catchment development on benthic invertebrates in 88 New

- Zealand rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 24, 411–427.
- Quinn, J.M., Hickey, C.W., 1990b. Characterisation and classification of benthic invertebrate communities in 88 New Zealand rivers in relation to environmental factors. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 24, 387–409.
- Rader, R.B., Service, F., Richardson, C.J., 1994. Response of macroinvertebrates and small fish to nutrient enrichment in the northern everglades. *Wetlands* 14, 134–146.
- Rai, U.N., Sinha, S., Tripathi, R.D., Chandra, P., 1995. Wastewater treatability potential of some aquatic macrophytes: Removal of heavy metals. *Ecological Engineering* 5, 5–12.
- Ravera, O., 2000. A comparison between diversity , similarity and biotic indices applied to the macroinvertebrate community of a small stream : the Ravella river (Como Province , Northern Italy). *Aquatic Ecology* 35, 97–107.
- Rawer-Jost, C., Böhmer, J., Blank, J., Rahmann, H., 2000. Macroinvertebrate functional feeding group methods in ecological assessment. *Hydrobiologia* 422/423, 225–232.
- Reiter, P., 2008. Climate change and mosquito-borne disease : Knowing the horse before hitching the cart Malaria : A paradigm of the mosquito-borne diseases. *Revue scientifique et technique de l'office international des epizooties* 27, 383–398.
- Reynoldson, T.B., Metcalfe-Smith, J.L., 1992. An overview of the assessment of aquatic ecosystem health using benthic invertebrates. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 1, 295–308.
- Root, R.B., 1967. The niche exploitation pattern of the bluegray gnatcatcher. *Ecological monographs* 37, 317–350.
- Rosenzweig, M.L., 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.
- Roy, A.H., Rosemond, A.D., Paul, M.J., Leigh, D.S., Wallace, J.B., 2003. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, US.A.). *Freshwater Biology* 48, 329–346.
- Rueda, J., Camacho, A., Mezquita, F., Hernández, R., Roca, J.R., 2002. Effect of episodic and regular sewage discharges on the water chemistry and macroinvertebrate fauna of a mediterranean stream. *Water, Air, and Soil Pollution* 425–444.
- Sandoval Contreras, J., 2008. Evaluación de la calidad de agua en los canales de Xochimilco para su recuperacion ecológica. UNAM.

- Santacruz Barrera, J.R., 2011. Invertebrados asociados a *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms en el lago de Xochimilco. México, D.F. UNAM.
- Santoyo Villa, E., Ovando Shelley, E., Mooser, F., León Plata, E., 2005. Síntesis geotécnica de la cuenca del valle de México. TGC, México, D.F.
- Scheffer, M., 1998. Ecology of shallow lakes. Chapman & Hall, Great Britain.
- Sheldon, F., Boulton, A.J., Puckridge, J.T., 2002. Conservation value of variable connectivity : Aquatic invertebrate assemblages of channel and floodplain habitats of a central Australian arid-zone river , Cooper Creek. *Biological Conservation* 103, 13–31.
- Smith, L.I., 2002. A tutorial on principal components analysis introduction.
- Solimini, A.G., Free, G., Donohue, I., Irvine, K., Pusch, M., Rossaro, B., Sandin, L., Cardoso, A.C., 2006. Using benthic macroinvertebrates to assess ecological status of lakes current knowledge and way forward to support WFD implementation. Intitute for Environment and Sustainability, Italia.
- Spieles, D.J., Mitsch, W.J., 2000. Macroinvertebrate community structure in high-and low-nutrient constructed wetlands. *Wetlands* 20, 716–729.
- Srivastava, J., Gupta, A., Chandra, H., 2008. Managing water quality with aquatic macrophytes. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 7, 255–266.
- Statzner, B., Hildrew, A.G., Resh, V.H., 2001. Species traits and enviromental constrains: Entomological resarch and the history of ecological theory. *Annual Review of Entomology* 46, 291–316.
- Stewart, A.J.A., John, E.A., Hutchings, M.J., 2000. The word is heterogeneous: ecological consecuences of living in a patchy environment., En: Hutchings, M.J., John, E.A., Stewart, A.J.. (Eds.), *The ecological consecuences of enviromental heterogeneity*. Blackwell Scientific Publications, London, pp. 1–8.
- Sunahara, T., Ishizaka, K., Mogi, M., 2002. Habitat size: a factor determining the opportunity for encounters between mosquito larvae and aquatic predators. *Journal of Vector Ecology* 27, 8–20.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E., 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277, 1300–1302.
- Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., Thies, C., 2002. Characteristics of insect populations on habitat fragments: A mini review. *Ecological Research* 17, 229–239.
- UNEP, 1992. Convention on biological diersity. Unites Nations Enviromental Program, Enviromental law and institutions program activity centre, Nairobi.

- Valek, G., 2000. Agua: Reflejo de un valle en el tiempo. Offset, S.A de C.V., México, D.F.
- Villatoro, M., Henríquez, C., Sancho, F., 2008. Comparación de los interpoladores IDW y kriging en la variación espacial de pH, ca, cice y p del suelo. *Agronomía Costarricense* 32, 95–105.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M., 1997. Human domination of Earth ' s ecosystems. *Science* 277, 494–499.
- Voigts, D.K., 1976. Aquatic invertebrate abundance in relation to changin marsh vegetation. *American Midland Naturalist* 95, 313–322.
- Wagner, H.H., Fortin, M.-J., 2005. Spatial analysis of landscapes: Concepts and statistics. *Ecology* 86, 1975–1987.
- Walsh, C.J., Sharpe, A.K., Breen, P.F., Sonneman, J.A., 2001. Effects of urbanization on streams of the Melbourne region , Victoria , Australia . I . Benthic macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 46, 535–551.
- Ward, J.V., 1992. Aquatic insects ecology: Biology and habitat. J Wiley., New York.
- Washington, H.G., 1984. Diversity, biotic and similarity indeces: A review with especial relevance to aquatic ecosystems. *Water Research* 18, 653–694.
- Weis, J.S., Weis, P., 2004. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environment International* 30, 685–700.
- Wetzel, R.G., 1983. *Limnology*, 2nd ed. Saunders HBJ, USA.
- Wiens, J. a., 2002. Riverine landscapes: Taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology* 47, 501–515.
- Williams, D.D., Williams, N.E., 1998. Aquatic insects in an estuarine environment: densities, distribution and salinity tolerance. *Freshwater Biology* 39, 411–421.
- Zambrano, L., Contreras, V., Mazari-Hiriart, M., Zarco-Arista, A.E., 2009. Spatial heterogeneity of water quality in a highly degraded tropical freshwater ecosystem. *Environmental Management* 43, 249–63.
- Zambrano, L., Valiente, E., Vander Zanden, M.J., 2010a. Stable isotope variation of a highly heterogeneous shallow freshwater system. *Hydrobiologia* 646, 327–336.
- Zambrano, L., Valiente, E., Vander Zanden, M.J., 2010b. Food web overlap among native axolotl (*Ambystoma mexicanum*) and two exotic fishes: Carp (*Cyprinus carpio*) and tilapia (*Oreochromis niloticus*) in Xochimilco, Mexico City. *Biological Invasions* 12, 3061–3069.

Zedler, J.B., 2003. Wetlands at your service : Reducing impacts of agriculture at the watershed scale. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1, 65–72.

ANEXOS

Anexo I

Tabla donde se muestra la clasificación taxonómica, el valor de tolerancia y el grupo funcional asignado a cada organismo identificado.

Clasificación Taxonómica	Valor de Tolerancia	Grupo Funcional
Filum Annelida		
Clase Clitellata		
Orden Rhynchobdellida		
Familia Glossiphoniidae		
Género Helobdella		Parásito ó
Especie. H. fusca	6	Depredador
Orden Arhynchobdellida		
Familia Erpobdellidae		
Género Erpobdella		
Especie. E. ochoterenai	10	Parásito
Filum Mollusca		
Clase Gastropoda		
Orden Basommatophora		
Familia Physidae		
Género Physa	8	Raspador
Familia Lymnaeidae		
Género Lymnaea	6	Raspador
Filum Arthropoda		
Clase Malacostraca		
Orden Amphipoda		
Familia Talitridae		
Género Hyalella		
Especie H. azteca	8	Colector-Recolector
Orden Isopoda		
Familia Asellidae	8	Colector-Recolector

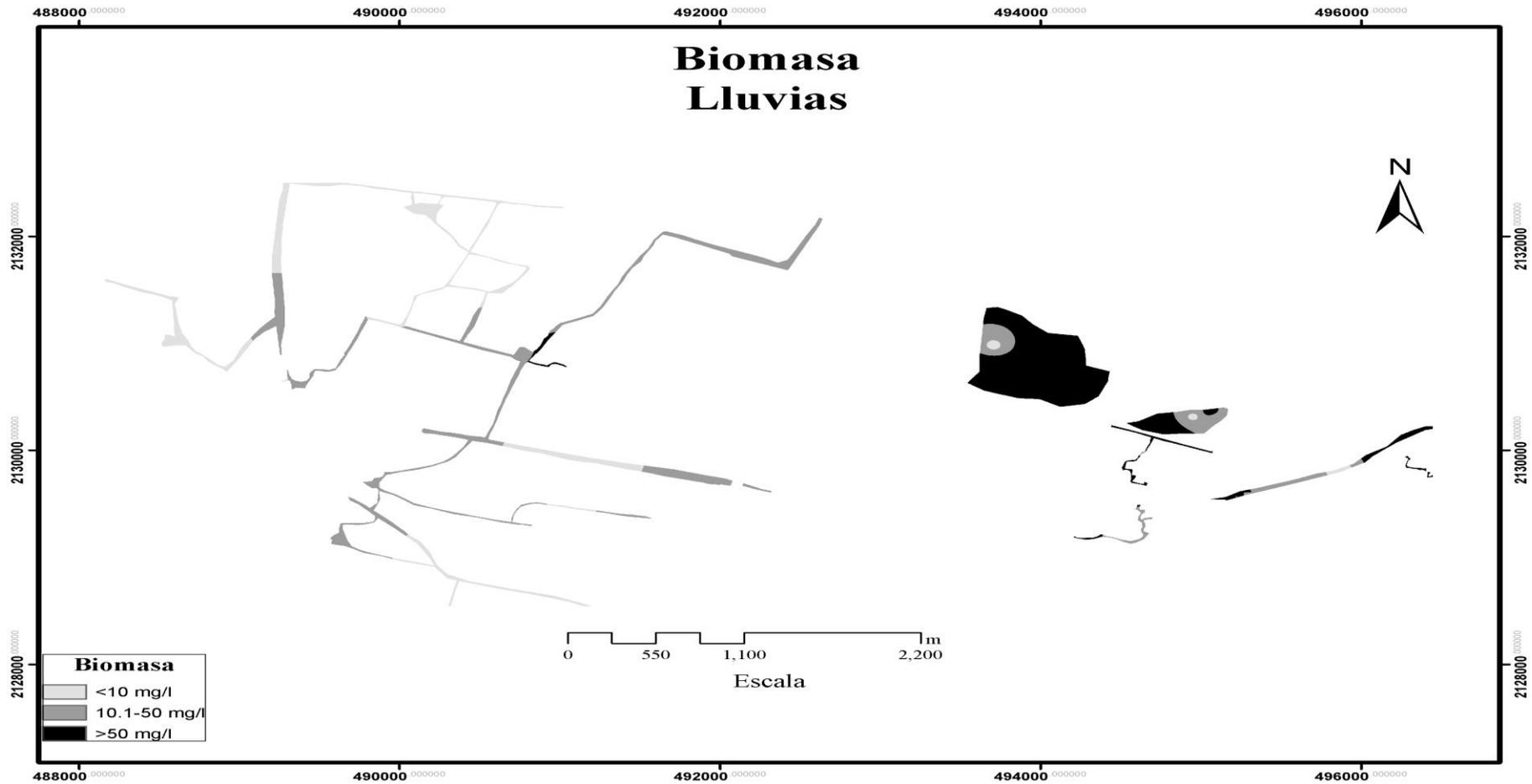
Género Caecidotea
 Orden Decapoda
 Familia Cambaridae
 Género Cambarellus

Especie C. montezumae	6	Colector-Recolector
<hr/>		
Clase Insecta		
Orden Hemiptera		
Familia Belostomatidae		
Género Belostoma	5	Depredador
Familia Notonectidae	5	Depredador
Familia Corixidae	5	Depredador
Familia Nepidae	5	Depredador
Familia Veliidae	5	Depredador
Familia Macroveliidae	5	Depredador
<hr/>		
Orden Ephemeroptera		
Familia Baetidae	4	Colector-Recolector
<hr/>		
Orden Odonata		
Familia Aeshnidae		
Género Aeshna	3	Depredador
Familia Coenagrionidae		
Género Ischnura	9	Depredador
<hr/>		
Orden Diptera		
Familia Chironomidae		
Género Chironomus	10	Colector-Recolector
Familia Syrphidae	10	Colector-Recolector
Familia Culicidae		
Género Culex	8	Colector-Filtrador
Género Culiseta	8	Colector-Filtrador
Familia Tipulidae	3	Triturador
Familia Ephydriidae	6	Colector-Recolector
<hr/>		

Orden Lepidoptera		
Familia Noctuidae	5	Triturador
<hr/>		
Orden Coleoptera		
Familia Staphylinidae		
Género Stenus	5	Depredador
Familia Dytiscidae		
Género Cybister	5	Depredador (Larva) Depredador (Adulto y larva)
Género Rhantus	5	larva)
Género Laccophilus	5	Depredador (Adulto y larva)
Género Thermonectus	5	Depredador (Adulto y larva)
Familia Hydrophilidae		
Género Tropisternus	5	Colector-Recolector (Adulto) Depredador (Larva) Colector-Recolector (Adulto)
Género Paracymus	5	Depredador (Larva) Perforador (Adulto)
Género Enochrus	5	Colector-Recolector (Larva)
Familia Curculionidae	5	Triturador
<hr/>		

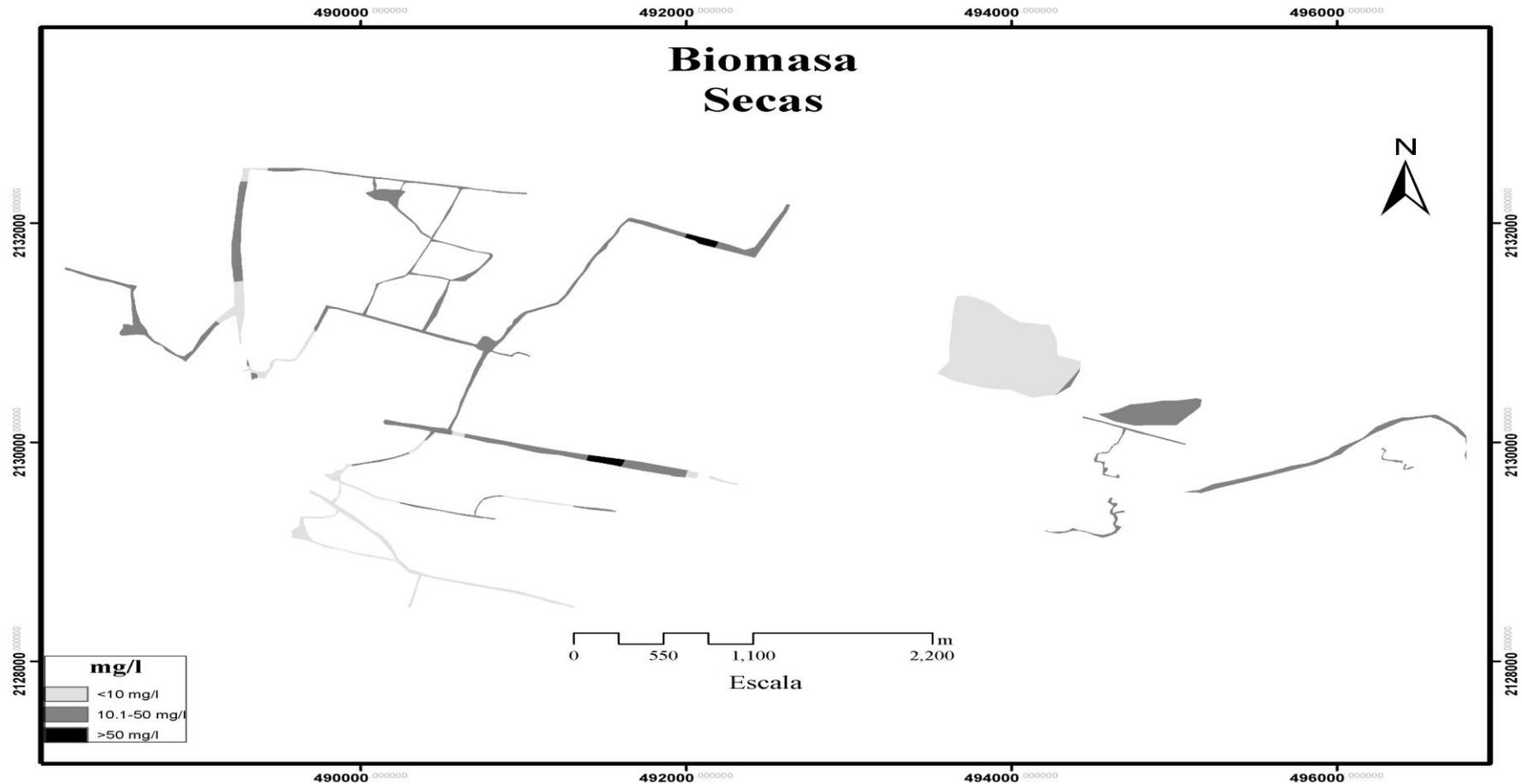
Anexo II

Interpolación de los valores de biomasa en la época de lluvias reclasificados en tres grupos. Grupos: menor a 10 mg/l (gris claro), entre 10.1 y 50 mg/l (gris oscuro) y mayor a 50 mg/l (negro).



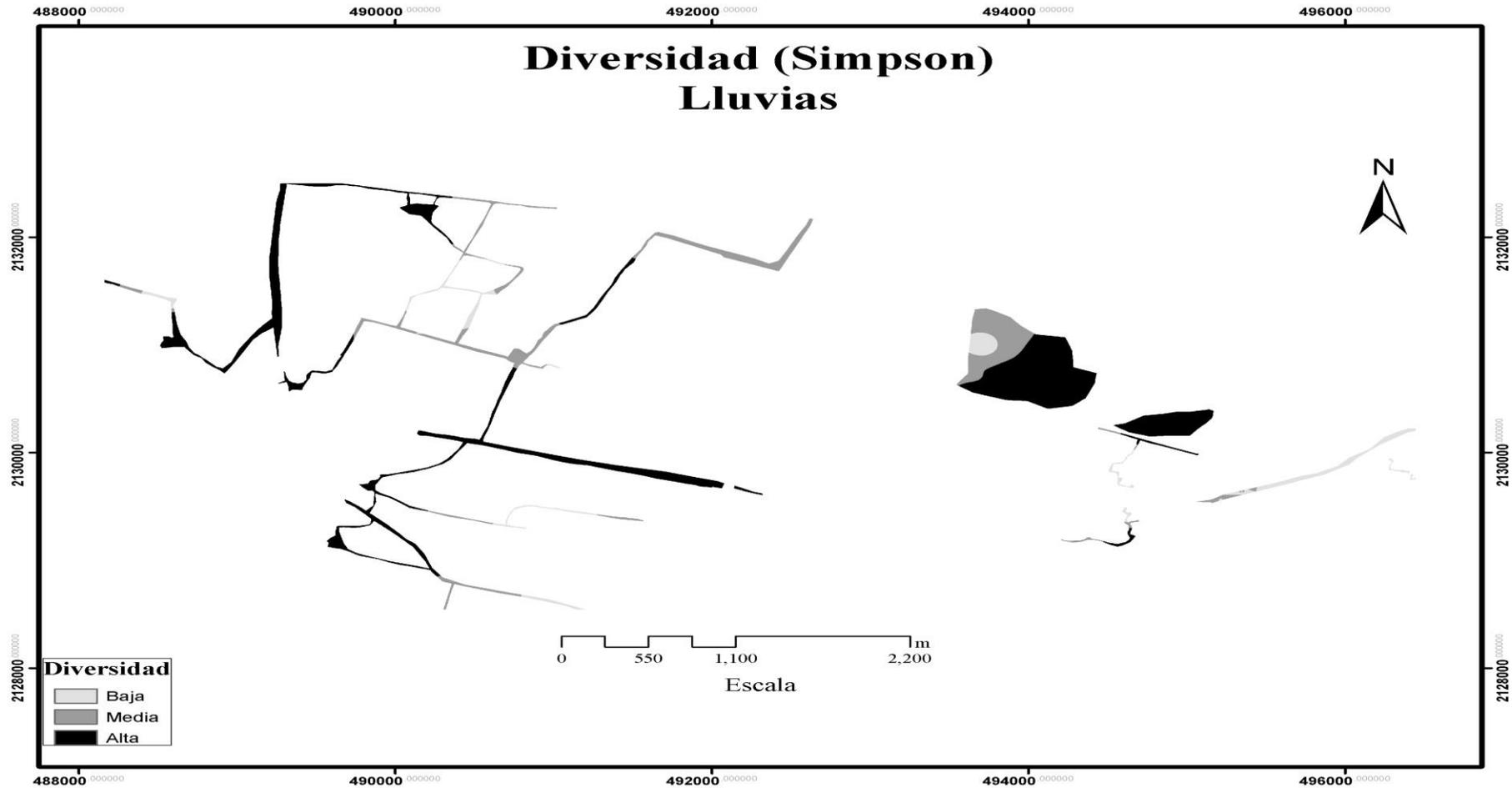
Anexo III

Interpolación de los valores de biomasa en la época de secas reclasificados en tres grupos. Grupos: menor a 10 mg/l (gris claro), entre 10.1 y 50 mg/l (gris oscuro) y mayor a 50 mg/l (negro).



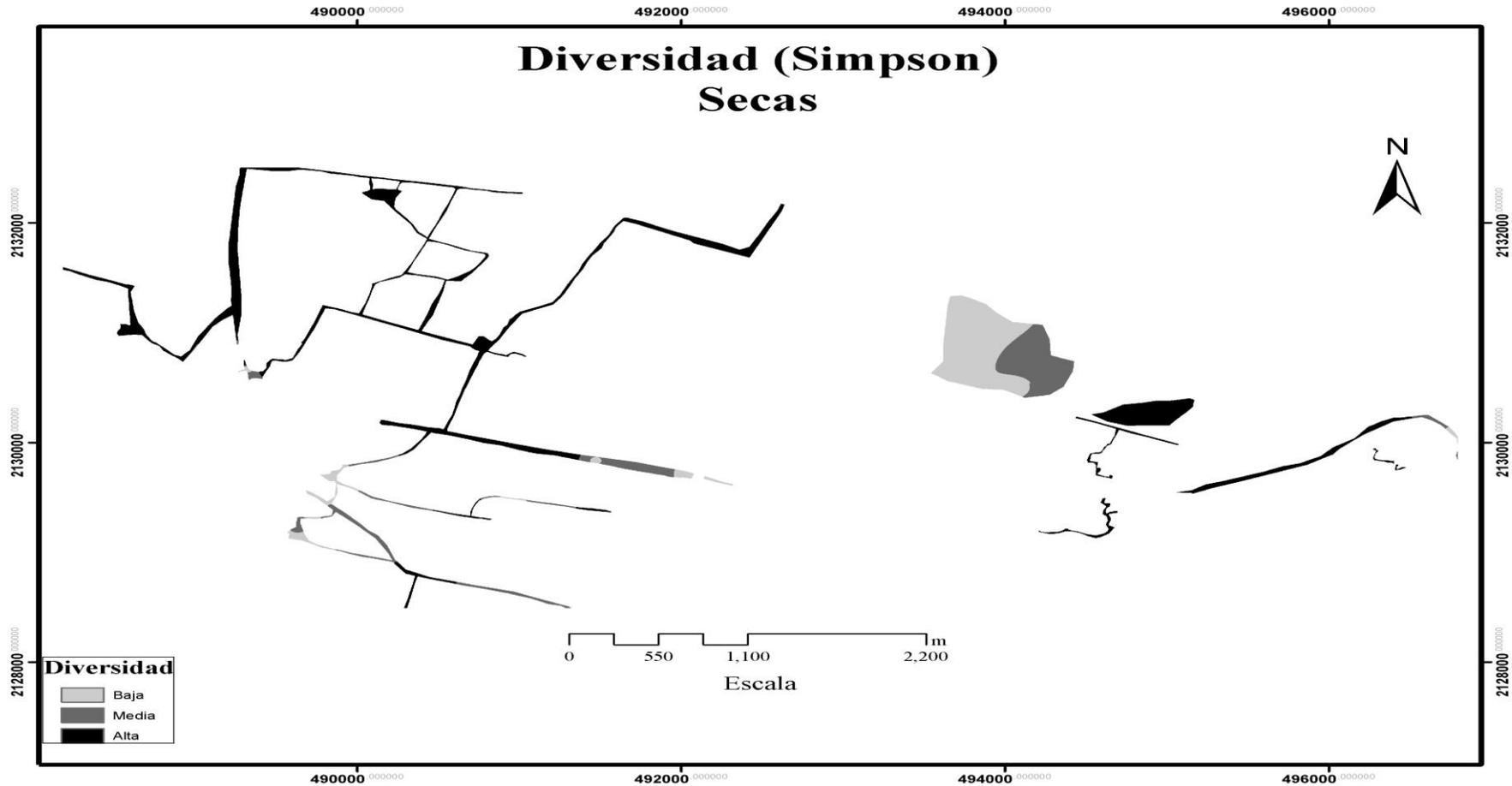
Anexo IV.

Interpolación de los valores de diversidad de Simpson en la época de lluvias reclassificados en tres grupos. Grupos: Baja, valores entre 0 y 0.32 (gris claro); media, valores entre 0.33 y 0.54, (gris oscuro); alta, valores entre 0.55 y 1 (negro).



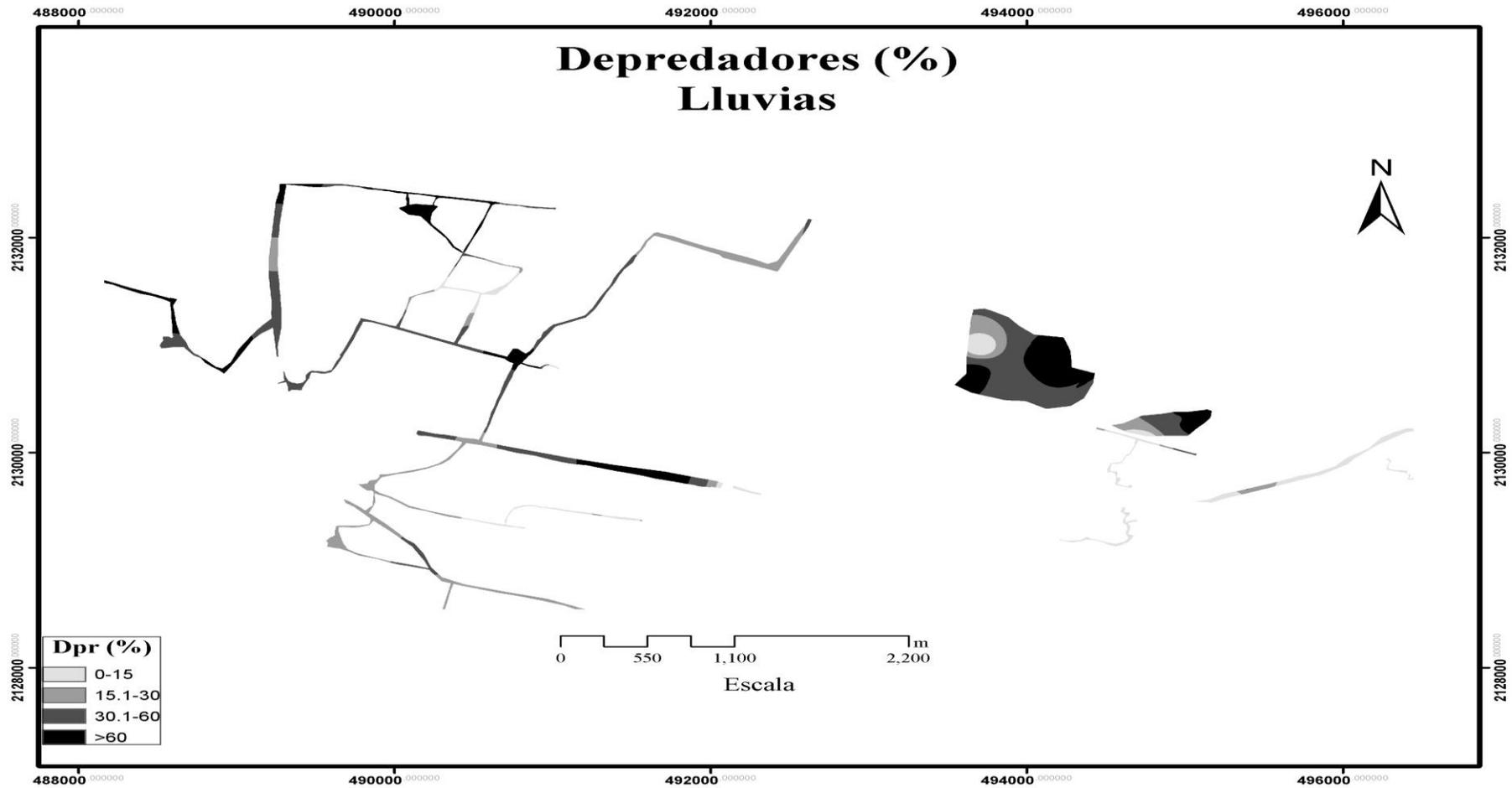
Anexo V.

Interpolación de los valores de diversidad de Simpson en la época de secas reclassificados en tres grupos. Grupos: Baja, valores entre 0 y 0.32 (gris claro); media, valores entre 0.33 y 0.54, (gris oscuro); alta, valores entre 0.55 y 1 (negro).



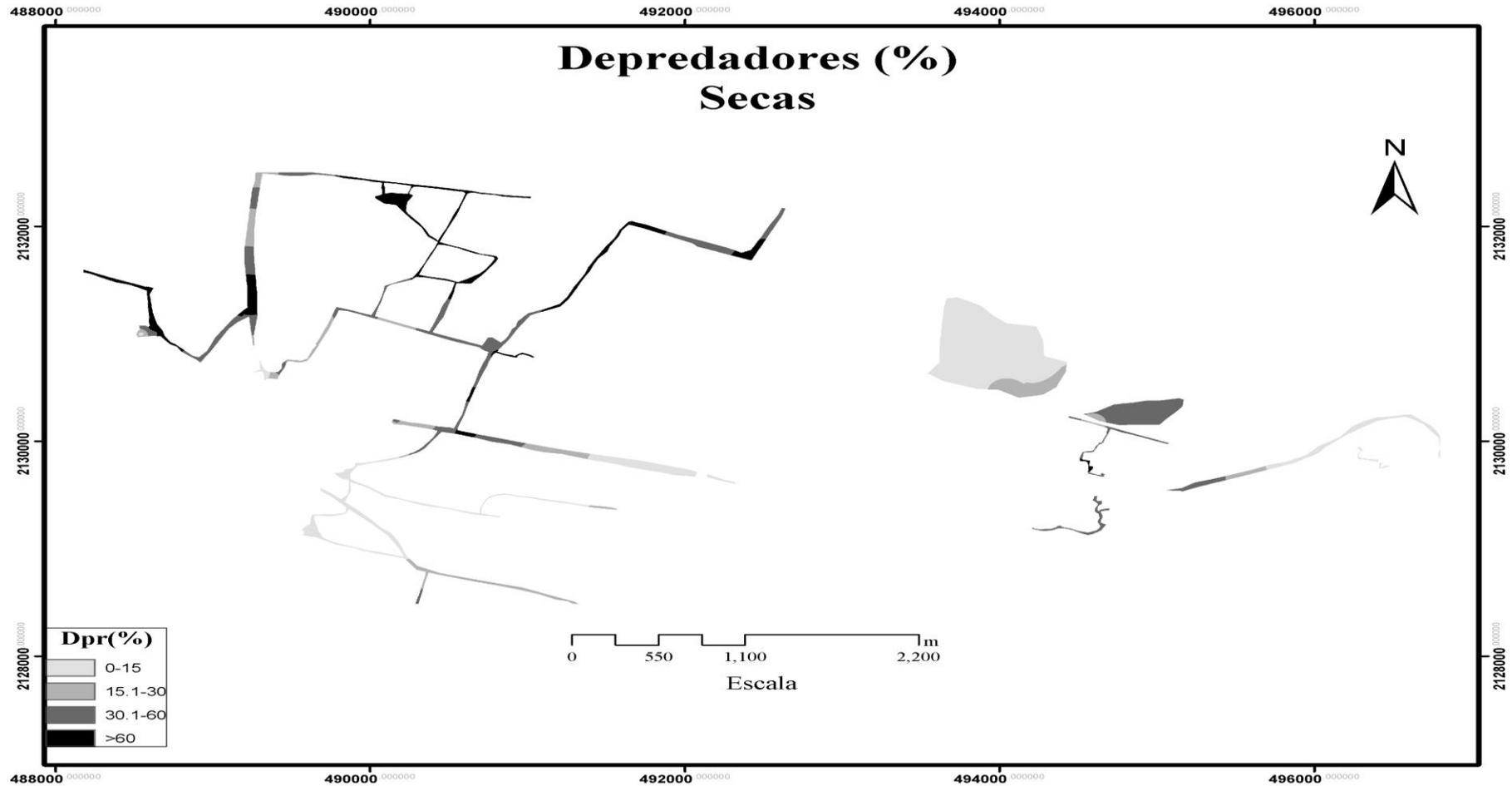
Anexo VI.

Interpolación de los valores de porcentaje de depredadores en la época de lluvias reclassificados en cuatro grupos. Grupos: de 0 a 15% (gris claro), de 15.1 a 30% (gris medio), de 30.1 a 60% (gris oscuro), y mayor a 60% (negro).



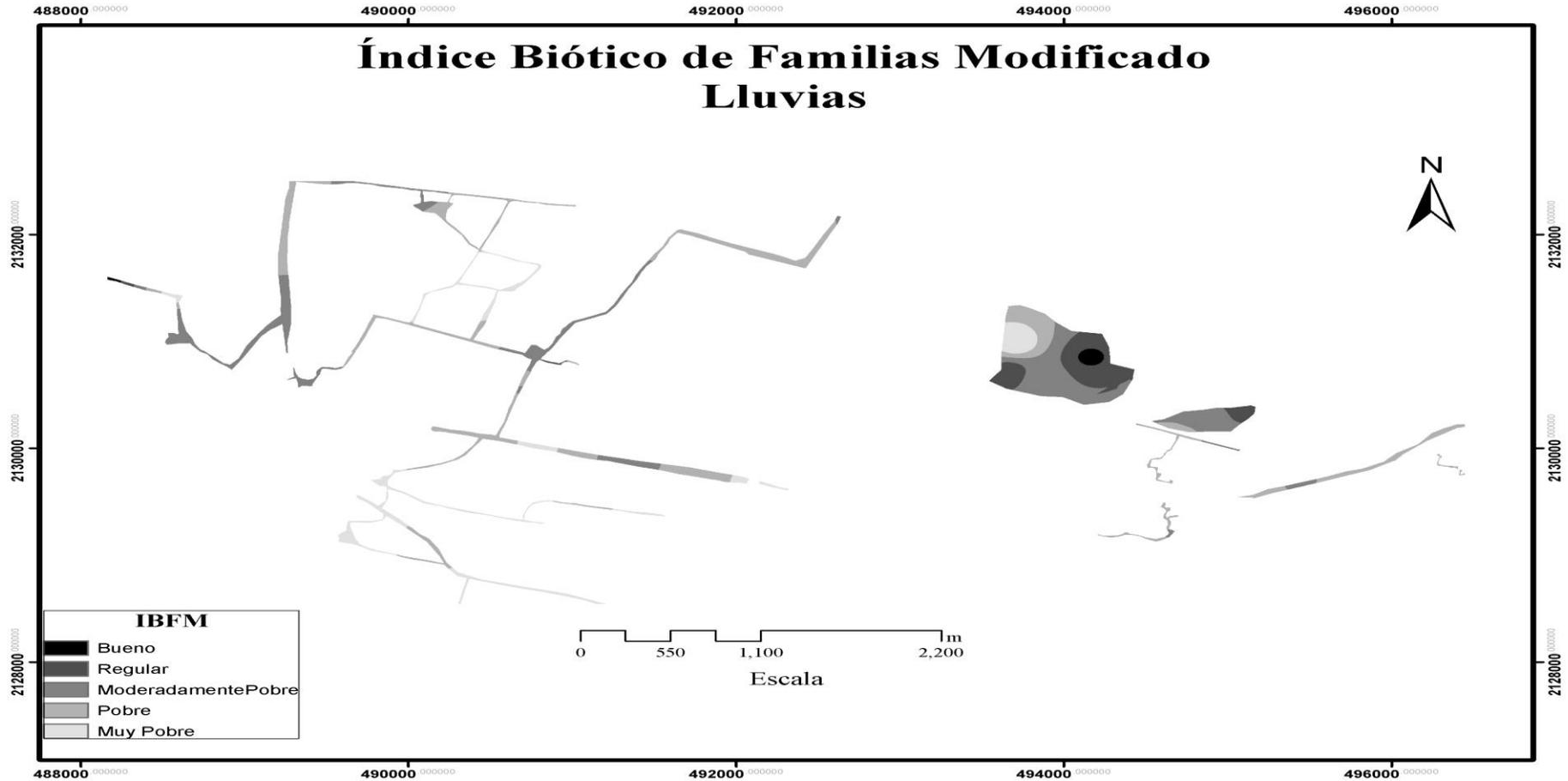
Anexo VII.

Interpolación de los valores de porcentaje de depredadores en la época de secas reclassificados en cuatro grupos. Grupos: de 0 a 15% (gris claro), de 15.1 a 30% (gris medio), de 30.1 a 60% (gris oscuro), y mayor a 60% (negro).



Anexo VIII.

Interpolación del Índice Biotico de Familias Modificiada para la temporada de lluvias reclasificado en cinco categorías basadas en Mandaville (2002). Categorías: Bueno, IBFM entre 4.51 y 5.5 (negro); Regular, IBFM entre 5.51 y 6.5 (gris oscuro); Moderadamente pobre, IBFM entre 6.51 y 7.5 (gris medio-oscuro); Pobre, IBFM entre 7.51 y 8.5 (gris medio-claro); Muy pobre, IBFM entre 8.51 y 10 (gris claro)



Anexo IX

Interpolación del Índice Biótico de Familias Modificado para la temporada de secas reclasificado en cinco categorías basadas en Mandaville (2002). Categorías: Regular, IBFM entre 5.51 y 6.5 (negro); Moderadamente pobre, IBFM entre 6.51 y 7.5 (gris medio-oscuro); Pobre, IBFM entre 7.51 y 8.5 (gris medio-claro); Muy pobre, IBFM entre 8.51 y 10 (gris claro)

