

Informe final* del Proyecto GN049
Evaluación del impacto de una especie íctica invasora *Cyprinus carpio* en el Lago de Pátzcuaro, Michoacán

Responsable: Dr. Javier Caraveo Patiño
Institución: Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C.
Dirección: Mar Bermejo # 195, Playa Palo de Santa Rita, La Paz, BCS, 23090, México
Correo electrónico: jcaraveo04@cibnor.mx
Teléfono/Fax: (612)125 3633 y (612)125 3633 (612) 12 384 84 ext. 3445
Fecha de inicio: Mayo 15, 2009.
Fecha de término: Julio 10, 2012.
Principales resultados: Hojas de cálculo, informe final.
Forma de citar el informe final y otros resultados:** Caraveo Patiño, J. 2013. Evaluación del impacto de una especie íctica invasora *Cyprinus carpio* en el Lago de Pátzcuaro, Michoacán. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. **Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. GN049.** México D. F.

Resumen:

La presente investigación propuesta a la CONABIO pretende analizar el impacto de una especie invasora *Cyprinus carpio* en el ecosistema acuático del lago de Pátzcuaro y, en particular, la afectación a otras especies de peces nativas del lugar. El muestreo de la especie mediante red chinchorro permitirá conocer la distribución y abundancia de la población al igual que definir el papel ecológico de la carpa en la trama alimenticia mediante la técnica de isótopos estables y la revisión de contenidos estomacales. El potencial reproductivo se estimará a través de la fecundidad. La evaluación pertinente indicará si es posible erradicar la especie del ambiente lacustre o la posibilidad de aplicar medidas de control para amortiguar el impacto ecológico producido.

-
- * El presente documento no necesariamente contiene los principales resultados del proyecto correspondiente o la descripción de los mismos. Los proyectos apoyados por la CONABIO así como información adicional sobre ellos, pueden consultarse en www.conabio.gob.mx
 - ** El usuario tiene la obligación, de conformidad con el artículo 57 de la LFDA, de citar a los autores de obras individuales, así como a los compiladores. De manera que deberán citarse todos los responsables de los proyectos, que proveyeron datos, así como a la CONABIO como depositaria, compiladora y proveedora de la información. En su caso, el usuario deberá obtener del proveedor la información complementaria sobre la autoría específica de los datos.



Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste
Mar Bermejo No. 195, Col. Playa Palo de Santa Rita, Apdo. Postal 128; La Paz,
BCS 23090, México.

INFORME FINAL

Titulo del proyecto:

**EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE UNA ESPECIE
ÍCTICA INVASORA *Cyprinus carpio* EN EL LAGO DE
PÁTZCUARO, MICHOACÁN**

Responsable del proyecto: Dr. Javier Caraveo Patiño

Programa de Planeación Ambiental y Conservación
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
(CIBNOR)

Tel. (612) 123 84-47,
e-mail: jcaraveo04@cibnor.mx

La Paz, 30 de septiembre del 2011

Resumen ejecutivo

Actualmente existe evidencia que sugiere que la carpa común, *C. carpio*, es una de las principales causas de pérdida de biodiversidad y transparencia en los lagos someros. Aparentemente el efecto de la carpa sobre la comunidad de peces nativos es indirecto. Existe evidencia que *C. carpio* aumenta la turbidez por que posee el hábito de remover la cobertura vegetal y el sedimento para buscar su alimento. Ello en conjunto con su adaptabilidad a la turbidez y su carácter omnívoro le dan una ventaja sobre las especies nativas. Actualmente se piensa que la turbidez del lago de Pátzcuaro se relaciona con su presencia. La única evidencia que permite mantener esta hipótesis como viable son estudios realizados en sistemas artificiales, principalmente bordos y estanques o en jaulas en el interior de lagos de Australia.

Por lo anterior el objetivo del presente estudio fue actualizar la información de la densidad de la carpa en el lago y conocer la posible relación de su presencia con la turbidez del Lago. Para alcanzar este objetivo se estudio de manera paralela la estructura de peces del lago de Pátzcuaro, las características ambientales como turbidez, oxígeno disuelto, temperatura, entre otros parámetros fisicoquímicos, y su ecología trófica de la comunidad de peces del lago. Esto último mediante los análisis tradicionales de contenidos estomacales y el uso de isotopos estables. Con el fin de tener una mejor perspectiva sobre la función e interacción trófica entre la carpa y la comunidad de peces del lago.

Los resultados obtenidos con los muestran que la carpa no domina la comunidad de peces en todo el cuerpo de agua del Lago de Pátzcuaro. Durante la época de secas, de menor precipitación, su representatividad frecuentemente es compartida o superada por otras especies nativas. Únicamente, durante la época de lluvias, su representatividad es dominante. Esta evidencia impide mantener como viable la hipótesis de que la turbidez del lago de Pátzcuaro se debe a la presencia de esta especie. Más aún la evidencia de que la frecuencia de ocurrencia de especies nativas es mayor en regiones de mayor turbidez cuestiona la idea de considerar a *Cyprinus carpio* como una de las principales causas de pérdida de biodiversidad y transparencia, tal como se ha sugerido en cuerpos de agua artificiales.

En el presente estudio se definieron cuatro biotopos de turbidez dentro del lago y se demostró que el biotopo de turbidez con mayor densidad de carpa (el EMBARCADERO) también presentó varias formas de crecimiento de vegetación acuática: arraigada sumergida, arraigada emergente y flotante (lirio). Este sitio en particular es dragado continuamente (al menos una vez por semana) para extraer el sedimento del fondo y el lirio es removido y triturado diariamente. Una parte del lirio removido es colocado en las orillas del lago y otra parte es depositada en el fondo, aportando materia orgánica al sistema. Por esta razón, no es viable atribuir la remoción de la vegetación acuática a la carpa. El embarcadero se considera el biotopo más turbio dentro del lago, pero también es el que presenta menor



cantidad de sólidos totales. Por tanto la turbidez podría ser atribuible al incremento en la productividad resultado del aporte de materia orgánica del lirio y de las descargas de aguas residuales provenientes de la ciudad de Pátzcuaro, Michoacán.

La evidencia obtenida en el presente estudio permite cuestionar la idea negativa de la presencia de la carpa en los sistemas acuáticos desde la perspectiva de su adaptabilidad a ambientes turbios. La evidencia obtenida sobre su función ecológica en el sistema biológico que se ha constituido en el lago de Pátzcuaro, al parecer por causas antropogénicas, le adjudica más bien un importante papel ecológico, reintegrar al sistema una gran biomasa de materia orgánica, la cual proviene principalmente del detritus acumulado en las áreas de mayor impacto humano. Por ello, no es posible mantener la idea de que la carpa está afectando de manera indirecta la composición específica de peces nativos en este Lago. Es posible que el aumento en la turbidez, la remoción de la vegetación acuática y las afectaciones al flujo de nutrientes en el Lago de Pátzcuaro no sean causadas por la carpa, sino podrían ser atribuibles a las actividades humanas. *Cyprinus carpio* es simplemente una especie resistente, que tiene la capacidad de adaptarse a dichos cambios sin afectar necesariamente a la comunidad de peces nativos. Quizás la pérdida del nivel de lago es otra de las principales causas del cambio estructural de la comunidad de peces nativos, y en particular la estructura de tallas de las especies del género *Chirostoma*, la cual quizás, es una evidencia de que este género adjunta a especies con una gran adaptabilidad trófica y resistencia a la turbidez, como lo es el genero *Cyprinus*.

Introducción:

Las especies invasoras se catalogan como la segunda causa a nivel global de la pérdida de biodiversidad (Vitousek et al. 1996; Leung et al. 2002). En particular la introducción de la carpa común *C. carpio*, ha sido relacionada como una de las principales causas de pérdida de biodiversidad y transparencia del agua en lagos someros (Zambrano et al. 2001). Las consecuencias del establecimiento de esta especie sobre la fauna acuática nativa inciden particularmente en regiones altamente diversas como el centro de México, donde se ubica el lago de Pátzcuaro (Zambrano et al. 2006).

La clasificación taxonómica de la carpa común es la siguiente (Nikolskii, 1961):

Phylum: Vertebrata
Subphylum: Gnathostomata
Clase: Pisces
Subclase: Teleostomi
Orden: Cypriniformes
Suborden: Cyprinoide
Familia: Cyprinidae
Subfamilia Cyprininae
Especie: *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758



Figura 1. Carpa común *Cyprinus Carpio*.

La carpa presenta particularidades morfológicas en función de la variedad genética, aunque mantiene rasgos característicos de la especie como un par de barbillas y un par de dientes faríngeos a cada lado de la mandíbula superior, con una superficie masticadora bien desarrollada (SEPESCA 1988). Su cuerpo es robusto comprimido lateralmente; longitud total que varía entre 381 y 457 mm; altura máxima del cuerpo 25.8 a 32.8% de la longitud total; cabeza de forma triangular con una longitud de 23.3 al 27.2% de la longitud total; ojos pequeños, boca de tamaño moderado, sin dientes en la mandíbula, la mandíbula superior ligeramente mayor y protusible. Dos pares de barbillas por arriba de la boca con un par posterior en la esquina que resultan muy evidentes (SEPESCA 1988). Los

organismos adultos generalmente presentan el dorso verde olivo y amarillo en el vientre, aunque resulta una característica variable (SEPESCA 1988).

Cyprinus carpio es la especie piscícola más dispersa en el mundo debido a su gran adaptación a condiciones climáticas diversas, con formas domésticas seleccionadas que alcanzan crecimientos rápidos y una elevada tasa de reproducción (SEPESCA 1988).

Las hembras maduran sexualmente entre 1.5 y 2 años de edad en función de la temperatura; los machos maduran más rápidamente, por lo general seis meses a un año antes que las hembras. En el medio natural la reproducción ocurre en aguas lénticas con abundante vegetación, a finales de invierno y en la primavera cuando la temperatura aumenta. El huevecillo adherente adquiere fijación inmediata a la maleza acuática después de la fecundación. El número de óvulos asciende a 80,000 y hasta 120,000 por kg de peso. El desarrollo embrionario dura de 44 a 46 horas a 23°C. El alevín nace con un saco vitelino que tarda en 3 a 4 días en reabsorción. Después inicia la ingestión de alimento externo, básicamente zooplancton, y con una longitud aproximada de 3.5 cm adquiere los hábitos alimenticios omnívoros definitivos (SEPESCA 1988).

Antecedentes

La presencia de la carpa (*C. carpio*) en el Lago de Pátzcuaro data del año 1974, cuando operó el Fideicomiso para el Desarrollo de la Fauna Acuática (FIDEFA). Recientemente, las autoridades como la Comisión de Pesca del Gobierno del Estado de Michoacán han implementado medidas para controlar la población de carpa a través del esfuerzo pesquero, y asimismo han manifestado interés por contar con una evaluación por parte de las instituciones de investigación sobre el efecto de la carpa en el lago de Pátzcuaro. De manera cualitativa existen señales de daños al ecosistema como es el aumento exagerado en turbidez del agua por la resuspensión de sedimentos; así como la disminución en la abundancia de especies nativas. No obstante, faltan indicadores que permitan valorar adecuadamente el daño provocado por la especie invasora para justificar plenamente su manejo, control o erradicación.

En forma paralela, la pérdida de nivel de agua en el lago de Pátzcuaro en 70 años alcanzó en la actualidad los seis metros aproximadamente (Bernal-Brooks 2008), hecho que ocasiona las condiciones ideales de turbidez para la proliferación de esta especie.

En la actualidad, los registros de captura comercial de la oficina de Pesca del Estado de Michoacán, sugiere que la carpa en el Lago de Pátzcuaro es muy abundante y domina en biomasa sobre cualquier especie nativa e introducida (Registros de captura comercial de la oficina de pesca de Michoacán). A pesar que los efectos sobre el ecosistema no han sido aún cuantitativamente evaluados,

existen evidencias de que la calidad ambiental del Lago se está perdiendo (Medina-Nava 2003). La carencia de información específica sobre los aspectos real contribución de *C. carpio* a la estructura de la comunidad de peces y conocimientos biológicos ecológicos básicos en el lago de Pátzcuaro, conlleva a la necesidad de hacer un estudio dirigido a conocer este tipo de información a lo largo de un ciclo anual.

Objetivo general. Evaluar los daños ocasionados al ecosistema lacustre de Pátzcuaro por la carpa común como una especie invasora.

Objetivos particulares.

- 1) Estimar la distribución espacial y temporal de la especie, abundancia relativa, densidad y frecuencia de tallas.
- 2) Realizar un análisis trófico sobre el papel que juega la citada especie en el ecosistema lacustre.
- 3) Determinar la fecundidad de *Cyprinus carpio*.

Técnicas y métodos

Área de estudio

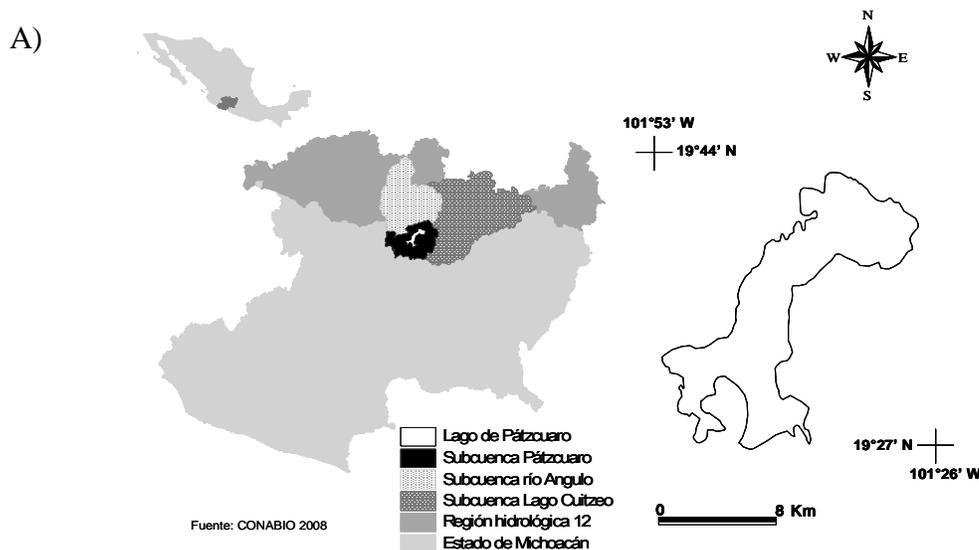
El lago de Pátzcuaro se encuentra inmerso en una sub-cuenca endorreica que forma parte del sistema hidrológico Lerma-Santiago, dentro del Eje Volcánico Transversal. El área de captación colinda al oriente con la sub-cuenca del río grande de Morelia-Lago de Cuitzeo y al sur con la cuenca del río Balsas. La ocurrencia de procesos volcánicos y tectónicos en la región a finales del Terciario y durante el Cuaternario dio origen a la cuenca endorreica de Pátzcuaro (Bernal-Brooks 2002).

El cuerpo de agua como tal se localiza en la porción centro-norte del estado de Michoacán a 63 Km de la ciudad de Morelia, entre los 19°27'N y 19°44'N y 101°26'W y 101°53'W y una altitud de 2035 msnm. La forma del lago es alargada con sus extremos norte y sur ensanchados, posee una curvatura hacia el noreste. Al ensanchamiento norte se le conoce como el Seno Quiroga (SQ), el del suroeste como Seno Erongarícuaro (SE), el del sureste como Seno Ihuatzio (SI) y la parte central como Cuello (C) (De Buen 1944).

El lago de Pátzcuaro se encuentra inmerso en una sub-cuenca endorreica, lo que significa que el agua proviene de la precipitación pluvial, las escorrentías superficiales y los manantiales que afloran en su interior (Gaspar-Dillanes et al., 2000). Forma parte del sistema hidrológico Lerma-Santiago, dentro del Eje Volcánico Transversal. El cuerpo de agua se localiza en la porción centro-norte del

estado de Michoacán a 63 Km de la ciudad de Morelia, entre los 19°27'N y 19°44'N y 101°26'W y 101°53'W y una altitud de 2035 msnm. El área de captación colinda al oriente con la sub-cuenca del río Grande de Morelia-Lago de Cuitzeo y al sur con la cuenca del río Balsas (Gaspar-Dillanes *et al.*, 2000; Bernal-Brooks, 2002).

El lago de Pátzcuaro ha sido caracterizado tomando como base los atributos fisicoquímicos del agua por Alcocer y Bernal-Brooks (2002). Ellos mencionan que las variables físicas y químicas del agua definen una segregación espacial al interior del lago de Pátzcuaro en cuatro zonas: 1) la zona norte o seno Quiroga, 2) la zona media o cuello, 3) la zona sur y 4) una zona donde se concentra la actividad antrópica y se encuentra frente al muelle general en la ciudad de Pátzcuaro, Mich (Fig.1a).



Sitios de muestreo

Los sitios de muestreo del presente estudio fueron seleccionados con base en la investigación limnológica realizada por Alcocer y Bernal-Brooks (2002), y de manera adicional se escogieron sitios ubicados en la zona litoral somera y profunda (25 m aproximadamente de distancia de la línea de costa) y en la zona limnética (más de 300 m de distancia de la línea de costa). Se definieron seis sitios de estudio: 1) San Jerónimo (sj), en la parte norte del lago y en la zona litoral somera (profundidad media de 1.35 m); 2) la isla de la Pacanda (pac), ubicada en la parte media y se considera litoral profunda (profundidad media de 5.96 m); 3) Ucasanastacua (uca), situada en la parte del cuello del lago y en la zona litoral somera (profundidad media de 2.04 m); 4) Napízaro (nap), en la parte sur del lago

y en zona limnética (profundidad media de 2.53 m); 5) Ihuatzio (ihu), ubicada también al sur del lago y en la zona litoral somera (profundidad media de 1.86 m); y 6) El embarcadero (emb), justo en la misma zona que mencionan Alcocer y Bernal-Brooks (2002), y se considera litoral somera (profundidad media de 1.03 m) (Fig. 1b). Se consideraron cuatro campañas de muestreo, dos en la época de lluvias (septiembre y noviembre) y dos en secas (febrero-marzo y junio).

Trabajo de campo

Caracterización ambiental

Durante cada campaña de muestreo y con el propósito de generar variación estadística, en cada uno de los sitios se midieron por triplicado los siguientes parámetros fisicoquímicos del agua: oxígeno disuelto (mg/l), sólidos disueltos (mg/l), transparencia (cm) y turbidez (NTU) con un equipo electrónico (Hidrolab) marca Quanta. Además con el propósito de caracterizar el hábitat de los peces en cada sitio, se valoraron también las siguientes características físicas del hábitat: profundidad (cm) usando una cuerda (marcada cada 50cm) atada a una base de metal. La medida precisa en centímetros se obtuvo con un metro flexible. Se estimó también de manera cualitativa el porcentaje de cobertura de la vegetación acuática flotante (lirio) en cada sitio usando una técnica visual, siguiendo la metodología propuesta por Barbour et al. (1999). Además, se estimó el tipo de fondo a través de una evaluación cualitativa de la textura del sedimento, siguiendo los criterios de Brady and Weil (2002). Así, el fondo fue clasificado en tres tipos: 1) rocoso 2) limoso y 3) materia orgánica (restos de plantas, hojas, raíces). De manera adicional, inmerso en la materia orgánica, se observaron residuos sólidos provenientes de las aguas residuales.

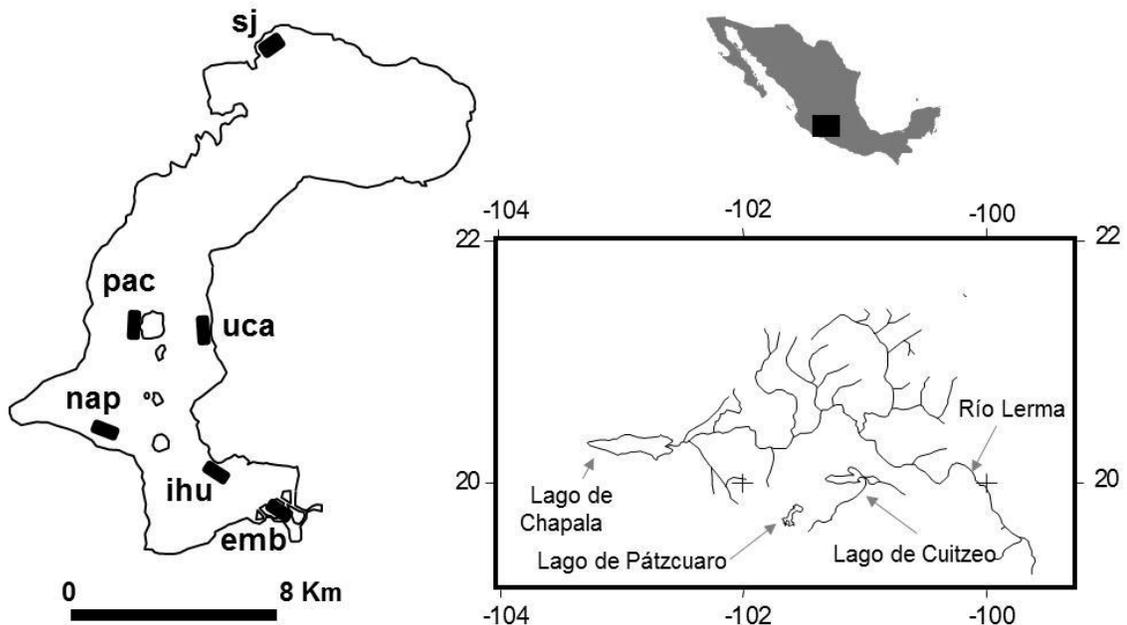


Figura 1. **a.** Zonas definidas por Alcocer y Bernal-Brooks. Zona norte (1); zona media (2); zona sur (3); Muelle general (4). **b.** Ubicación geográfica el Lago de Pátzcuaro y sitios de colecta definidos para el presente estudio: San Jerónimo (sj) (19°40'40.4"N, 101°36'16.9"W); La Pacanda (pac) (19°36'38.1"N, 101°39'2.7"W); Ucasanastacua (uca) (19°35'51.7"N, 101°37'58.5"W); Napízaro (nap) (19°35'20.8"N, 101°40'12.7"W); Ihuatzio (ihu) (19°35'35.1"N, 101°40'45.2"W); Embarcadero (emb) (19°33'0.6"N, 101°37'30.7"W) (Fuente: INEGI 2010). Los rectángulos negros representan el área de colecta aproximada en cada sitio (500m x 100m, aproximadamente).

Trabajo de campo

Caracterización ambiental

Con el propósito de generar variación estadística, en cada uno de los sitios se midieron por triplicado los siguientes parámetros fisicoquímicos del agua: oxígeno disuelto (mg/l), sólidos disueltos (mg/l), transparencia (cm) y turbidez (NTU) con un equipo electrónico (Hidrolab) marca Quanta. Además con el propósito de caracterizar el hábitat de los peces en cada sitio, se valoraron también las siguientes características físicas del hábitat: profundidad (cm) usando una cuerda (marcada cada 50cm) atada a una base de metal. La medida precisa en centímetros se obtuvo con un metro flexible. Se estimó también de manera cualitativa el porcentaje de cobertura de la vegetación acuática flotante (lirio) en cada sitio usando una técnica visual, siguiendo la metodología propuesta por Barbour et al. (1999). Así, la cobertura del lirio, se calculó estimando el porcentaje de la superficie (50,000 m²) que estaba cubierto por lirio. Además, se estimó el tipo de fondo a través de una evaluación cualitativa de la textura del sedimento,

siguiendo los criterios de Brady and Weil (2002). Así, el fondo fue clasificado en tres tipos: 1) rocoso 2) limoso y 3) materia orgánica (restos de plantas, hojas, raíces). De manera adicional, inmerso en la materia orgánica, se observaron residuos sólidos provenientes de las aguas residuales.

Colecta del material biológico

La captura de los peces se realizó con redes tipo chinchorro porque de manera general todas las especies son sensibles a este arte de pesca (Moncayo-Estrada, 1996; Ruben Quirino, pescador del Lago de Pátzcuaro, *com. pers.*). Se usaron dos chinchorros de nylon con diferentes características: el chinchorro que se usó para capturar peces de tallas grandes es la red carpera (RCA), la cual tiene las siguientes dimensiones de largo, alto y luz de malla: 150m, 9m y 4cm respectivamente. La distancia de separación entre los plomos es de 3m y la de los flotadores es de 1 metro aproximadamente. El chinchorro que se usó para capturar peces de tallas pequeñas es la red charalera (RCH), que tiene las siguientes dimensiones de largo, alto y luz de malla: 75m, 5m y 1cm respectivamente. La distancia de separación entre los plomos es de 10m y la de los flotadores es de 1 metro, aproximadamente.

Se diseñaron cuatro campañas de campo durante un ciclo anual: Septiembre 2009, Noviembre 2009, Febrero-Marzo 2010 y Junio 2010. Cada campaña se desarrolló en cuatro días, y durante cada día la colecta se realizó entre las 8:00 y las 13:00 horas en tres sitios distintos alternando RCA y RCH, de la siguiente manera: día 1) se muestrearon los sitios *sj, pac, uca* con el chinchorro RCA; día 2) los sitios *nap, ihu, emb* con el mismo chinchorro; día 3) *sj, pac, uca* con RCH; día 4) *nap, ihu, emb* con RCH. El esfuerzo de colecta en cada sitio fue el mismo y consistió en 6 lances, tres lances con cada chinchorro, lo que da un total de 36 lances por temporada y 144 lances en el estudio. Cada uno de los lances se realizó en un área que no había sido alterada por el paso de un lance anterior. Se definió un área aproximada a 50,000 m² en cada sitio para evitar el traslape de la superficie de muestreo entre un lance y otro. El área definida por sitio se representa con rectángulos negros en la figura 1, y cada uno de los lances se ubicó en un punto al azar dentro de esta área.

El área de arrastre de cada chinchorro se estimó con la fórmula del área de un círculo ($A = \pi r^2$). Si se conoce el perímetro de ambas redes (RCA = 150m y RCH = 75m) entonces el perímetro del área de arrastre para el chinchorro RCA se denota $150 = 2\pi r$ y para RCH es $75 = 2\pi r$, y el radio (r) es igual a 23,8731 m y 11,9365 m respectivamente. Por tanto el área de arrastre aproximada para RCA es igual a 1790,5 m² y para RCH 447,6 m². Sumando el área de arrastre aproximada de cada chinchorro, se estima que el área total muestreada en todo el estudio con RCH fue de 32,227 m² y con RCA de 128,916 m².

Procesamiento del material biológico capturado

Los individuos capturados fueron identificados en campo a nivel de especie, excepto por los peces del género *Chirostoma* y *Oreochromis*. Cabe mencionar que las diferencias taxonómicas entre las especies que pertenecen al género *Chirostoma* se encuentran actualmente en controversia (Barriga-Sosa et al., 2002; Bloom et al., 2009). Con respecto al género *Oreochromis* no fue posible la identificación a nivel de especie, por lo que para el presente estudio se registró como *Oreochromis* sp.

Los peces de tallas menores a 10cm pertenecientes a las especies *Chirostoma* sp., *Goodea atripinnis*, *Algansea lacustris*, *Poeciliopsis infans*, *Micropterus salmoides*, *Cyprinus carpio* y *Oreochromis* sp., fueron separados por especie y por lance y colocados en bolsas de plástico para trasladarlos en hielo al laboratorio (Laboratorio de Biología Acuática “Javier Alvarado Díaz” en la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, UMSNH). Los peces fueron colocados en hielo con el propósito de reducir el proceso de digestión del alimento y mantenerlos frescos para tomar la muestra de músculo (para su análisis isotópico posterior). De manera adicional, en los sitios donde se capturó *Cyprinus carpio* y *Oreochromis* sp., se seleccionaron hasta 40 individuos mayores a 10cm y en la embarcación se les midió la longitud patrón (LP) con un ictiómetro y su peso con una balanza digital con una precisión de 1g y capacidad de 2000g. Estos peces fueron disectados en la embarcación para extraer el contenido de la cavidad visceral y la muestra de músculo. El material biológico colectado (vísceras y músculo) se colocó de forma independiente en bolsas de plástico y se trasladó en hielo al laboratorio.

En cada uno de los sitios se colectaron los elementos del ecosistema que pudieran representar componentes potenciales de la dieta de los peces. Estos elementos fueron colocados en bolsas de plástico y trasladados en hielo al laboratorio. El zooplancton fue colectado con redes de cuchara de 150 micras de luz de malla. Invertebrados acuáticos como coríidos (moscos de agua), decápodos (chapos o acociles), odonatos (larvas de libélulas), caracoles e invertebrados terrestres como escarabajos (se encontraban flotando vivos en el agua), avispas y abejas fueron capturados con RCH. Otros invertebrados acuáticos como isópodos (*Hyalella* sp.), hirudíneos (sanguijuelas) y larvas de escarabajo fueron capturados usando redes de 350 micras de luz de malla. Invertebrados como los quironómidos (larvas de mosco) fueron detectados de forma visual refugiados en las raíces del lirio (*Eichhornia crassipes*) y fueron capturados manualmente con pinzas. Finalmente elementos como plantas acuáticas en descomposición, que se encontraban en el fondo, fueron colectadas con el uso de una draga.

Trabajo de laboratorio

Procesamiento de los peces capturados

Los peces recolectados fueron extraídos del hielo, contados, medidos y pesados por especie, por lance y por sitio. Este esquema se repitió en cada una de las temporadas (lluvias y secas).

Análisis del contenido estomacal

Para llevar a cabo el análisis del contenido estomacal se seleccionó, por especie, una muestra de hasta 40 individuos que representara a todas las clases de tallas de cada uno de los sitios; en el caso de que los individuos de alguna especie no sumaran 40, se seleccionaron todos los individuos capturados. A cada uno de estos peces se les tomaron datos básicos como la longitud patrón (cm), peso (g), peso eviscerado (g), y porcentaje de llenado del tracto digestivo (%) (Caillet *et al.*, 1986). Las especies de peces incluidas en el estudio no presentan un estómago definido, por lo que el tracto digestivo se dividió en tres porciones iguales y se preservó el tercio medio en una solución de alcohol al 70% para su análisis posterior (Rodríguez-Cázares, 2008).

Para estimar el gremio trófico y la amplitud de dieta se identificó cada uno de los componentes alimentarios hasta el menor taxón posible dependiendo del estado de digestión de las presas. Se emplearon las claves de Edmondson (1959) y Pennak (1978), contando con el auxilio de los especialistas que trabajan con los diferentes grupos. La identificación se realizó utilizando una lupa estereoscópica y un microscopio compuesto.

Para el análisis cuantitativo de la dieta se utilizó el método de porcentaje por área (PA), el cual es una modificación del método volumétrico indirecto (Canto-Maza y Vega-Cendejas, 2008). Este método es utilizado cuando el contenido estomacal está constituido por componentes alimenticios muy pequeños (diatomeas, copépodos, ostrácodos, rotíferos, cladóceros) o que no es posible su cuantificación (detritus, restos vegetales, materia orgánica) (Vega-Cendejas 1990). El contenido del tracto se extendió lo más homogéneamente posible sobre una superficie de 10 X 10 cuadros (cada cuadro representó un área de 0.96 mm²). El número total de cuadros ocupados representaron el 100% de la dieta de cada individuo. Este método determina la cantidad de alimento ingerido y ofrece información referente al comportamiento de la especie (Cortés, 1997; Canto-Maza y Vega-Cendejas, 2008; Rodríguez-Cázares, 2008).

La frecuencia en la cual los componentes de la dieta son consumidos se expresó como porcentaje de su frecuencia de aparición (FA) como sigue:

$$FA = nNE100$$

Dónde: “n” se refiere al número de veces que aparece un determinado componente en el contenido estomacal y se expresa como el porcentaje con respecto al número total de estómagos analizados (N) (Caillet *et al.*, 1986).

Además, se estimó la importancia de cada uno de los componentes alimentarios usando el índice de importancia relativa (IIR) que incluye PA y FA. Se utilizó una combinación de los diferentes métodos, ya que las medidas individuales no dan una visión completa del espectro trófico de las especies (Hyslop, 1980). La fórmula usada fue una modificación de lo propuesto por Yáñez-Arancibia *et al.* (1976) que permite la cuantificación de la importancia relativa de determinado grupo trófico dentro de la alimentación de la especie y cuya relación es:

$$\text{IIR} = \text{FA} * \text{PA} / 100$$

Dónde: IIR representa el índice de importancia relativa; FA el porcentaje de la frecuencia; PA el porcentaje de área.

Procesamiento de muestras para isótopos estables

Para llevar a cabo el análisis de isótopos estables se tomaron muestras de aproximadamente 1g de tejido muscular de tres individuos por especie en cada uno de los sitios y en cada temporada del año, siguiendo los criterios de Mercado-Silva *et al.* (2008). En el caso particular de *C. carpio* se escogieron peces de clases de tallas distintas incluyendo hembras reproductivas de tallas mayores a 40 cm. Las muestras de los componentes potenciales de la dieta de los peces y las muestras de músculo fueron almacenadas a -20°C en el Laboratorio de Biología Acuática “Javier Alvarado Díaz” en Morelia, Mich., para su procesamiento y análisis posterior. Luego, todas las muestras fueron enviadas al Laboratorio de Biotecnología de microalgas en el CIBNOR, en La Paz, B.C.S., para su posterior proceso de liofilización. Las muestras ya liofilizadas fueron pulverizadas en un mortero de Agata previamente lavado con jabón micro90, con agua destilada y secado. Se tomó una submuestra de 0.01g y se colocó en capsulas de plata. Las muestras encapsuladas fueron enviadas a la Universidad de California en Davis (UC Davis) para la determinación isotópica.

Los valores de isótopos estables de N en los tejidos de los consumidores reflejan los alimentos asimilados y experimentan un progresivo enriquecimiento en el isótopo más pesado en relación con las presas (Eder *et al.*, 2010). Este aumento es más pronunciado en $\delta^{15}\text{N}$ (3‰ a 5‰), lo que lo hace un indicador muy útil del nivel trófico (Jardine *et al.*, 2003; Bearhop *et al.*, 2004; Ciancio *et al.*, 2008; Eder *et al.*, 2010). Por ello, se usaron los valores de $\delta^{15}\text{N}$ para estimar el nivel trófico de la carpa en los diferentes sitios de muestreo.

Análisis de datos

Caracterización ambiental

El análisis de comparación de Wilcoxon permitió definir cuatro biotopos de turbidez biotopo de turbidez ($\chi^2=27.83$, $gl=3$, $P<0.001$) (Figura 2). SJ-PAC, representa dos sitios San Jerónimo y La Pacanda; UCA-NAP, incluyendo dos sitios Ucazanastacua y Napízaro; IHU se refiere a un sitio de estudio Ihuatzio y EMB que indica el sitio Embarcadero.

Cabe señalar que SJ-PAC y UCA-NAP no presentaron diferencias estadísticas significativas con respecto a la turbidez, pero se analizaron como biotopos independientes porque las características físicas del hábitat fueron contrastantes (Tabla1). SJ-PAC presentó fondo rocoso, sin vegetación acuática flotante. Mientras que UCA-NAP presentó fondo limoso, con cobertura de vegetación acuática flotante entre 25% y 50% de la superficie total (Tabla 1). Lo anterior fue hecho para probar si los cambios en la estructura de la comunidad de peces pudieran deberse a cambios en las características físicas del hábitat, tales como tipo de fondo o vegetación acuática flotante.

Estructura de la comunidad de peces

Los valores de número de individuos y peso por especie de cada lance de RCA y RCH se estandarizaron a valores de densidad (número de individuos/m²) y biomasa (gramos/m²). Se analizó la variación de los datos usando la comparación de Wilcoxon para estimar diferencias tanto en las variables ambientales como en la densidad y biomasa específica entre sitios, y entre temporadas del año. Además se llevaron a cabo regresiones lineales entre la densidad y biomasa de cada una de las especies de peces y la turbidez, y la densidad y biomasa de la carpa. La estructura de la comunidad se estimó utilizando densidad y biomasa específica por zona y estación del año. Para determinar la importancia relativa de las especies se relacionó su densidad y biomasa media con su frecuencia relativa (Aburto-Oropeza y Balart, 2002; Viesca-Lobatón *et al.*, 2008). Así las especies se categorizaron en cuatro grupos: dominantes (densidad o biomasa y frecuencia mayor que la media); abundantes (densidad o biomasa mayor que la media y frecuencia menor que la media); frecuentes (densidad o biomasa menor que la media y frecuencia mayor que la media); raras (densidad o biomasa y frecuencia menor que la media). Finalmente, se estimó la diversidad usando el índice de Shannon Wiener, H:

$$H = -\sum p_i * \log_{10} p_i$$

Donde,

$$p_i = \frac{n_i}{N} \text{ y } N = \sum n_i$$

n_i : representa el valor de importancia de la especie i y puede evaluarse mediante abundancias, biomásas o densidad.

De manera paralela se evaluó la equidad con el índice de Shannon J:

$$J = H \log S$$

Dónde: S es el número de especies. Ambos índices se estimaron con base en la densidad y la biomasa para la época de lluvias, secas y para cada uno de los biotopo de turbidez.

Gremio trófico y amplitud de dieta

El gremio trófico de los peces se estimará usando el índice de importancia relativa (IIR) (Pinkas *et al.*, 1971; Yáñez-Arancibia *et al.*, 1976; Cortés, 1997). La amplitud de dieta se estimará usando el índice de Levin (generalista o especialista) (Krebs, 1989) con la siguiente fórmula:

$$B = \frac{1}{\sum P_j^2}$$

En donde B = es el índice de amplitud de dieta de Levin; p_j = es la proporción de los individuos encontrados en o usando el estado de recurso j .

Los resultados son estandarizados con el fin de tener una interpretación más sencilla y para ello se utiliza una escala de 0 a 1.0, lo cual se obtiene al dividir B por el número total de recursos después de corregirse por un número finito de recurso:

$$B_A = \frac{B - 1}{n - 1};$$

Donde:

B_A = amplitud de nicho de Levin; n = número de posibles presas. Este índice asume valores de 0 a 1 (Krebs, 1989). Si los valores de B son cercanos a uno (>0.60), su gama es generalista, es decir, utiliza todos los recursos sin ninguna selección. Cuando los valores son menores de 0.60, el organismo se considera especialista, o que utiliza un bajo número de recursos y presenta preferencia por ciertos alimentos (Hulbert, 1978)

Traslape de dieta

El traslape de dieta se estimará con el índice de traslape de nicho de Horn (Krebs, 1989) con la siguiente fórmula:

$$R_o = \frac{\sum (P_{ij} + P_{ik}) \log (P_{ij} + P_{ik}) - \sum p_{ij} \log P_{ij} - \sum p_{ik} \log P_{ik}}{2 \log 2}$$

Donde R_o es el índice de traslape de nicho de Horn entre la especie j y la especie k ; P_{ij} , P_{ik} = proporción del recurso i con respecto al total de los recursos usados por las dos especies ($i = 1, 2, 3, \dots, n$); n = es el número total de los recursos.

Nivel trófico

A partir de la información anterior se estimó el nivel trófico de *C. carpio* y de diferentes especies de peces en la red alimenticia de los diferentes biotopos caracterizados para el lago de Pátzcuaro. Este valor se estimó mediante dos aproximaciones metodológicas. Una mediante el análisis de los contenidos estomacales y el uso del programa TrophLab el cual otorga un valor troph o nivel n trófico (Pauly et al., 2000). La otra metodología fue mediante el análisis de isotopos estables, específicamente los valores de $\delta^{15}\text{N}$.

Posición trófica mediante valores Troph.

Para estimar el valor TROPH, es necesario considerar tanto la composición de su dieta, así como el valor TROPH de cada una de las presas, lo cual se estimó con la siguiente ecuación:

$$TROP H_i = 1 + \sum_{j=1}^G DCij \times TROP H_j$$

Donde $DCij$ representa la fracción de la presa j en la dieta de i , $TROP H_j$ es la posición trófica de la presa j , y G es el número de presas en la dieta de i .

El error estándar (SE) del valor TROPH fue estimado utilizando el nivel trófico de cada presa. Cuando no fue posible conocer los valores TROPH de las presas consumidas, el programa TrophLab utiliza valores TROPH por omisión para diversas presas (Pauly et al. 2000; Amezcua, 2010).

Posición trófica mediante valores de $\delta^{15}\text{N}$.

Para corroborar la omnivoría o carnivoría de *C. carpio*, valor del nivel trófico, obtenida con el programa Troph, se calcularon nuevamente sus niveles tróficos con los valores de $\delta^{15}\text{N}$. Para ello, se siguió la concepción metodológica propuesta por Minagawa and Wada (1984), la cual se expresa de la manera siguiente:

$$TL_C = (\delta^{15}N_C - \delta^{15}N_{Base}) / \delta^{15}N_{FE} + 1$$

En donde: $\delta^{15}N_C$ es la señal isotópica del consumidor, $\delta^{15}N_{Base}$ es la señal isotópica de la base de la cadena trófica (i. e. productividad primaria), y $\delta^{15}N_{FE}$, es el factor de enriquecimiento promedio por nivel trófico, o factor de retención de ^{15}N por efectos del la metabolización de los alimentos en el consumidor. Los valores

de *NT* de cualquier red trófica se interpretaron según Minagawa and Wada (1984), los valores entre 1 y 2 representan a la línea base o productividad primaria, los consumidores primarios entre 2 y 3, y los consumidores secundarios entre 3 y 4.

RESULTADOS

Caracterización ambiental

SJ-PAC y EMB presentaron menor oxígeno disuelto que UCA-NAP e IHU tanto en lluvias ($\chi^2=17.9$, $gl=3$, $P=0.0005$) como en secas ($\chi^2=7.55$, $gl=3$, $P=0.05$) (Tabla I). Además, EMB fue el biotopo de turbidez que mostró menor cantidad de sólidos totales en lluvias ($\chi^2=22.59$, $gl=3$, $P<0.0001$) y en secas ($\chi^2=7.59$, $gl=3$, $P=0.05$). Es importante mencionar que SJ-PAC fue el biotopo de turbidez con menor biomasa de carpa, donde se le puede considerar como rara, mientras que EMB representó el biotopo de turbidez con mayor densidad de carpas y donde la especie fue dominante en la comunidad de peces.

El biotopo de turbidez con mayor transparencia en lluvias fue SJ-PAC ($\chi^2=27.73$, $gl=3$, $P<0.0001$). En secas igual SJ-PAC en conjunto con UCA-NAP ($\chi^2=22$, $gl=3$, $P<0.0001$). El biotopo de turbidez (BT) con menor transparencia en secas fue EMB (Tabla I). Con respecto a la profundidad en ambas temporadas la profundidad media más alta se presentó en SJ-PAC, seguido por UCA-NAP e IHU y el biotopo de turbidez más somero fue EMB ($\chi^2=10.54$, $gl=3$, $P=0.014$ –lluvias-; $\chi^2=11.4$, $gl=3$, $P=0.009$ –secas-) (Tabla I). La temperatura no presentó diferencias entre los biotopos de turbidez. El porcentaje de cobertura de vegetación acuática flotante (lirio) mostró un patrón de variación similar a la turbidez, de manera que EMB es el BT que mostró mayor cobertura, seguido por IHU, UCA-NAP y SJ-PAC respectivamente, tanto en lluvias ($\chi^2=25.72$, $gl=3$, $P<0.0001$) como en secas ($\chi^2=25.29$, $gl=3$, $P<0.0001$) (Tabla I).

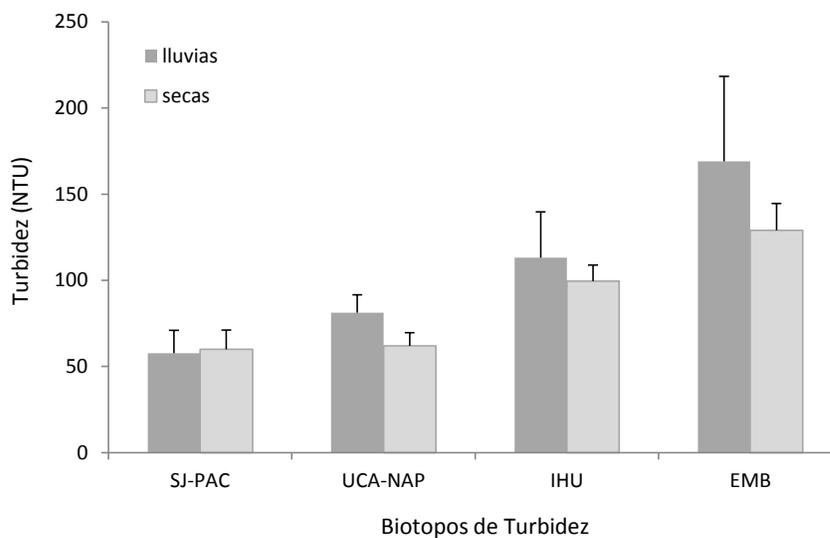


Figura 2. Biotopos de turbidez encontrados en el Lago de Pátzcuaro. (NTU) Unidades Nefelométricas de Turbidez. (a, b y c) Análisis de Tukey-Kramer (Alfa = 0.05).

Tabla I. Parámetros ambientales por biotopo de turbidez en las temporadas de lluvias y secas. El análisis de Tukey-Kramer se muestra con las letras **a, b, c, d** (alfa=0.05).

Parámetros	Lluvias				Secas			
	SJ-PAC	UCA-NAP	IHU	EMB	SJ-PAC	UCA-NAP	IHU	EMB
Oxígeno disuelto (g/l)	7.16±1.1 ^{ab}	9.17±2 ^{bc}	9.93±3 ^c	5.72±1.1 ^a	6.02±1.2 ^a	5.78±1.6 ^{ab}	6.14±1.3 ^{ab}	4.03±1 ^b
Sólidos totales (g/l)	0.61±0.09 ^a	0.60±0.09 ^a	0.50±0.05 ^a	0.34±0.04 ^b	0.63±0.07 ^a	0.59±0.06 ^a	0.57±0.03 ^a	0.53±0.04 ^b
Transparencia (cm)	28.7±7.1 ^a	15.6±2.8 ^b	14.2±2.4 ^b	10.1±2.2 ^b	28.3±5.1 ^a	28.8±3.5 ^a	21.3±2.7 ^b	14.6±1.7 ^c
Turbidez (NTU)	57.6±13.3 ^a	81.2±10.4 ^a	113.1±26.3 ^b	169.0±49.3 ^c	59.9±11.1 ^a	61.9±7.6 ^a	99.4±9.4 ^b	129.0±15.7 ^c
Profundidad (cm)	338±211 ^a	204±49 ^{ab}	215±16 ^{ab}	103±60 ^b	365±228 ^a	222±40 ^{ab}	193±12 ^{ab}	106±58 ^b
Tipo de fondo	Rocoso	Limoso	Limoso	Materia orgánica	Rocoso	Limoso	Limoso	Materia orgánica
Vegetación acuática flotante (cobertura %)	<5	>25 <50	>50 <70	>90	<5	>20 <50	>50 <70	>90

Estructura de la comunidad

Se colectaron un total de 92,054 peces que sumaron 160.661 kg. Se identificaron seis familias, ocho géneros y seis especies, cuatro nativas Cyprinidae (*Algansea lacustris*), Goodeidae (*Allophorus robustus*, *Goodea atripinnis*); Atherinidae (*Chirostoma* sp.); y cuatro introducidas, Cyprinidae (*Cyprinus carpio*); Poeciliidae (*Poeciliopsis infans*); Cichlidae (*Oreochromis* sp.); Centrarchidae (*Micropterus salmoides*). Tres especies nativas de la familia Goodeidae, *Skiffia lermæ*, *Allotoca dugessi* y *Allotoca diazi* no fueron colectadas.

La figura 3, muestra la representatividad en densidad de las diferentes especies. Durante la época de lluvias, *Chirostoma* sp fue la especie que presentó en todos los biotopo de turbidez los valores superiores a la densidad promedio. En la época de secas, esta especie nativa también presentó el mismo patrón en tres biotopo de turbidez, SJ-PAC, UCA-NAP e IHU. *C. carpio* únicamente superó el valor promedio de densidad en IHU y EMB. Particularmente *Oreochromis* sp presentó también un valor ligeramente superior a la densidad promedio en el EMB. Es importante mencionar que en ambas épocas en el EMB fueron sólo *Chirostoma* sp, *C. carpio* y *Oreochromis* sp las especies que superaron ligeramente el valor de densidad promedio, *Chirostoma* sp, en lluvias y *C. carpio* y *Oreochromis* sp durante la época de secas.

La figura 4 muestra la representatividad en biomasa de las diferentes especies. Durante la época de lluvias, *C. carpio* fue la especie que dominó en tres biotopo de turbidez (UCA-NAP, IHU, EMB). *Chirostoma* sp., una de las especie nativas, dominó sólo en una, SJ-PAC. Esta especie en particular durante la época de secas fue la especie que dominó en tres biotopo de turbidez, SJ-PAC y UCA-NAP e IHU. Sin embargo, particularmente en IHU, la dominancia la compartió con *Cyprinus carpio*, Particularmente en EMB durante lluvias y secas *C. carpio* y *Oreochromis* sp fueron las únicas especies que presentaron una biomasa superior al promedio, aunque en lluvias *C. carpio* fue quien presentó el valor más alto de biomasa, alrededor del 70%.

En general la especie que presentó la mayor frecuencias de ocurrencia (100%) en los diferentes biotopo de turbidez y en ambas épocas de muestreo fue *Chirostoma* sp (Figuras 3 y 4). *C. carpio* presentó valores superiores al 90% en tres biotopo de turbidez (UCA-NAP, IHU, EMB) durante la época de lluvias, en la época de secas en IHU y EMB alcanzó valores del 100%, mientras que en SJ-PAC y UCA-NAP no supero el valor promedio.

Las especies con menor representatividad dentro de la comunidad fueron *M. salmoides*, *Algansea lacustris* y *Allophorus robustus*. *Micropterus salmoides* solo se presentó en el EMB durante la época de secas. *A. robustus* se presentó durante la época de lluvias en SJ-PAC y UCA-NAP. *A. lacustris* se presentó durante la época de lluvias en IHU y EMB, y durante la época de secas en UCA-NAP y EMB.

La carpa presentó una densidad más alta en EMB que en el resto de los biotopo de turbidez, tanto en lluvias ($\chi^2=25.68$, $gl=3$, $P<0.001$) como en secas ($\chi^2=26.78$, $gl=3$, $P<0.001$). Así la densidad de *Cyprinus carpio* al igual que *Oreochromis* sp., se concentra en el sitio más turbio, EMB (Tabla II). Por otro lado, la biomasa de esta especie no es significativamente distinta en tres de los biotopo de turbidez, solo en SJ-PAC fue menor, tanto en lluvias ($\chi^2=17.75$, $gl=3$, $P=0.005$) como en secas ($\chi^2=18.8$, $gl=3$, $P=0.0003$). Cabe mencionar que de manera particular SJ-PAC se caracteriza por presentar fondo rocoso y no presenta vegetación acuática flotante (lirio), en contraste con EMB donde el fondo es materia orgánica y el porcentaje de cobertura de lirio supera el 80% (Tabla I).

De manera específica, ni la densidad ni la biomasa de *Chirostoma* sp., son distintos entre los biotopo de turbidez en la temporada de lluvias y secas (Tabla II). La densidad de *P. infans* ($\chi^2=14.19$, $gl=3$, $P=0.002$ –lluvias-; $\chi^2=19.48$, $gl=3$, $P=0.002$ –secas-) y biomasa ($\chi^2=14.5$, $gl=3$, $P=0.002$ –lluvias-; $\chi^2=16.97$, $gl=3$, $P=0.0007$ –secas-) fueron más altas en IHU y EMB (Tabla II). Así, la presencia de esta especie es independiente de la turbidez y de la presencia de la carpa (Tabla III y IV). Las especies *Goodea atripinnis*, *Algansea lacustris*, *Alloophorus robustus* y *Micropterus salmoides* no presentaron diferencias entre los biotopo de turbidez en su densidad y su biomasa.

Los resultados obtenidos muestran que la densidad y biomasa de las especies nativas no presentaron relación con los niveles de turbidez ni con la presencia de la carpa en el Lago (Tabla III y IV). Únicamente la densidad y biomasa de *C. carpio* mostraron una relación con la turbidez mayor al 40% (Tabla III).

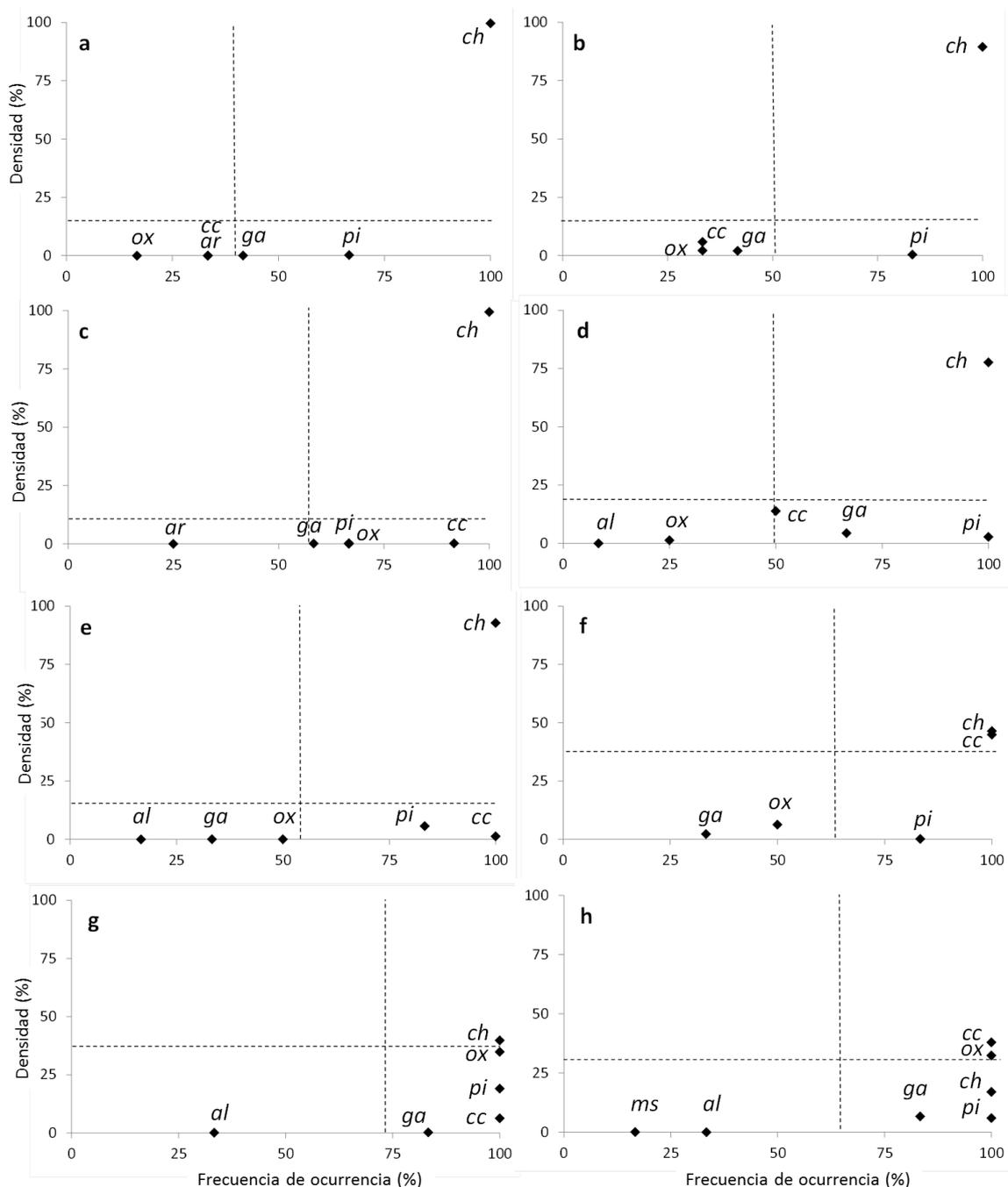


Figura 3. Caracterización de especies según la relación densidad (%) y frecuencia de ocurrencia (%). Los parámetros usados para dicha categorización se indican en el cuadro 1. (a) SJ-PAC lluvias. (b) SJ-PAC secas. (c) UCA-NAP lluvias. (d) UCA-NAP secas. (e) IHU lluvias. (f) IHU secas. (g) EMB lluvias. (h) EMB secas. (*al*) *Algansea lacustris*. (*cc*) *Cyprinus carpio*. (*ch*) *Chirostoma* sp. (*ga*) *Goodea atrippinis*. (*ar*) *Allophorus robustus*. (*pi*) *Poeciliopsis infans*. (*ox*) *Oreochromis* sp. (*ms*) *Micropterus salmoides*. Las líneas punteadas representan la media de los datos.

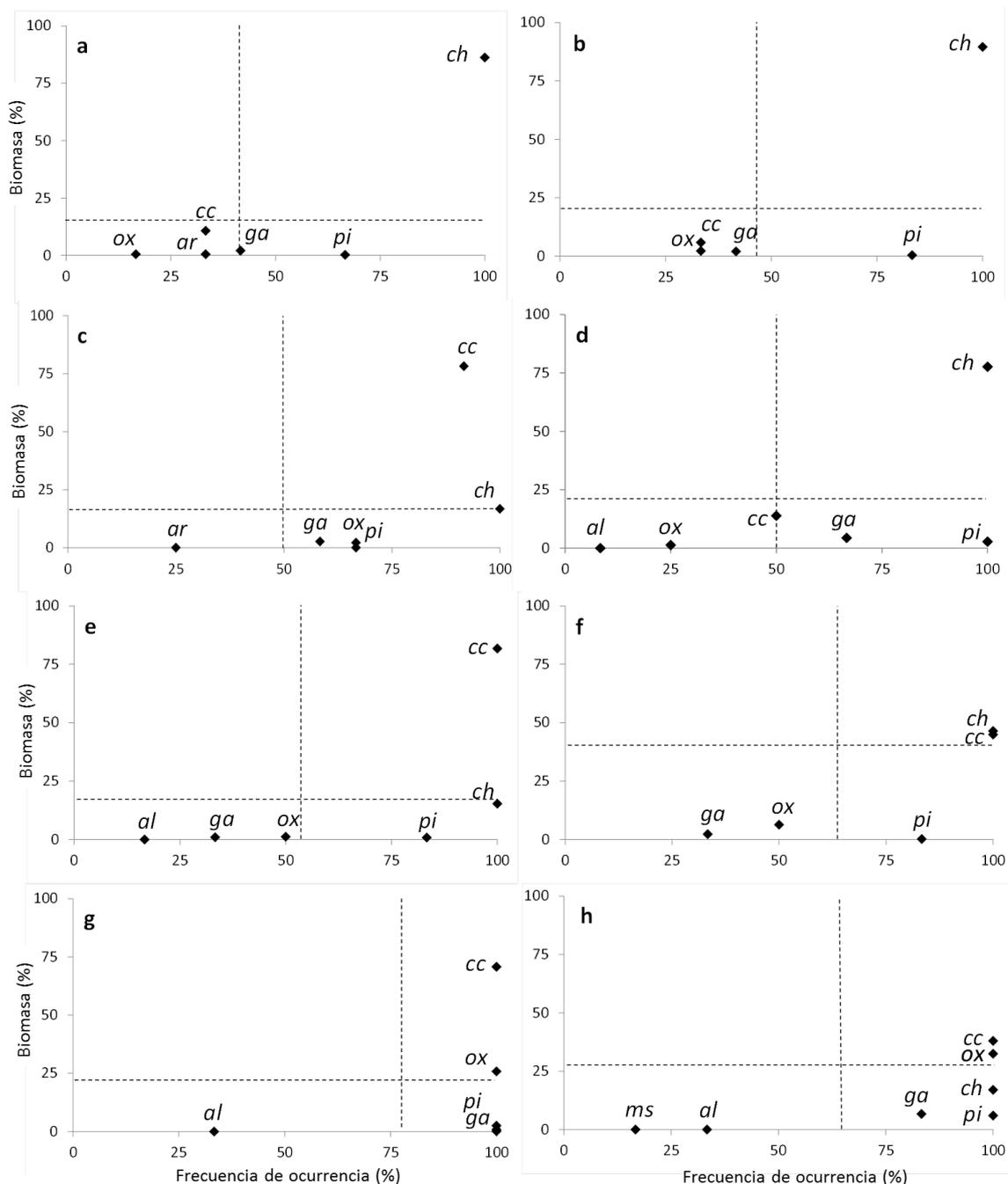


Figura 4. Caracterización de especies según la relación biomasa (%) y frecuencia de ocurrencia (%). Los parámetros usados para dicha categorización se indican en el cuadro 1. (a) SJ-PAC lluvias. (b) SJ-PAC secas. (c) UCA-NAP lluvias. (d) UCA-NAP secas. (e) IHU lluvias. (f) IHU secas. (g) EMB lluvias. (h) EMB secas. (*cc*^{1,2,3}) es *Cyprinus carpio* T1, T2 y T3. (*ga*) *Goodea atrippinis*. (*ch*) *Chirostoma* sp. (*ox*) *Oreochromis* sp. (*pi*) *Poeciliopsis infans*. (*ar*) *Allophorus robustus*.

Tabla II. Densidad (ind/m²) y biomasa (gr/m²) por biotopo de turbidez en las temporadas de lluvias y secas. (a) *Algansea lacustris*. (cc) *Cyprinus carpio*. (ch) *Chirostoma* sp. (ga) *Goodea atrippinis*. (ar) *Allophorus robustus*. (pi) *Poeciliopsis infans*. (ox) *Oreochromis* sp. (ms) *Micropterus salmoides*. El análisis de Tukey-Kramer se muestra con las letras **a, b, c** (alfa = 0.05).

Especies	Lluvias				Lluvias			
	SJ-PAC	UCA-NAP	IHU	EMB	SJ-PAC	UCA-NAP	IHU	EMB
	Densidad							
<i>Cyprinus carpio</i>	0.0006±0.001 ^a	0.0118±0.02 ^a	0.041±0.45 ^a	0.16±0.14 ^b	0.0008±0.001 ^a	0.002±0.003 ^a	0.008±0.005 ^a	0.21±0.29 ^b
<i>Algansea lacustris</i>	0 ^a	0 ^a	0.0001±0 ^a	0.0007±0 ^a	0 ^a	0.0002±0 ^a	0 ^a	0.001±0 ^a
<i>Goodea atrippinis</i>	0.001±0.002 ^a	0.010±0.029 ^a	0.002±0.003 ^a	0.006±0.004 ^a	0.002±0.002 ^a	0.003±0.005 ^a	0.002±0.004 ^a	0.026±0.05 ^a
<i>Chirostoma</i> spp.	2.24±1.34 ^a	6.40±8.13 ^a	2.88±2.08 ^a	1.05±1.18 ^a	1.46±0.56 ^a	1.70±0.76 ^a	2.60±2.52 ^a	0.77±0.73 ^a
<i>Poeciliopsis infans</i>	0.006±0.009 ^a	0.017±0.048 ^a	0.17±0.41 ^{ab}	0.50±0.56 ^b	0.013±0.01 ^a	0.075±0.10 ^a	0.012±0.01 ^a	0.45±0.37 ^b
<i>Oreochromis</i> spp.	0.0001±0 ^a	0.001±0.001 ^a	0.002±0.002 ^a	0.92±1.22 ^b	0.0006±0.001 ^a	0.002±0.004 ^a	0.003±0.005 ^a	0.078±0.08 ^b
<i>Allophorus robustus</i>	0.0005±0 ^a	0.0004±0 ^a	0 ^a	0 ^a				
<i>Micropterus salmoides</i>					0 ^a	0 ^a	0 ^a	0.0007±0 ^a
	Biomasa							
<i>Cyprinus carpio</i>	0.25±0.80 ^a	6.93±9.34 ^b	5.62±8.84 ^b	14.35±20.68 ^b	0.097±0.16 ^a	0.19±0.40 ^a	0.91±1.16 ^{ab}	1.65±1.47 ^b
<i>Algansea lacustris</i>	0 ^a	0 ^a	0.00002±0 ^a	0.0004±0 ^a	0 ^a	0.0004±0 ^a	0 ^a	0.0004±0 ^a
<i>Goodea atrippinis</i>	0.047±0.11 ^a	0.23±0.45 ^a	0.067±0.11 ^a	0.024±0.03 ^a	0.033±0.05 ^a	0.062±0.09 ^a	0.046±0.09 ^a	0.29±0.57 ^a
<i>Chirostoma</i> spp.	2.01±2.38 ^a	1.48±1.10 ^a	1.05±0.51 ^a	0.51±0.60 ^a	1.49±0.99 ^a	1.09±0.62 ^a	0.95±0.57 ^a	0.74±0.35 ^a
<i>Poeciliopsis infans</i>	0.004±0.006 ^a	0.006±0.01 ^a	0.058±0.13 ^{ab}	0.17±0.15 ^b	0.007±0.008 ^a	0.038±0.05 ^a	0.004±0.005 ^a	0.26±0.20 ^b
<i>Oreochromis</i> spp.	0.010±0.02 ^a	0.194±0.37 ^a	0.081±0.12 ^a	5.24±6.83 ^b	0.036±0.10 ^a	0.019±0.03 ^a	0.129±0.18 ^a	1.41±1.91 ^b
<i>Allophorus robustus</i>	0.011±0 ^a	0.002±0 ^a	0 ^a	0 ^a				
<i>Micropterus salmoides</i>					0 ^a	0 ^a	0 ^a	0.001±0 ^a

Tabla III. Resultados del análisis de correlación entre la densidad y biomasa de las especies de peces y la turbidez, en la temporada de lluvias y secas.

Species	Densidad		Biomasa	
	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas
<i>A. lacustris</i>	$r^2=0.38$ (P<0.0001)	$r^2=0.10$ (P=0.04)	$r^2=0.2$ (P=0.005)	$r^2=0.12$ (P=0.03)
<i>C. carpio</i>	$r^2=0.48$ (P<0.0001)*	$r^2=0.17$ (P=0.01)	$r^2=0.01$, (P=0.54)	$r^2=0.40$ (P<0.0001)*
<i>A. robustus</i>	$r^2=0.032$ (P=0.29)		$r^2=0.04$ (P=0.20)	
<i>G. atripinnis</i>	$r^2=0.003$ (P=0.71)	$r^2=0.08$ (P=0.08)	$r^2=0.002$ (P=0.75)	$r^2=0.05$ (P=0.15)
<i>Chirostoma</i> spp.	$r^2=0.006$ (P=0.65)	$r^2=0.02$ (P=0.36)	$r^2=0.09$ (P=0.07)	$r^2=0.22$ (P=0.003)
<i>P. infans</i>	$r^2=0.17$ (P=0.01)	$r^2=0.3$ (P=0.004)	$r^2=0.23$ (P=0.002)	$r^2=0.24$ (P=0.002)
<i>Oreochromis</i> spp.	$r^2=0.13$ (P=0.03)	$r^2=0.2$ (P=0.008)	$r^2=0.14$ (P=0.01)	$r^2=0.2$ (P=0.002)
<i>M. salmoides</i>		$r^2=0.11$ (P=0.04)		$r^2=0.11$ (P=0.04)

Tabla IV. Resultados del análisis de correlación entre la densidad y biomasa de las especies de peces y la densidad y biomasa de *C. carpio* en la temporada de lluvias y secas.

Species	Density		Biomass	
	Wet season	Dry season	Wet season	Dry season
<i>A. lacustris</i>	$r^2=0.06$ (P=0.12)	$r^2=0.10$ (P=0.03)	$r^2=0.01$ (P=0.55)	$r^2=0.0005$ (P=0.89)
<i>A. robustus</i>	$r^2=0.009$ (P=0.56)		$r^2=0.01$ (P=0.51)	
<i>G. atripinnis</i>	$r^2=0.02$ (P=0.39)	$r^2=0.0006$ (P=0.96)	$r^2=0.006$ (P=0.65)	$r^2=0.03$ (P=0.28)
<i>Chirostoma</i> spp.	$r^2=0.01$ (P=0.55)	$r^2=0.0007$ (P=0.87)	$r^2=0.03$ (P=0.25)	$r^2=0.03$ (P=0.28)
<i>P. infans</i>	$r^2=0.06$ (P=0.17)	$r^2=0.33$ (P=0.0002)	$r^2=0.26$ (P=0.0001)	$r^2=0.05$ (P=0.15)
<i>Oreochromis</i> spp.	$r^2=0.35$ (P=0.0001)	$r^2=0.007$ (P=0.61)	$r^2=0.44$ (P<0.0001)*	$r^2=0.01$ (P=0.45)
<i>M. salmoides</i>		$r^2=0.001$ (P=0.94)		$r^2=0.0006$ (P=0.88)

Diversidad en la comunidad de peces del lago de Pátzcuaro

Los valores de diversidad y equidad con base en densidad, mostraron un patrón similar al grado de turbidez, siendo menores en los biotopo menos turbios (SJ-PAC, UCA-NAP) y mayores en el más turbio (EMB) en la temporada de lluvias. En secas, IHU y EMB presentaron la mayor diversidad y equidad (Figura 5). Por otro lado, con base en la biomasa, el patrón es distinto. Los valores de diversidad y equidad no son distintos entre los biotopo de turbidez, debido a que el patrón de distribución de la biomasa es similar en los biotopo de turbidez, es decir, generalmente una especie domina y las demás se mantienen por debajo de la media. Así, *Cyprinus carpio* es dominante en biomasa en UCA-NAP, IHU y EMB, mientras que *Chirostoma* sp., es dominante en biomasa en SJ-PAC, es posible que este fenómeno ocasione que la diversidad y equidad sean similares. Los resultados muestran que la densidad, biomasa y dominancia de *Cyprinus carpio* se presentan en el biotopo de turbidez más diverso (EMB) y la equidad no fue distinta donde la carpa se comporta como una especie rara (SJ-PAC).

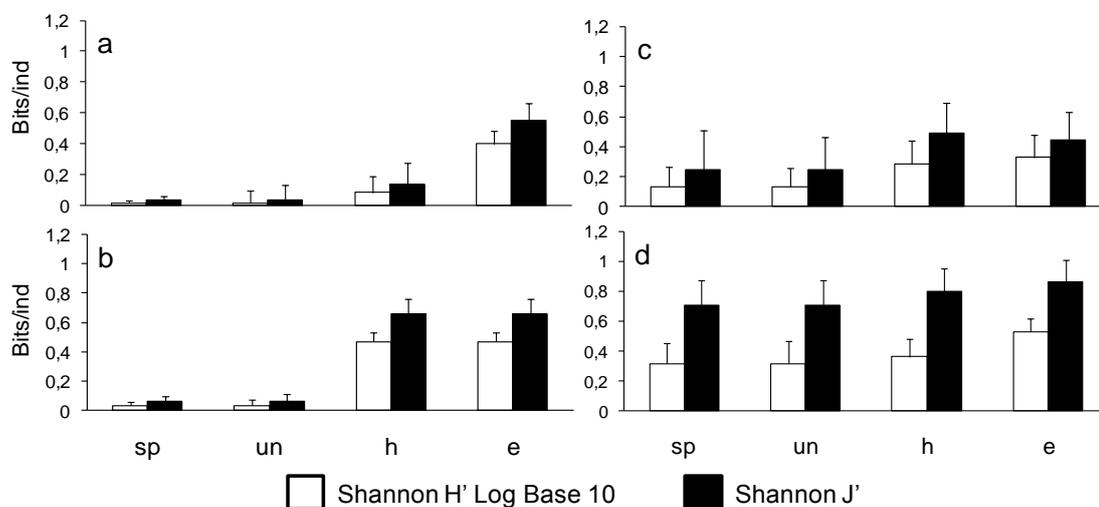


Figura 5. Diversidad y equidad de cada uno de los biotopos de turbidez. Con base en la densidad en la temporada de lluvias (a). Con base en la densidad en la temporada de secas (b). Con base en la biomasa en la temporada de lluvias (c). Con base en la biomasa en la temporada de secas (d).

Gremio trófico y amplitud de dieta

Con el fin de tener una mejor perspectiva sobre los posibles efectos negativos que *C. carpio* pudiera estar ocasionando actualmente al ecosistema lacustre de Pátzcuaro, se analizó la ecología trófica de la carpa en conjunto con el de las especies que constituyen la comunidad de peces del lago.

Se analizaron un total de 1744 tractos digestivos incluyendo todas las especies, 938 peces en lluvias y 806 en secas, encontrando 12 artículos alimenticios. Del total de individuos, 90% de los tractos presentaron más del 50% de llenado, lo que asegura una adecuada caracterización de la dieta de las especies.

Cyprinus carpio

De esta especie se analizaron 384 individuos, 237 colectados en la época de lluvias y 147 en secas.

Frecuencia de tallas

Se analizó la frecuencia de los individuos en tres tallas, chicas, medianas y grandes (T1, T2 y T3 respectivamente). Las tallas de los peces fluctuaron entre 3 - 45 cm. La frecuencia de tallas se analizó en tres grupos de tallas (<12cm, 12-23 cm, >23 cm, T1, T2 y T3 respectivamente). La distribución de frecuencias de tallas se muestra en la figura 6. En general las tallas que dominaron fueron las que están entre los 12-23 cm (T2). Es importante resaltar que en SJ se presentaron las menores abundancias de organismos de la talla T1 y T2 y en EMB las mayores. Pero en particular entre los BT que presentaron talla T3, EMB fue el BT que tuvo menor presencia de tallas grandes (T3). La variabilidad de las tallas entre épocas fue mayor en UC-NAP.

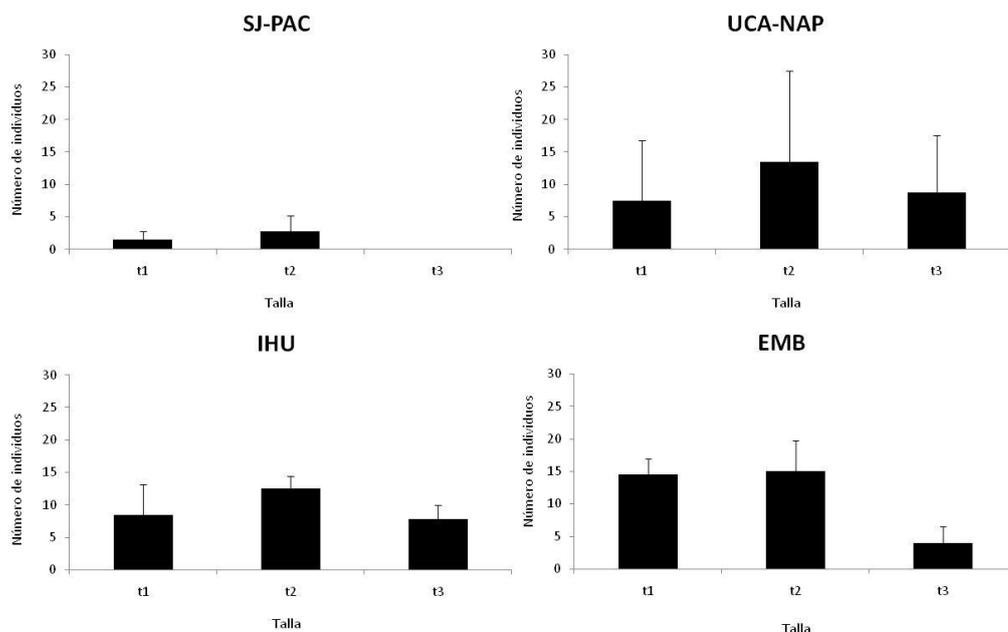


Figura 6. Frecuencia de tallas de la especie *C. carpio* en los diferentes biotopos de turbidez.

Espectro trófico de *C. carpio*.

En general el espectro trófico de la dieta de *C. carpio* esta integrado de 9 artículos alimenticios y se detectó diferencias en la presencia de cuatro componentes alimenticios con respecto a la talla (Tablas V, VI y VII): copépodos ($P>0.001$, $F=41.24$, g.l.=300), cladóceros ($P>0.001$, $F=30.95$, g.l.= 300), restos vegetales ($P>0.0001$, $F=10.94$, g.l.= 300), y materia orgánica ($P>0.001$, $F=26.33$, g.l.= 300) (Tabla VI).

Tabla V. Porcentaje de área de los componentes alimenticios con valores distintos entre tallas de *C. carpio*. (N=301). El análisis de Tukey-Kramer se muestra con las letras **a**, **b**, **c** (alfa = 0.05). Mo (materia orgánica no identificada)

Clases de talla	Copépodos	Cladóceros	Restos vegetales	Mo
Talla 1 (<12 cm)	34.7±28.7 ^a	32.9±29.9 ^a	15±36.9 ^a	52.6±46.7 ^a
Talla 2 (12-23 cm)	14.7±19.7 ^b	15.7±19.6 ^b	34.4±48.6 ^a	80.7±67.8 ^b
Talla 3 (>23 cm)	4.4±8.8 ^c	5.9±10.4 ^c	50.3±52.7 ^b	134.9±92.7 ^c

En relación a *Cyprinus carpio* T1, los datos mostraron que son omnívoros, dado que su alimento consistió principalmente de zooplancton (copépodos y cladóceros) y materia orgánica en todos los BT. Aunque en SJ-PAC durante la época de lluvias, las carpas más pequeñas se alimentaron de material vegetal proveniente de macrófitas. Las escamas se consideraron un elemento incidental (Tabla VI). Desde la perspectiva de la amplitud de dieta este grupo de carpas se consideran especialistas porque el valor fue menor a 0.55 en todos los BT (Tabla XIV).

También se corroboró la omnivoría en las carpas agrupadas en la talla 2 (T2). El principal alimento en este tipo de carpas fue materia orgánica y restos vegetales (macrófitas) y de manera secundaria consumieron zooplancton en todos los BT. Durante la época de lluvias en SJ-PAC, las algas filamentosas y las escamas de peces aparecen también de forma secundaria (Tabla VII). Asimismo la amplitud de dieta sugirió que estos peces se comportan como especialistas ya que su amplitud de dieta resultó menor a 0.49 en los cuatro BT.

Las carpas agrupadas en la talla 3 fueron ubicadas también dentro del gremio trófico de los omnívoros, ya que el elemento del ecosistema que ingirió de forma principal fue la materia orgánica y restos vegetales en dos BT (IHU y EMB). Aunque durante la época de secas en UCA-NAP las algas filamentosas y elementos del zooplancton (copépodos) resultaron componentes principales de la dieta y los insectos fueron componentes secundarios. En SJ-PAC no fueron capturados individuos de *Cyprinus carpio* mayores a 23 cm de longitud

patrón (Tabla VIII). Los valores del amplitud de dieta en las carpas grandes señalan que tienen una mayor tendencia de a comportarse como especialistas en todos los BT. Esta tallas fueron las que presentaron la amplitud de dieta más baja de la especie (<0.23) (Tabla XIV).

Tabla VI. Índice de Importancia Relativa (IIR) de cada uno de los componentes alimenticios de *Cyprinus carpio* (talla 1) en cada uno de los biotopos de turbidez, durante la época de lluvias y secas. Copepodo (Co); Cladocero (Ca); Escamas (Es); Materia orgánica no identificada (Mo); Algas filamentosas (Al); Material vegetal correspondiente a fragmentos de macrófitas (Ve). Diatomeas (Dia); Quironómidos (Qui); Insectos (Ins). Componentes preferenciales (*).

	SJ-PAC		UCA-NAP		IHU		EMB	
	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas
Co	0	31*	21*	60*	26*	31*	19*	27*
Ca	36*	27*	14*	17*	27*	33*	22*	24*
Es	17*	0	0	0	0	0	0	0
Mo	1	27*	54*	14*	39*	23*	46*	30*
Al	1	7	0	1	3	5	8	7
Ve	44*	7	2	1	5	6	3	8
Dia	0	1	3	4	1	1	1	2
Qui	0	0	7	2	0	1	1	2
Ins	0	0	0	2	0	0	0	0

Tabla VII. Índice de Importancia Relativa (IIR) de cada uno de los componentes alimenticios de *Cyprinus carpio* talla 2 (T2) en cada uno de los biotopos de turbidez, durante la época de lluvias y secas. Copepodo (Co); Cladocero (Ca); Escamas (Es); Materia orgánica no identificada (Mo); Algas filamentosas (Al); Material vegetal correspondiente a fragmentos de macrófitas (Ve). Diatomeas (Dia); Quironómidos (Qui); Insectos (Ins). Componentes preferenciales (*).

	SJ-PAC		UCA-NAP		IHU		EMB	
	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas
Co	2	11*	10	7	8	8	5	7
Ca	19	5	10	4	8	10*	5	7
Es	11	0	0	0	0	0	0	0
Mo	11	45*	57*	7	59*	58*	67*	52*
Al	13	21*	2	71*	0	0	1	2
Ve	42*	14*	14*	3	23*	19*	19*	26*
Dia	3	2	0	0	0	0	0	1
Qui	0	1	7	2	2	5	2	4
Ins	0	0	0	7	0	0	0	0

Tabla VIII. Índice de Importancia Relativa (IIR) de cada uno de los componentes alimenticios de *Cyprinus carpio* talla 3 (T3) en cada uno de los biotopos de turbidez, durante la época de lluvias y secas. Copepodo (Co); Cladocero (Ca); Escamas (Es); Materia orgánica no identificada (Mo); Algas filamentosas (Al); Material vegetal correspondiente a fragmentos de macrófitas (Ve). Diatomeas (Dia); Quironómidos (Qui); Insectos (Ins). Componentes preferenciales (*).

	UCA-NAP		IHU		EMB	
	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas
Co	0	27*	1	3	0	1
Ca	4	1	1	4	0	1
Es	0	0	0	0	0	0
Mo	71*	5	71*	66+	80*	64*
Al	2	54*	0	0	1	0
Ve	19	0	20*	20*	18*	33*
Dia	0	0	6	0	0	0
Qui	4	0	2	6	1	1
Ins	0	13	0	0	0	0

Allophorus robustus

En el caso de *A. robustus* se analizó el contenido estomacal de todos los individuos colectados (N=8), 6 individuos en SJ-PAC y dos individuos en UCA-NAP capturados durante la temporada de lluvias. Se encontraron cuatro componentes en la dieta de esta especie (Tabla IX). *Allophorus robustus* fue ubicado en el gremio trófico de los carnívoros debido a que su alimento principal fueron los insectos y larvas de insectos (quironómidos). Los valores de amplitud de dieta sugieren que esta especie puede considerarse como especialista (SJ-PAC) o como generalista (UCA-NAP) (Tabla XIV).

Tabla IX. Índice de Importancia Relativa (IIR) de cada uno de los componentes alimenticios de *Allophorus robustus* en cada uno de los biotopos de turbidez, durante la época de lluvias y secas. Escamas (Es); Materia orgánica no identificada (Mo); Quironómidos (Qui); Insectos (Ins). Componentes preferenciales (*).

	SJ-PAC	UCA-NAP
	Lluvias	Lluvias
Ins	81*	13*
Qui	13*	40*
Es	5	0
Mo	1	47

Oreochromis spp.

Se analizaron 133 individuos de *Oreochromis spp.* 62 en lluvias y 71 en secas, encontrando 7 artículos alimenticios (Tabla X). Del total de individuos, 100% de los trectos presentaron más del 80% de llenado. Las tallas de los peces fluctuaron entre 2 y 16 cm. Esta especie fue ubicada en el gremio de los omnívoros porque su alimento principal fue la materia orgánica y algas filamentosas en todos los BT y elementos del zooplancton y las diatomeas resultaron alimentos secundarios (Tabla X). *Oreochromis spp.* Se comportó como una especie especialista porque la amplitud de dieta fue menor a 0.58 en todos los BT (Tabla XIV).

Tabla X. Índice de Importancia Relativa (IIR) de cada uno de los componentes alimenticios de *Oreochromis spp.* en cada uno de los biotopos de turbidez, durante la época de lluvias y secas. Copepodo (Co); Cladocero (Ca); Rotífero (Ro); Materia orgánica no identificada (Mo); Algas filamentosas (Al); Diatomeas (Diat); Insectos (Ins). Componentes preferenciales (*).

	SJ-PAC		UCA-NAP		IHU		EMB	
	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas
Co	1	5	1	3	5	14	3	10
Ca	1	0	6	10	4	2	2	3
Ro	0	2	7	1	0	10	2	1
Mo	64*	56*	41*	73*	56*	37*	53*	55*
Al	17	6	22*	3	15	22*	17*	18*
Ins	0	5	0	0	0	1	1	1
Diat	17	12	18	3	12	7	8	10

Chirostoma spp.

Se analizó el tracto digestivo de 516 peces de *Chirostoma spp.* 258 en lluvias y 258 en secas, encontrando 7 artículos alimenticios (Tabla XI). Las tallas de los ejemplares revisados variaron entre 3.5 y 7 cm. Los charales fueron ubicados en el gremio de los carnívoros con la capacidad de alimentarse de distintos tipos de presas, tales como zooplancton (cladóceros y copépodos), larvas de insectos, insectos terrestres y arácnidos. Los charales mostraron la capacidad de alimentarse de elementos provenientes de ecosistemas terrestres (abejas, avispa, escarabajos, arácnidos). Esta especie presentó variación en su dieta entre los BT. En SJ-PAC durante la temporada de lluvias su dieta consistió principalmente de insectos y zooplancton, mientras que en la temporada de secas se alimentó de insectos, larvas de insectos y arácnidos. En UCA-NAP los charales se alimentaron principalmente de zooplancton y escamas, en IHU de zooplancton e insectos y finalmente en EMB el alimento principal fue el zooplancton. Los charales representan una especie especialista dado que su amplitud de dieta fue menor a 0.19 en todos los BT (Tabla XIV).

Tabla XI. Índice de Importancia Relativa (IIR) de cada uno de los componentes alimenticios de *Chirostoma spp* en cada uno de los biotopos de turbidez, durante la época de lluvias y secas. Copepodo (Co); Cladocero (Ca); Escamas (Es); Insectos (Ins); Quironómidos (Qui); Aracnidos (Ara). Componentes preferenciales (*). **Gremio trófico (*Chirostoma spp*)**

	SJ-PAC		UCA-NAP		IHU		EMB	
	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas
Ca	21*	13	19	26*	23*	32*	64*	45*
Co	19*	10	58*	40*	29*	9	29*	51*
Es	6	1	15	32*	10	12	3	1
Ins	29*	35*	2	0	37*	48*	1	1
Qui	11	22*	6	2	1	0	1	1
Ara	14	19*	0	0	0	0	0	0
Pez	0	0	0	0	0	0	2	0

Goodea atripinnis

Se revisaron 85 tractos digestivos de individuos de *Goodea atripinnis*, 35 en lluvias y 50 en secas, encontrando 8 componentes alimenticios (Tabla XII). Las tallas de los peces fluctuaron entre 3 y 12 cm. *Goodea atripinnis* se ubicó en el gremio de los omnívoros porque su alimento principal de manera general fue la materia orgánica y algas filamentosas, mientras que el alimento secundario fue las diatomeas y copépodos en todos los BT. Sin embargo, IHU durante la temporada de lluvias se registró una excepción con las diatomeas como alimento principal (Tabla XII). Esta especie mostro comportamientos distintos en relación a su amplitud de dieta, de manera general fue especialista (<0.54), mientras que en SJ-PAC e IHU durante la temporada de secas se mostró generalista (>0.68) (Tabla XIV).

Tabla XII. Índice de Importancia Relativa (IIR) de cada uno de los componentes alimenticios de *Goodea atripinnis* en cada uno de los biotopos de turbidez, durante la época de lluvias y secas. Copepodo (Co); Cladocero (Ca); Rotífero (Ro); Escamas (Es); Materia orgánica no identificada (Mo); Algas filamentosas (Al); Diatomeas (Dia); Insectos (Ins). Componentes preferenciales (*).

	SJ-PAC		UCA-NAP		IHU		EMB	
	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas
Co	0	21*	4	10	11	16	4	6
Ca	3	8	3	5	0	7	1	3
Ro	0	5	0	0	0	1	5	3
Es	0	0	0	1	0	9	1	0
Mo	66*	30*	55*	56*	18*	28*	69*	37*
Al	16*	18*	21*	15*	29*	19*	12	27*
In	0	12	0	0	0	14	0	1
Di	13	6	13	9	42	8	8	15

Poeciliopsis infans

Se analizaron 239 individuos de *Poeciliopsis infans*, 100 en la temporada de lluvias y 239 en la temporada de secas, encontrando 9 artículos alimenticios (Tabla XIII). Las tallas de los peces fluctuaron entre los 2 y 4.5 cm. Los datos sugieren a esta especie como omnívora. Su dieta estuvo constituida de principalmente de materia orgánica y las diatomeas bentónicas y perifíticas. Los insectos, microcrustáceos (copépodos y cladóceros), algas filamentosas y restos vegetales fueron componentes secundarios. El consumo de diatomeas disminuyó en SJ-PAC para la estación de lluvias, teniendo valores de IIR similares a los insectos y restos vegetales (Tabla XIV). El valor de la amplitud de dieta fue generalmente menor a 0.6 por lo que se le consideró especialista, con excepción de SJ-PAC en lluvias e IHU en secas, donde la especie se comportó como generalista ya que el valor de amplitud de dieta supero el 0.6 (Tabla XIV).

Tabla XIII. Índice de Importancia Relativa (IIR) de cada uno de los componentes alimenticios de *Poeciliopsis infans* en cada uno de los biotopos de turbidez, durante la época de lluvias y secas. Materia orgánica no identificada (Mo); Diatomeas (Di); Insectos (In); Copépodo (Co); Algas filamentosas (Al); Escamas (Es); Cladóceros (Ca); Rotífero (Ro); Material vegetal correspondiente a fragmentos de macrófitas (Ve). Componentes preferenciales (*).

	SJ-PAC		UCA-NAP		IHU	EMB	
	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Secas	Lluvias	Secas
Mo	49*	30*	38*	61*	41*	55*	44*
Di	13	50*	29*	27*	29*	32*	42*
In	19*	13	4	4	4	3	2
Co	3	2	3	2	10	3	1
Al	1	1	0	2	5	2	4
Es	5	3	8	1	1	2	1
Ca	0	1	5	1	4	2	5
Ro	0	0	0	0	0	1	0
Ve	11	0	13	2	5	1	1

Tabla XIV. Amplitud de dieta de cada una de las especies de peces incluidas en el análisis, en cada uno de los biotopos de turbidez, durante la temporada de lluvias y secas. (a) *Algansea lacustris*. (cc) *Cyprinus carpio*. (ch) *Chirostoma* sp. (ga) *Goodea atrippinis*. (ar) *Allophorus robustus*. (pi) *Poeciliopsis infans*. (ox) *Oreochromis* sp. (ms) *Micropterus salmoides*.

	SJ-PAC		UCA-NAP		IHU		EMB	
	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas
Cc ¹	0.30	0.50	0.30	0.20	0.40	0.46	0.37	0.55
Cc ²	0.49	0.43	0.29	0.13	0.24	0.26	0.18	0.31
Cc ³			0.14	0.23	0.14	0.18	0.08	0.16
Ga	0.18	0.68	0.30	0.30	0.41	0.80	0.17	0.54
Ch	0.12	0.16	0.18	0.11	0.18	0.13	0.17	0.14
Or	0.18	0.33	0.36	0.14	0.30	0.58	0.37	0.39
Pi	0.67	0.36	0.32	0.30		0.84	0.43	0.41
Ar	0.15		0.76					

Traslape de dieta

En lo referente al traslape de dieta entre las distintas especies, de manera general las tallas más pequeñas de carpa (talla 1) traslaparon su dieta con las carpas de talla media (talla2) y estos a su vez, traslaparon su dieta con las carpas de tallas grandes (talla 3) en los cuatro BT. Cabe resaltar que *Cyprinus carpio* (talla 1) traslapó su dieta (0.80) únicamente con una especie nativa *G. atripinnis* durante la temporada de secas en SJ-PAC. En el resto de los BT la carpa no traslapó su dieta de manera importante (>0.8) con ninguna de las especies de peces. Por su parte, *G. atripinnis* traslapó su dieta con *Oreochromis spp.* en todos los BT. De la misma manera, *P. infans* traslapó su dieta con *Oreochromis spp.* y con *G. atripinnis* en tres BT, excepto en SJ-PAC (Tabla XV y XVI).

Tabla XV. Traslape de dieta entre cada una de las especies de peces incluidas en el análisis, en dos biotopos de turbidez, SJ-PAC y UCA-NAP, durante la temporada de lluvias y secas. *Temporada de secas.

	SJ-PAC							UCA-NAP							
	Cc ¹	Cc ²	Ar	Or	Ch	Ga	Pi	Cc ¹	Cc ²	Cc ³	Ar	Or	Ch	Ga	Pi
Cc ¹	1	0.84*		0.57*	0.35*	0.80*	0.43*	1	0.44*	0.57*		0.54*	0.65*	0.63*	0.49*
Cc ²	0.81	1		0.72*	0.21*	0.80*	0.51*	0.93	1	0.91*		0.73*	0.24*	0.57*	0.36*
Cc ³								0.79	0.93	1		0.31*	0.30*	0.56*	0.32*
Ar	0.10	0.10	1					0.65	0.66	0.67	1				
Or	0.10	0.48	0.04	1	0.18*	0.78*	0.75*	0.65	0.63	0.63	0.44	1	0.25*	0.86*	0.81*
Ch	0.35	0.32	0.63	0.06	1	0.43*	0.28*	0.52	0.40	0.16	0.17	0.17	1	0.30*	0.12*
Ga	0.14	0.49	0.04	0.98	0.06	1	0.66*	0.74	0.72	0.71	0.51	0.90	0.16	1	0.84*
Pi	0.33	0.58	0.44	0.75	0.35	0.72	1	0.71	0.72	0.71	0.49	0.69	0.32	0.71	1

Tabla XVI. Traslape de dieta entre cada una de las especies de peces incluidas en el análisis, en dos biotopos de turbidez, IHU y EMB, durante la temporada de lluvias y secas. *Temporada de secas.

	IHU							EMB						
	Cc ¹	Cc ²	Cc ³	Or	Ch	Ga	Pi	Cc ¹	Cc ²	Cc ³	Or	Ch	Ga	Pi
Cc ¹	1	0.78*	0.65*	0.66*	0.47*	0.72*		1	0.84*	0.65*	0.77*	0.70*	0.68*	0.62*
Cc ²	0.84	1	0.97*	0.60*	0.24*	0.58*		0.83	1	0.93*	0.73*	0.32*	0.62*	0.65*
Cc ³	0.69	0.93	1	0.57*	0.13*	0.52*		0.69	0.94	1	0.63*	0.08*	0.52*	0.59*
Or	0.73	0.69	0.75	1	0.28*	0.83*		0.74	0.69	0.67	1	0.28*	0.92*	0.83*
Ch	0.52	0.28	0.08	0.18	1	0.64*		0.58	0.25	0.01	0.15	1	0.23*	0.18*
Ga	0.52	0.40	0.48	0.78	0.15	1		0.78	0.77	0.77	0.90	0.16	1	0.80
Pi	0.76	0.73	0.78	0.85	0.35	0.82	1	0.70	0.72	0.70	0.81	0.18	0.88	1

Nivel trófico

Estimación mediante análisis de contenidos estomacales

La posición trófica de las diferentes especies de peces y de las diferentes tallas de la carpa estimada mediante el programa Troph, permitió detectar que la mayoría de los peces presentaron un nivel trófico entre 2 y 3, lo que sugiere que se encuentran en un nivel trófico semejante en la red, específicamente como consumidores primarios. De las especies nativas consideradas en el análisis (*A. robustus*, *G. atripinnis* y *Chirostoma sp*) únicamente *G. atripinnis* comparte una misma posición trófica con la carpa, las otras especies nativas (*A. robustus* y *Chirostoma sp*) presentan un valor troph entre 3 y 4, por lo que se pueden considerar para el lago de Pátzcuaro como consumidores secundarios.

Ahora bien, no obstante que *G. atripinnis* presentó un mismo nivel trófico que la carpa el traslape de la dieta correspondió únicamente a las tallas chicas (T1), las cuales se encuentran preferentemente distribuidas en el EMB.

Tabla XVII. Valores del nivel trófico para cada una de las especies calculado usando el programa TrophLab, en cada uno de los BT y en ambas temporadas. Se muestra la media y el error estándar. (*cc*^{1,2,3}) es *Cyprinus carpio* T1, T2 y T3. (*ga*) *Goodea atripinnis*. (*ch*) *Chirostoma sp*. (*or*) *Oreochromis sp*. (*pi*) *Poeciliopsis infans*. (*ar*) *Allophorus robustus*. (*ms*) *Micropterus salmoides*.

	SJ-PAC		UCA-NAP		IHU		EMB	
	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas
Cc ¹	2.45±0.21	2.66±0.11	2.43±0.11	2.82±0.08	2.53±0	2.53±0.06	2.42±0.04	2.53±0.06
Cc ²	2.27±0.17	2.34±0.15	2.28±0.11	2.22±0.12	2.18±0.06	2.19±0.08	2.12±0.06	2.19±0.08
Cc ³			2.09±0.08	2.44±0.14	2.04±0.06	2.03±0.04	2.01±0.04	2.03±0.04
Ga	2.05±0	2.49±0.15	2.05±0	2.14±0.04	2.12±0	2.63±0.28	2.06±0.06	2.11±0.05
Ch	3.19±0.27	3.11±0.05	3.38±0.31	3.31±0.57	3.09±0.02	3.1±0.02	3.02±0.01	3.03±0.12
Or	2.02±0	2.15±0.1	2.16±0.08	2.14±0.03	2.09±0	2.3±0.11	2.14±0.1	2.18±0.06
Pi	2.38±0.25	2.25±0.2	2.16±0.16	2.15±0.12		2.24±0.08	2.14±0.13	2.11±0.1
Ar	3.15±0.04		3.20±0.40					

Estimación mediante análisis de isotopos estables ($\delta^{15}\text{N}$)

Los valores del músculo de $\delta^{15}\text{N}$ en *C. carpio* no mostraron diferencia significativa entre lluvias y secas ($\chi^2=0.0211$, $gl=1$, $P=0.8845$). Las muestras de lluvias presentaron un valor promedio ($14.8\pm 2.04\text{‰}$, $n=47$; promedio \pm desviación estándar) muy semejante al de secas ($14.9\pm 1.4\text{‰}$, $n=35$; promedio \pm desviación estándar). Lo cual sugiere que de manera global la precipitación no afecta la señal isotópica de nitrógeno en los tejidos de la carpa.

Durante la época de lluvias si existió diferencia significativa entre sitios ($\chi^2=23.385$, $gl=4$, $P=0.0001$). Las muestras de SJ ($n=3$) fueron las que presentaron el menor valor promedio ($10.9\pm 1.5\text{‰}$). Lo cual contrastó con los otros sitios y en particular con IHU, sitio que presentó el mayor valor promedio, $16.5\pm 0.56\text{‰}$; EMB, NAP y UCA presentaron valores semejantes (Tabla XVIII). Lo cual sugiere una posible diferencia entre la complejidad de la red trófica de la parte norte (SJ) con respecto a la parte sur (EMB-IHU), debido a que en términos de niveles tróficos, entre más alejado esté un consumidor de la línea base de la red trófica (e. i. productividad primaria) mayor será la retención de ^{15}N , y en consecuencia mayor el valor de $\delta^{15}\text{N}$.

Tabla XVIII. Valores de $\delta^{15}\text{N}$ del musculo de *C. carpio* durante la época de lluvias. Se muestra la media, desviación estándar y el error estándar.

SITIO	N	PROMEDIO	STD	ERR EST
EMB	11	15.5645	0.40810	0.12305
IHU	10	16.5950	0.56432	0.18478
NAP	8	14.6750	1.10994	0.39242
SJ	3	10.9667	1.52041	0.87781
UCA	11	14.8400	1.32298	0.39889

Durante la época de secas también existió una diferencia significativa entre sitios ($\chi^2=17.8910$, $gl=4$, $P=0.0013$). Las muestras de SJ ($n=3$) fueron las que presentaron el menor valor promedio ($12.6\pm 0.9\text{‰}$), que en comparación con todos los sitios fue diferente, lo cual contrastó con IHU, sitio que presentó el mayor valor promedio, $15.5\pm 0.9\text{‰}$; EMB, NAP presentaron valores mayores pero semejantes entre si y UCA un valor intermedio entre este grupo de sitios e IHU (Tabla XIX). Lo cual reiteró que durante esta época persiste el mismo patrón de complejidad de la red trófica entre los diferentes sitios del lago.

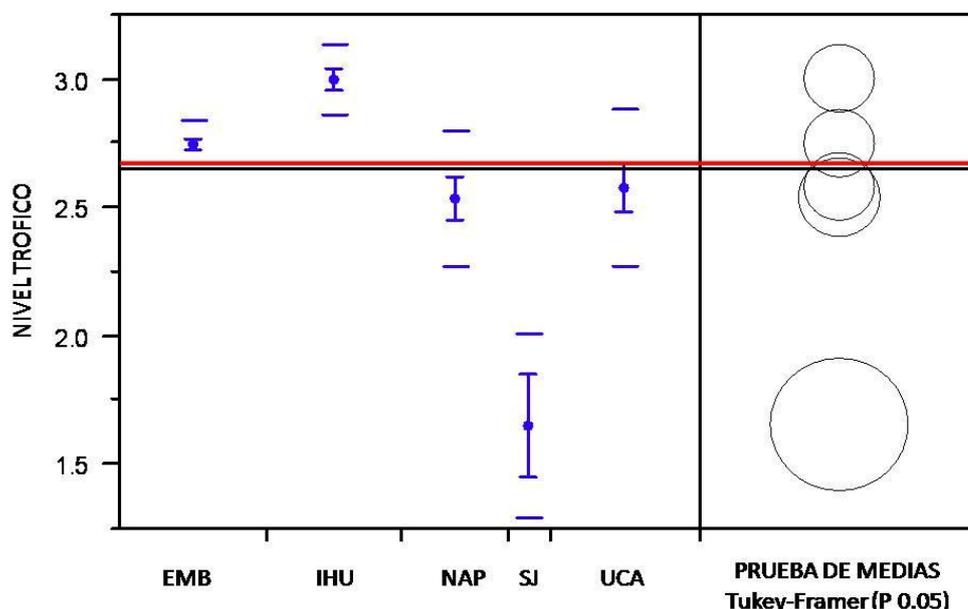
Tabla XIX. Valores de $\delta^{15}\text{N}$ del musculo de *C. carpio* durante la época de secas. Se muestra la media, desviación estándar y el error estándar.

SITIO	N	PROMEDIO	STD	ERR EST
EMB	11	15.5382	0.50321	0.15172
IHU	11	15.5809	0.91342	0.27541
NAP	5	15.7560	1.01076	0.45202
SJ	7	12.6157	0.99915	0.37764
UCA	1	13.3600	?	?

Al estimar los valores de nivel trófico de *C. carpio* entre épocas se mantuvo el mismo patrón de diferencias que lo encontrado con los valores de $\delta^{15}\text{N}$. De manera general no se detectó diferencia significativa entre el nivel trófico de las muestras de lluvias y secas ($\chi^2=0.3806$, $gl=1$, $P=0.5373$). Las muestras de lluvias presentaron un valor promedio muy semejante (2.6 ± 0.39 , $n=44$; promedio \pm desviación estándar) al de secas (2.6 ± 0.35 , $n=35$; promedio \pm desviación estándar). Lo cual reitera que de manera global la precipitación no afecta el nivel trófico o la posición trófica que ocupa la carpa en la red trófica general del lago de Pátzcuaro.

Sin embargo, durante la época de lluvias sí se detectó diferencia significativa entre sitios ($\chi^2=23.4031$, $gl=4$, $P=0.0001$). Las muestras de SJ ($n=3$) fueron las que presentaron el menor valor promedio (1.6 ± 0.3), lo cual se traduce en una prevalencia de estos individuos como consumidores primarios. Ello contrastó con los valores de los otros sitios cuyos valores fluctuaron entre 2.5 ± 0.26 (NAP) y 2.9 ± 0.13 (IHU), que reflejan una mayor distancia trófica respecto a la línea base o productividad primaria (Figura 7).

Figura 7. Valores del nivel trófico estimados a partir de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de lluvia. Amplitud de cada sitio es equivalente a los valores N empleados en cada sitio. La línea roja es el valor promedio global, las líneas verticales con un punto son el nivel trófico promedio \pm error estándar, y las líneas horizontales de cada sitio son \pm desviación estándar. Los diámetros de los círculos representan las semejanzas o diferencias entre los niveles tróficos entre sitios, los cuales están generados a partir de la comparación de medias.

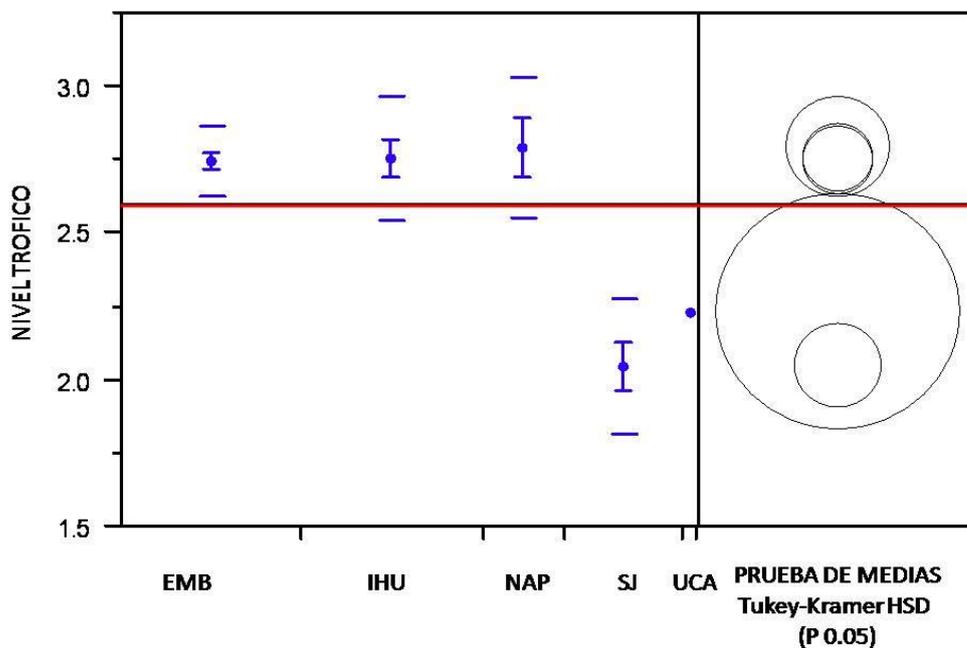


Durante la época de secas también se detectó diferencia significativa entre sitios ($\chi^2=17.9291$, $gl=4$, $P=0.0013$) y el patrón de diferencias entre sitios fue igual al de lluvias, muy semejante entre algunos sitios y diferentes entre SJ y el

resto de los sitios y, en particular con EMB. Las muestras de SJ (n=7) fueron las que presentaron el menor valor promedio (2.05 ± 0.23), lo cual se traduce en una prevalencia de estos individuos como consumidores primarios. Los valores de los otros sitios EMB, IHU y NAP fluctuaron alrededor de 2.7, que reflejan una mayor distancia trófica respecto a la línea base o productividad primaria. UCA solo presentó un valor intermedio entre SJ y el resto de los sitios, pero cabe resaltar que fue un solo organismo que se encontró (Figura 7). También es importante mencionar que aún cuando el número de carpas examinadas fue semejante entre EMB y SJ (n=11 y n=7 respectivamente) la variabilidad entre muestras en EMB fue la menor.

En secas el patrón del nivel trófico detectado entre sitios en la época de lluvias se hizo más evidente, EMB refleja una mayor distancia trófica respecto a la línea base o productividad primaria que en el resto de los sitios y, en particular con SJ.

Figura 7. Valores del nivel trófico estimados a partir de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de lluvia. Amplitud de cada sitio es equivalente a los valores N empleados en cada sitio. La línea roja es el valor promedio global, las líneas verticales con un punto al nivel trófico promedio \pm error estándar, y las líneas horizontales de cada sitio son \pm desviación estándar. Los diámetros de los círculos representan las semejanzas o diferencias entre los niveles tróficos entre sitios, los cuales están generados a partir de la comparación de medias.



Fecundidad

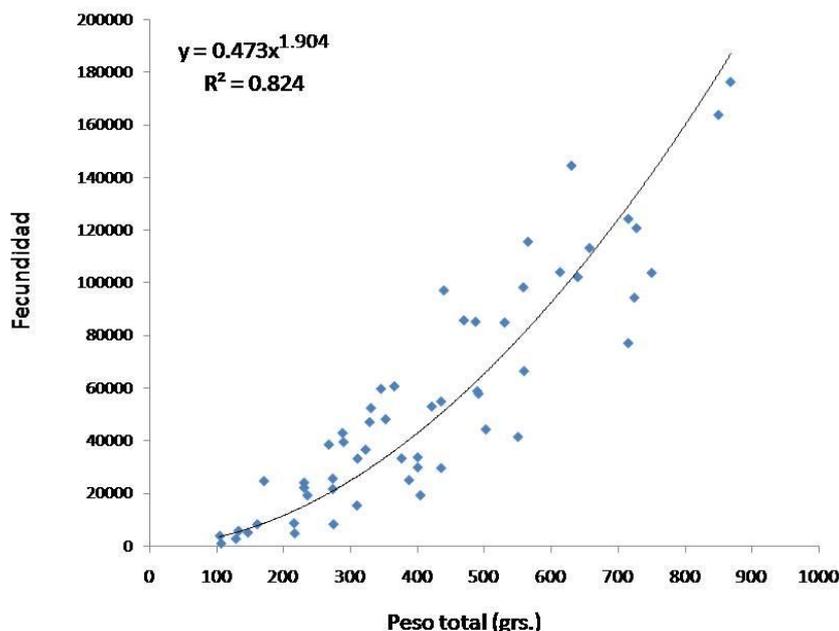
Con el fin de tener una mejor aproximación con el análisis de la fecundidad de la carpa, de las hembras colectadas en las cuatro campañas y que fue posible tomar el peso de la gónada (87), se excluyeron aquellas hembras inmaduras (17) y datos extremos (14). De la información proveniente de 57 hembras, se detectó que hay diferencia significativa entre la fecundidad de los meses de muestreo ($\chi^2=11.1633$, $gl=3$, $P=0.0109$), Una análisis de comparación de medias (tukey-Kramer, $\alpha 0.05$) identificó que septiembre y noviembre (68000 ± 37048 y 70559 ± 48820 , respectivamente) resultaron diferentes a febrero-marzo y junio (29650.0 ± 38163.4 y 40050.6 ± 19144.2 , respectivamente).

Tabla XX. Valores de fecundidad entre las diferentes campañas de *C. carpio*. Se muestra el valor promedio, desviación estándar y el error estándar.

MES DE CAMPAÑA	N	FECUNDIDAD	STD	ERR EST
septiembre	14	68000.9	37048.3	9902
noviembre	20	70559.4	48820.9	10917
febrero-marzo	14	29650.0	38163.4	10200
junio	8	40050.6	19144.2	6768

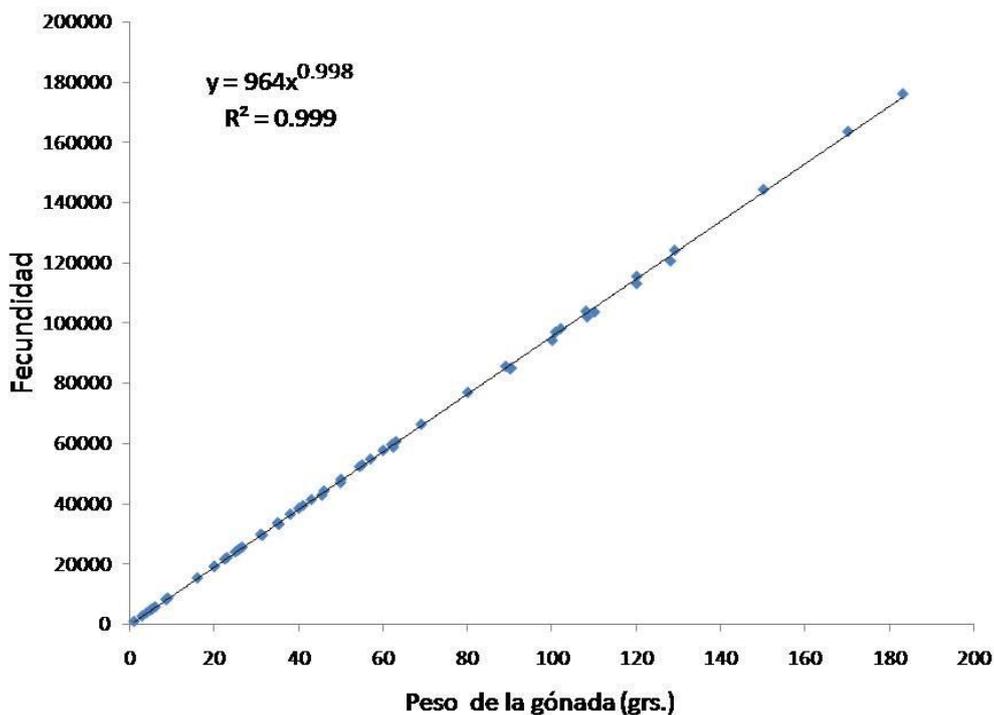
Para explorar la representatividad de los datos se exploró la relación entre la fecundidad y el correspondiente peso total de los organismos a los que se les estimó la fecundidad (Figura 8). Se encontró una buena correlación ($r^2=0.82$), lo que indicó que la fecundidad tiene una buena estimación.

Figura 8. Relación entre la fecundidad y el peso total de los organismos.



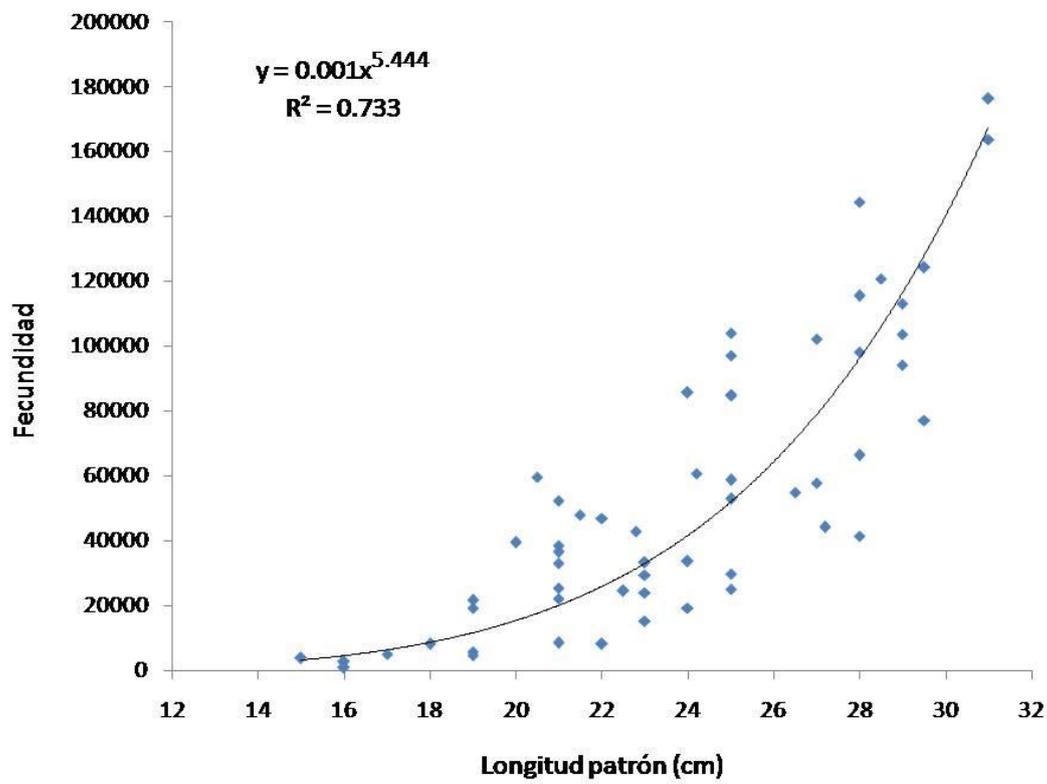
De igual forma se exploró la relación entre la fecundidad y el correspondiente peso de la gónada de los organismos a los que se les estimó la fecundidad (Figura 9). Se encontró también una buena correlación ($r^2=0.99$).

Figura 9. Relación entre la fecundidad y el peso de la gónada de los organismos.



También se exploró la relación entre la fecundidad y la longitud patrón el correspondiente de los organismos a los que se les estimó la fecundidad. Se encontró también una buena correlación ($r^2=0.73$).

Figura 10. Relación entre la fecundidad y la longitud patrón de los organismos.



DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en el presente estudio cuestionan la posibilidad de considerar a *Cyprinus carpio* como una de las principales causas de pérdida de biodiversidad y transparencia en el Lago de Pátzcuaro. La evidencia obtenida en este estudio con las artes de pesca empleadas no permiten adjudicarle a la carpa el papel negativo que son argumentados en la literatura (Zambrano *et al.* 2001; Vitousek *et al.* 1996; Leung *et al.* 2002). La primera evidencia es que esta especie no domina la comunidad de peces en todo el cuerpo de agua y su presencia es independiente del grado de transparencia y turbidez en este ecosistema. Otra es que la densidad y la biomasa de *C. carpio* se concentran en el biotopo de turbidez, que es más diverso, EMB.

Se ha mencionado que la carpa puede impactar la zona litoral de los lagos porque posee el hábito de remover tanto la cobertura vegetal como el sedimento para buscar su alimento, y con ello aumenta la turbidez del agua. Además, que la magnitud del daño depende de la densidad de la carpa y del tipo de vegetación acuática presente (Billard, 1999; Zambrano *et al.*, 2001; Scheffer *et al.*, 2003; Flajšhans y Hulata, 2006; Miller y Crowl, 2006). En este contexto, en el presente estudio se definieron cuatro biotopo de turbidez con diferencias también en cobertura de vegetación acuática (Tabla I). Lo que se observó en el Lago de Pátzcuaro es que el biotopo de turbidez con mayor densidad de carpa (EMB) de manera adicional presenta varias formas de crecimiento de vegetación acuática: arraigada sumergida, arraigada emergente y flotante (lirio). Este sitio en particular es dragado continuamente con máquinas (al menos una vez por semana) para extraer el sedimento del fondo y el lirio es removido y triturado diariamente. Una parte del lirio removido es colocado en las orillas del lago y otra parte es depositada en el fondo, aportando materia orgánica al sistema. Por esta razón, no es viable atribuir la remoción de la vegetación acuática a la carpa (en este sitio). EMB se considera el biotopo de turbidez más turbio, pero también es el que presenta menor cantidad de sólidos totales (Tabla I). Por lo que la turbidez posiblemente no se relaciona con la resuspensión de los sedimentos causada por la carpa. Este fenómeno podría ser atribuible al incremento en la productividad resultado del aporte de materia orgánica del lirio y de las descargas de aguas residuales provenientes de la ciudad de Pátzcuaro, Michoacán.

También se ha argumentado que es posible que la adaptabilidad de la carpa a la turbidez y su carácter omnívoro le den una ventaja sobre las especies nativas, dado que su crecimiento es más rápido y su resistencia a cambios en el ambiente y en la red trófica es mayor (Zambrano *et al.*, 1999; Zambrano y Macías-García, 2000; Zambrano *et al.*, 2001; Koehn, 2004). Además, se ha sugerido que el efecto de la carpa sobre la comunidad de peces nativos es indirecto afectando la composición específica (Zambrano *et al.*, 2000; Miller y Crowl, 2006). Sin embargo, en el Lago de Pátzcuaro no es así y, además, la densidad y biomasa de las especies nativas es independiente de la densidad y biomasa de la carpa. También en EMB, donde se concentra la población de *C. carpio*, la composición específica se encuentra representada por todas las

especies de peces colectadas en el presente estudio y la diversidad es mayor. De esta manera, no es posible soportar la idea de que la carpa afecte de manera indirecta la composición específica en este Lago.

Los posibles efectos de la carpa sobre los ecosistemas acuáticos se han generado en sistemas artificiales, principalmente bordos y estanques (Zambrano *et al.*, 1999; Zambrano y Macías-García, 2000; Zambrano *et al.*, 2001). Sin embargo, los resultados obtenidos exhiben que el efecto de la carpa en sistemas naturales como el Lago de Pátzcuaro puede ser distinto a lo que sucede en sistemas artificiales. Del mismo modo, el efecto de *C. carpio* puede diferir si los peces se encuentran confinados en corrales o libres, aun en un ecosistema natural (Miller y Crowl, 2006).

Es posible que el aumento en la turbidez, la remoción de la vegetación acuática y las afectaciones al flujo de nutrientes en el Lago de Pátzcuaro no sean causadas por la carpa, sino podrían ser atribuibles a las actividades humanas. Este ecosistema ha sido impactado de manera puntual con descargas de aguas residuales sin tratar, alteraciones en la línea de costa por la mancha urbana, remoción del sedimento por el dragado constante, aporte de materia orgánica durante el proceso de trituración de lirio y el tránsito diario de lanchas para turistas y personas que trabajan en las islas. Además, el Lago ha sufrido impactos no puntuales como aporte de sedimentos causados por la deforestación de la cuenca y alteraciones en el nivel del agua del lago (Bernal-Brooks *et al.*, 2002) (Figura 6). Consecuentemente, si *Cyprinus carpio* es considerada una especie resistente, entonces tiene la capacidad de adaptarse a dichos cambios sin afectar necesariamente a la comunidad de peces nativos del Lago de Pátzcuaro.

Aun cuando los resultados de este trabajo son originados a partir de los sitios estudiados, pueden extrapolarse en lo general a todo el lago y a otros sistemas con características similares, dado que los biotopo de turbidez se seleccionaron con base en sus características ambientales. Sin embargo es posible que a otra escala, como de microhábitat, la composición o la estructura de la asociación de peces sean distintas.

La carpa es omnívora al igual que la mayoría de las especies de peces del lago. Pero los análisis de traslape de dieta corroboraron que la carpa en particular tiene un poco de afectación trófica con las especies nativas del lago. Si bien existe evidencia de que únicamente las tallas pequeñas pueden presentar un traslape con *Goodea atripinnis*, es factible que este traslape se deba a que las presas que comparten se distribuyen en diferentes tipos de ambientes en el lago, tanto en la columna del agua como en el fondo, donde la carpa obtiene su alimento. Por otro lado, la evidencia que arrojaron los contenidos estomacales y los análisis de isótopos estables, demuestra que la carpa del lago de Pátzcuaro depende en gran medida de los detritos o materia orgánica acumulada en el fondo. Los valores isotópicos sugieren que esta fuente de carbono y nitrógeno, puede albergar otros consumidores primarios que no son

detectados con la revisión de contenidos estomacales, pero si los valores isotópicos, es decir los valores de ^{15}N .

LITERATURA CITADA

Aburto-Oropeza Octavio y Eduardo F. Balart. 2002. Community structure of reef fish in several habitats of a rocky reef in the Gulf of California. *Marine ecology* 22(4): 283-305.

Alcocer-Durand Javier y Fernando Walter Bernal-Brooks 2002. Spatial and temporal heterogeneity of physical and chemical variables for an endorheic, shallow water body: Lake Pátzcuaro, México. *Archiv für Hydrobiologie* 155 (2): 239-253.

Amezcuca F., Portillo, A. 2010. Hábitos alimenticios del lenguado panámico *Cyclopsetta panamensis* (Paralichthyidae) en el Sureste del Golfo de California. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 45(2): 335-3340.

Barbour M.T., Gerritsen J., Zinder B.D., y Stribling J.B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. U. S. Environmental Protection Agency. Office of Water. Washington, D.C. <http://www.epa.gov/owow/monitoring/rbp/download.html>.

Barriga-Sosa, I. A., A. L. Ibanez-Aguirre, and J. L. Arredondo-Figueroa. 2002. Morphological and genetic variation in seven species of the endangered *Chirostoma* "humboldtianum species group" (Atheriniformes: Atherinopsidae). *Revista de Biología Tropical* 50:199–216.

Bearhop S., C. E. Adams, S. Waldron, R. A. Fuller y H. Macleod. 2004. Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. *Journal of Animal Ecology* 73: 1007–1012.

Bernal-Brooks F. W., A. Gómez-Tagle y J. Alcocer. 2002. Lake Patzcuaro (Mexico): a controversy about the ecosystem water regime approached by field references, climatic variables, and GIS. *Hydrobiologia* 467: 187–197.

Bernal-Brooks, F. W. 2008. La Estación Limnológica de Pátzcuaro. 1938-2008. Fundación Gonzalo Río-Arronte/IMTA/UMSNH/INAPESCA. México. 103p. ISBN 13: 978-97095575-3-4.

Billard, R. 1999. *Carp: Biology and Culture*. Springer Praxis, New York, NY. 342 pp. ISBN 1-85233-118-6.

Bloom D. Devin, Kyle R. Piller, John Lyons, Norman Mercado-Silva y Martina Medina-Nava. 2009 *Systematics and Biogeography of the Silverside Tribe*

Menidiini (Teleostomi: Atherinopsidae) Based on the Mitochondrial ND2 Gene. *Copeia* 2:408-417.

Brady N.C., y Weil R. 2002. The nature and properties of soils. Prentice Hall, NJ.

Caillet G. M., M. S. Love y A. W. Ebeling. 1986. Fishes: A field and laboratory manual on their structure, identification, and natural history. Wadworth Publishing Co., Belmont, California. 194 p.

Canto-Maza Walter Gabriel y María Eugenia Vega-Cendejas. 2008. Hábitos alimenticios del pez *Lagodon rhomboides* (Perciformes: Sparidae) en la laguna costera de Chelem, Yucatán, México. *Rev. Biol. Trop.* 56 (4): 1837-1846.

Ciancio J. E., M. Pascual, F. Botto, E. Frere y O. Iribane. 2008. Trophic relationships of exotic anadromous salmonids in the southern Patagonian Shelf as inferred from stable isotopes. *Limnology and Oceanography* 53:788-798.

Cortés Enric. 1997. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54:726-738.

De Buen Fernando. 1944. Los lagos Michoacanos. II. Pátzcuaro. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural* 5: 99-125.

Eder, E. B., M. N. Lewis, C. Campagna, y P. L. Koch. 2010. Evidence of demersal foraging from stable isotope analysis of juvenile elephant seals from Patagonia. *Marine Mammal Science* 26:430–442.

Edmondson W. T. 1959. *Fresh-Water Biology*. John Wiley & Sons, Inc, New York. 1248 pp.

Flajšhans M. y Gideon Hulata. 2006. Common carp – *Cyprinus carpio*. En: D. Crosetti, S. Lapègue, I. Olesen, T. Svaasand (ed.). Genetic effects of domestication, culture and breeding of fish and shellfish, and their impacts on wild populations. GENIMPACT. Viterbo, Italy.

Gaspar-Dillanes M. T., P. Rojas, J. I. Fernández y M. P. Díaz-Rubin. 2000. Lago de Pátzcuaro, Michoacán. En: *Sustentabilidad y pesca responsable en México*. Instituto Nacional de la Pesca (INP). Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA). México, D.F. 537 pp.

Hurlbert, S.H. 1978. The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology* 59: 67-77.

Hyslop E. J. 1980. Stomach contents analysis. A review of methods and their application. *J. Fish. Biol.* 17 (41): 1-429.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2010. Anuario estadístico de los Estados Unidos Mexicanos 2010. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México: INEGI, ISSN 0188-8692, 165p.

Jardine T. D., S. A. McGeachy, C. M. Paton, M. Savoie y R. A. Cunjak. 2003. Stable isotopes in aquatic systems: Sample preparation, analysis, and interpretation. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 2656.

Koehn J. D. 2004. Carp (*Cyprinus carpio*) as a powerful invader in Australia waterways. Freshwater Biology 49: 882-894.

Krebs, J. 1989. Ecological Methodology. Harper and Row. New York, USA. 550 p.

Leung B., D. M. Lodge, D. Finnoff, J. F. Shogren, M. A. Lewis y G. Lamberti. 2002. An ounce of prevention or a pound of cure: Bioeconomic risk analysis of invasive species. Proc. R. Soc. Lond. B. 269: 2407–2413.

Medina-Nava Martina. 2003. Utilización del Índice de Integridad Biótica (IIB) para determinar áreas de conservación de peces en la cuenca Lerma-Chapala en Michoacán. Tesis de Maestría. Fac. de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán, México. 103 pp.

Mercado-Silva Norman, Matthew R. Helmus y M. Jake Vander Zanden. 2008. The effects of impoundment and non-native species on a river food web in Mexico's central plateau. River Research and Applications.

Minagawa, M., y E. Wada. 1984. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: Further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. Geochim. Cosmochim. Acta 48: 1135–1140.

Miller S. A. y T. A. Crowl. 2006. Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on macrophytes and invertebrate communities in a shallow lake. Freshwater Biology 51: 85-94.

Moncayo-Estrada Rodrigo. 1996. Estructura y función de la comunidad de peces de la laguna de Zacapu, Michoacán, México. Tesis de maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Instituto Politécnico Nacional. 171 pp.

Pauly D., Christensen V., Froese R., Palomare S. M. 2000. Fishing down aquatic food webs. American Scientist 88: 46-51.

Pennak W. 1978. Fresh Water Invertebrates of the United States. John Willey and Sons, USA. 803 pp.

Pinkas L., M. S. Olipant y Z. L. Iverson. 1971. Food habits of albacore bluefin, tuna and bonito in California Waters. California Department Fish. Game, Fish Bulletin 152:1–1105.

Rodriguez-Cázares Dan Gerson. 2008. Hábitos alimentarios de *Poeciliopsis fasciata* (Meek, 1904) y *Poeciliopsis gracilis* (Heckel, 1948) en la porción oaxaqueña de la reserva de la biosfera Tehuacán-Cuicatlán. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional. Instituto Politécnico Nacional. Oaxaca, México.

Secretaría de Pesca. 1988. Anuario estadístico de pesca. Dirección General e Información y Registros Pesqueros. México 350p.

Scheffer M., R. Portielje y L. Zambrano. 2003. Fish facilitate wave resuspensión of sediment. *Limnol. Oceanogr.* 48 (5): 1920-1926.

Vega-Cendejas María Eugenia. 1990. Interacción trófica entre dos bagres *Arius melanopus* (Agassiz, 1829) y *Arius felis* (Linnaeus, 1776) en las costas de Celestún Yucatán, México. *An. Inst. Cienc. Del Mar y Limnol. Univ. Nal. Auton. México.* 15: 185-194.

Viesca-Lobatón Carlos, Eduardo F. Balart, Alonso González-Cabello, Ismael Mascareñas-Osorio, Octavio Aburto-Oropeza, Héctor Reyes-Bonilla y Esteban Torreblanca. 2008. Peces arrecifales. En: Danemann G. D. y E. Ezcurra (ed.). Bahía de los Ángeles: Recursos naturales y comunidad. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), México, DF. 427 pp.

Vitousek P. M., D'Antonio CM, Loope LL. Y Westbrooks R., 1996. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* 84: 468–478.

Yáñez-Arancibia Alejandro, J. Curiel-Gómez y V. L. de Yáñez. 1976. Prospección biológica y ecológica del bagre marino *Galeichthys caeruleus* (Gunther) en el sistema lagunar costero de Guerrero, México (Pisces: Ariidae). *An. Centro Cienc. Del Mar y Limnol. Univ. Auton. México,* 3(1): 125-180.

Zambrano Luis, Martín R. Perrow, Constantino Macías-García y Victor Aguirre-Hidalgo. 1999. Impact of introduced carp (*Cyprinus carpio*) in subtropical shallow ponds in Central Mexico. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery.* 6: 281-288.

Zambrano Luis y Constantino Macías-García. 2000. Impact of introduced fish to aquaculture in Mexican freshwater systems. En: Claudi R. y J. H. Leach (ed.). Nonindigenous freshwater organisms: vectors, biology and impacts. Lewis Publishers, Boca Ratón, Florida. 449 pp.

Zambrano Luis, Marten Scheffer y Miguel Martínez-Ramos. 2001. Catastrophic response of lakes to benthivorous fish introduction. *Oikos* 94:334-350.

Zambrano Luis, Enrique Martinez-Meyer, N. Menezes y Petersen Townsend. 2006. Invasive potencial of common carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia



(*Oreochromis niloticus*) in American fresh water systems. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 63:1903-1910.