



ISSN = 1980-993X – doi:10.4136/1980-993X

www.ambi-agua.net

E-mail: ambi-agua@agro.unitau.br

Tel.: (12) 3625-4212



Modelo de nicho ecológico para predecir la distribución potencial de fitoplancton en la Presa Hidroeléctrica Aguamilpa, Nayarit. México (doi:10.4136/ambi-agua.154)

**José L. Ibarra-Montoya¹; Gabriel Rangel-Peraza¹; Fernando A. González-Farías²;
José De Anda¹; María Eugenia Zamudio-Reséndiz³; Enrique Martínez-Meyer⁴;
Humberto Macias-Cuellar⁵**

¹Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, México

Email: jibarra@ecologia.unam.mx; jgrp2000@hotmail.com; janda@ciatej.net.mx

²Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México

Email: gfarías@servidor.unam.mx

³Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa, México

Email: mem@xanum.uam.mx

⁴Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México

Email: emm@ibunam2.ibiologia.unam.mx

⁵Dep. de Investigación Acción Participativa y Planeación Territorial Comunitaria, Chakaan Buulaan, A. C.

Email: maciascuellar@chakaan.org

RESUMEN

Las especies de fitoplancton constituyen una importante base de la trama trófica para diversos sistemas tales como: pelágicos, costeros y lacustres. Debido a su capacidad fotosintética, esta comunidad es sensible a los cambios en la disponibilidad de luz, la temperatura, la concentración de nutrientes, el consumo por parte de los herbívoros, el parasitismo y la competencia. Por ello exhiben una alta variabilidad espacio-temporal relacionada con los cambios ambientales tanto naturales como antropogénicos. Sin embargo, al igual que cualquier grupo taxonómico, las especies que conforman el fitoplancton presentan umbrales ambientales, es decir nichos ecológicos idóneos que van a delimitar su distribución. El presente estudio se ubicó en la Presa Hidroeléctrica Aguamilpa, un ecosistema artificial que entró en operación en 1994 para la producción de energía. En este sistema se evaluó la distribución potencial del fitoplancton, la identificación de áreas de alta riqueza específica y las especies de distribución restringida. Se generaron modelos de distribución potencial, basados en el concepto de nicho ecológico, mediante el programa Maxent (Método de Máxima Entropía), empleando el Modelo Digital de Elevación, en celdas de 100 m x100 m (1 ha) de resolución espacial y nueve variables físico-químicas y biológicas del agua. La elaboración de los mapas de distribución, se realizó con ArcMap 9.2[®]. Los resultados indican que las áreas de mayor riqueza de especies están en el afluente del río Huaynamota y en la estación La Confluencia ubicada en la presa, y las zonas con menor diversidad están en el afluente del río Santiago, particularmente durante las épocas de estiaje frío y cálido, con una gran abundancia de cianofitas. En la época de lluvias las zonas de mayor diversidad del afluente del río Huaynamota se extienden y aumenta la abundancia de algunas especies dominantes de cianofitas. Estas especies generalmente están asociadas a procesos tróficos derivados de la presencia de contaminantes de origen antropogénico. Con éste estudio se ilustra el potencial de aplicación del enfoque de modelado de nicho en ecosistemas acuáticos.

Palabras clave: fitoplancton; riqueza de especies; modelo de nicho ecológico; presas; Maxent.

Ecological niche model to predict the potential distribution of phytoplankton in the Aguamilpa Dam, Nayarit. Mexico

ABSTRACT

Phytoplankton species are an important basis of the food web for various systems such as pelagic, coastal and lake. Due to their photosynthetic capacity, this community is sensitive to changes in light availability, temperature, nutrient concentrations, herbivores consumption, parasitism and competition. Therefore, they show a high spatial and temporal variability related to environmental changes both natural and anthropogenic. However, as any taxonomic group, phytoplankton species have environmental thresholds, ecological niches that define their distribution. This study was located in Aguamilpa Dam, an artificial aquatic reservoir which started operations in 1994 for electric energy production. In this system the potential distribution of the phytoplankton was evaluated, where the highest species richness and restricted distribution areas were identified. Potential distribution models based on ecological niche definition were generated using ArcMap 9.2[®] with Maxent (Maximum Entropy Method). The development of distribution maps was carried out using Digital Elevation Models in cells of 100 m x 100 m (1 ha), based on nine physico-chemical and biological water parameters monitored in the reservoir. The highest species richness areas were found in the Huaynamota river tributary and at the station called La Confluencia, while the less abundance areas were found in the Santiago river tributary during warm and cold dry seasons with a great abundance of cyanophyta. During the rainfall season, the Huaynamota river tributary diversity areas were extended and the presence of some dominant species of cyanophyta were indentified. These species can be associated with trophic processes related to anthropogenic pollutants in the reservoir. This study illustrates the potential application of niche modeling approach in aquatic ecosystems.

Keywords: phytoplankton; richness species; ecological niche model; reservoir; Maxent.

Modelo de nicho ecológico para prever a distribuição potencial do fitoplâncton na Hidrelétrica Aguamilpa, Nayarit. México

RESUMO

Espécies do fitoplâncton são uma importante base da cadeia alimentar para diversos sistemas, tais como, pelágicas, costeiras e lacustres. Devido à sua capacidade fotossintética, essa comunidade é sensível às mudanças na disponibilidade de luz, à temperatura, à concentração de nutrientes, ao consumo por parasitismo de herbívoros e à competição. Portanto, apresentam grande variabilidade espaço-temporais relacionadas às mudanças ambientais tanto naturais quanto antrópicas. Entretanto, como qualquer grupo taxonômico, as espécies do fitoplâncton apresentam limites ambientais, ou seja, nichos ecológicos adequados à sua distribuição. Este estudo foi realizado na Hidrelétrica Aguamilpa, um ecossistema artificial que entrou em operação em 1994 para a produção de energia. Nesse sistema, foram avaliados o potencial de distribuição de fitoplâncton, a identificação de áreas de alta riqueza de espécies e espécies de distribuição restrita. Foi gerado um modelo de distribuição potencial com base no conceito de nicho, o programa Maxent (Maximum Entropy Method), utilizando o Modelo Digital de Elevação em células de 100 m x 100 m de resolução (1 ha) espacial e nove variáveis físicas e químicas e características biológicas da água. O desenvolvimento de mapas de distribuição foi realizada com ArcMap 9.2[®]. Os resultados indicam que as áreas de maior riqueza de espécies estão no afluente do rio Huaynamota e na estação localizada na

confluência da barragem, e as áreas com menor diversidade localizam-se no afluente do rio James, especialmente durante estações de seca ou de frio seco, com uma abundância de cianofíceas. Na época das chuvas, áreas com diversidade do afluente do rio Huaynamota alargaram e aumentou a abundância de algumas espécies dominantes de Cyanophyta. Essas espécies são geralmente associadas a processos tróficos decorrentes da presença de poluentes de origem antropogênica. Este estudo ilustra o potencial de aplicação da abordagem de modelagem de nicho nos ecossistemas aquáticos.

Palavras-chave: riqueza de espécies do fitoplâncton; o modelo de nicho ecológico; Maxent.

1. INTRODUCCIÓN

El fitoplancton se ha estudiado sistemáticamente desde hace mucho tiempo (Fee, 1979), pero su investigación se ha incrementado en los últimos años debido al interés por utilizarlo como indicador de cambios ambientales en un tiempo corto (Dávalos et al., 1989; García-Cabrera, 2006), dada su interacción con el agua por su breve ciclo de vida (Quiblier-Lloberas et al., 2004), su rápida respuesta a cambios ambientales, su tamaño pequeño, el que existan géneros tolerantes a concentraciones tóxicas de metales pesados y por su gran abundancia (Lanza Espino et al., 2000). Dichas características hacen de esta comunidad de algas microscópicas una herramienta fundamental en estudios de calidad de agua (Paradiso et al., 2002).

En los últimos años, la gran diversidad de especies que conforman el fitoplancton en sistemas lacustres, ha sufrido importantes descensos causados directa o indirectamente por las actividades humanas (Prosperi, 2002; Bernal-Brooks et al., 2003). La comunidad de fitoplancton es sensible a los cambios ambientales, por lo que la alteración de su hábitat, causada por la contaminación, es probable que sea una causa directa de su declive (Dávalos

et al., 1989). El cambio climático también puede ser identificado como una importante amenaza indirecta para la diversidad de especies de fitoplancton sobre todo en los últimos decenios (Prosperi, 2002).

En el caso de algunas presas, el fitoplancton con certeza ha tenido una reducción drástica en sus poblaciones y en su riqueza específica, debido a la transformación del hábitat, tanto por causas naturales como antropogénicas (Dávalos et al., 1989; Prosperi, 2002; Bernal-Brooks et al., 2003; Jasprica et al., 2005).

A nivel mundial, los estudios de la distribución del fitoplancton en presas son escasos, y generalmente, desde el punto de vista taxonómico y ecológico, no están bien documentados, sólo en la última década se les ha prestado mayor atención, profundizando en los diferentes atributos de esta comunidad. Los trabajos publicados sobre la ecología de las poblaciones del fitoplancton, hasta la fecha, no permiten conocer las zonas potenciales de mayor riqueza de especies dentro de un sistema acuático, y las investigaciones de la distribución del fitoplancton realizadas en determinadas áreas dentro de los embalses, si bien son valiosos aportes sobre el tema, la mayoría de ellas pueden considerarse puntuales, dada la reducida extensión geográfica en que han sido desarrolladas. Es necesario hacer un esfuerzo por desarrollar modelos que correlacionen los parámetros físicos, químicos y biológicos del agua con la información tanto de ecología como de taxonomía de las especies de fitoplancton, con el objetivo de predecir zonas potenciales de mayor riqueza de especies dentro de un cuerpo de agua.

La Presa Hidroeléctrica (P. H.) Aguamilpa, situada en una región de clima tropical, es un sistema acuático complejo, integrado principalmente por los afluentes de los ríos Huaynamota y Santiago, así como una zona léntica generada por la cortina de la presa (Rangel-Peraza et al., 2009). Este sistema tiene un papel clave en la dinámica hidrológica (abastecimiento de

agua potable, navegación, riego agrícola y recreación) de los diferentes asentamientos humanos localizados en su cuenca. La mayoría del agua de la P. H. Aguamilpa proviene de las contribuciones del río Grande de Santiago y del río Huaynamota, mientras que una cantidad mucho menor proviene de las precipitaciones, filtraciones y los manantiales. Esta área apoya una diversidad de actividades y procesos que impactan directamente a la calidad de agua, como la agricultura tradicional, la pesca, el turismo y el desarrollo urbano. Este sistema altamente complejo y dinámico produce un paisaje heterogéneo que determina el hábitat para las especies de fitoplancton de la presa.

La distribución actual de las especies de fitoplancton de la P. H. Aguamilpa es apenas conocida, pero se tiene evidencia de su diversidad (García-Cabrera, 2006; Zamudio y González-Farías, 2009). Tomando en cuenta los estudios previos de diversidad y con mediciones de los parámetros físicos, químicos y biológicos del agua se puede desarrollar un modelo que ayude a identificar aquellas áreas donde existe la mayor riqueza de especies, y con esto generar herramientas de apoyo para la toma de decisiones en programas de conservación, restauración y manejo de la presa.

En este trabajo se presenta un análisis espacial de las especies de fitoplancton basado en un modelo de nicho ecológico, que permite generar mapas predictivos de la presencia de esta comunidad en función de los parámetros ambientales e identificar áreas específicas de la biodiversidad de especies.

Los modelos predictivos sobre el nicho ecológico de las especies se basan en el análisis de las condiciones ambientales de los sitios con presencias conocidas (Peterson et al., 1999). El objetivo de estos métodos de modelación es predecir la idoneidad del medio ambiental para las especies, en función de su nicho ecológico (Phillips et al., 2006). Existen varios supuestos ecológicos en las variables ambientales que se usan para la generación de estos modelos: primero, debe existir una correspondencia temporal entre las localidades de ocurrencia de las especies y las variables medioambientales (Anderson y Martínez-Meyer, 2004); segundo, las variables deben afectar la distribución de las especies a una escala relevante, determinada por la extensión geográfica y el tamaño (Pearson et al., 2004). La elección apropiada de las variables ambientales para el modelado de nicho, afecta también el grado en el cual el modelo se pueda generalizar a otras regiones fuera del área de estudio o a otros periodos de tiempo (Phillips et al., 2006). Finalmente, la exactitud de los datos de presencia-ausencia repercute en los resultados del modelo (Anderson et al., 2003).

Estos modelos se han utilizado con éxito en especies de plantas y animales (Nix, 1986; Carpenter et al., 1993; Sánchez-Cordero et al., 2001; Anderson et al., 2003) y recientemente en algunas especies acuáticas (Domínguez-Domínguez et al., 2006; Zambrano et al., 2006; Iguchi et al., 2004, McNyset, 2005,) pero nunca en fitoplancton.

1.2. Área de Estudio

La P. H. Aguamilpa se localiza en la región central del estado de Nayarit, México, y comprende los municipios del Nayar, la Yesca, Santa María del Oro y Tepic. Está localizada entre los meridianos 104°39' y 104°74' longitud oeste y los paralelos 21°51' y 21°93' latitud norte (Figura 1). Se ubica en el borde sureste de la Sierra Madre Occidental, con la presencia de terrenos con relieves accidentados de origen volcánico. Dos sistemas de topo formas se encuentran presentes: la sierra alta, ubicada en la subcuenca del río Huaynamota, formada por altas mesetas interrumpidas de manera abrupta por cañadas; y la del tipo cañón, en la subcuenca Santiago-Aguamilpa, donde el relieve se conforma de cadenas montañosas de formas volcánicas escarpadas y cañones con perfiles en "V", que llegan a alcanzar una altura por arriba de los 1,000 m en algunos sitios (INEGI, 2006a).

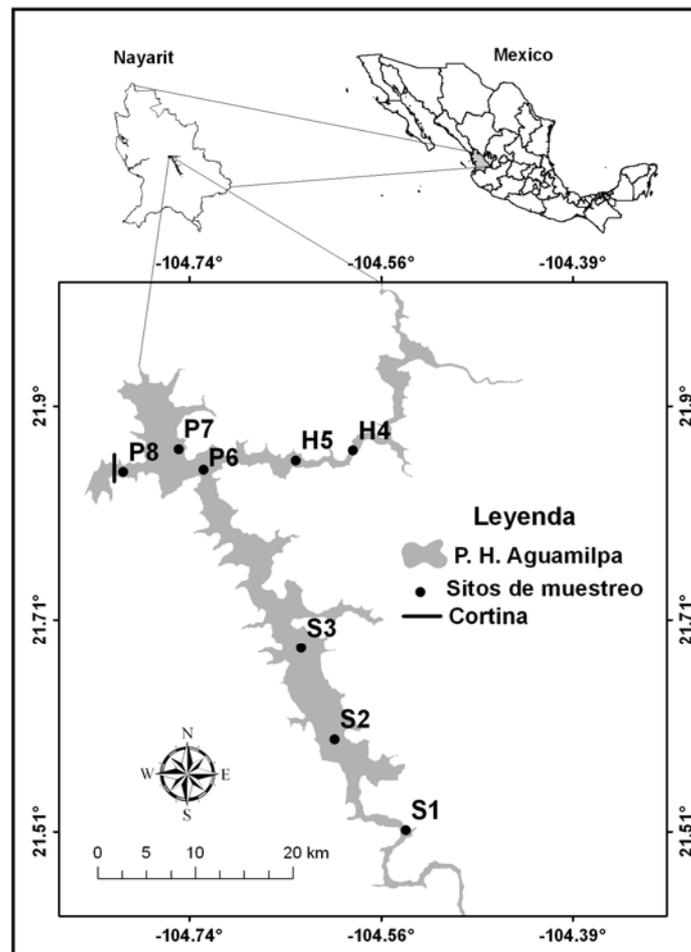


Figura 1. Mapa de localización del área de estudio. La “S” corresponde al río Santiago; la “H” al río Huaynamota; y la “P” a la Presa.

La vegetación que rodea al embalse se compone por bosques de encino, selva baja caducifolia y pastizales, estos últimos producto de la intervención del hombre al eliminar la vegetación original con fines agrícolas y pecuarios (INEGI, 2006c; Rzedowsky, 2006).

El embalse presenta dos ramas, una de 50 km de largo y la otra de 20 km aproximadamente, que son los cauces originales de los ríos Santiago y Huaynamota, respectivamente. Presenta además un cuerpo de agua amplio e irregular que se forma desde la cortina de la presa hasta el punto de confluencia de ambas ramas (Figura 1).

La P. H. Aguamilpa tiene un clima cálido subhúmedo, se ubica en la categoría Awo (W) y de acuerdo con esto, corresponde al clima más seco de los cálidos subhúmedos (García, 1973). Según Rangel-Peraza et al. (2009), presenta un régimen hidrológico estacional, con lluvias en verano y dos épocas de estiaje, uno frío en los meses de noviembre a febrero y uno cálido de marzo a mayo.

Respecto al clima de la cuenca del río Santiago, éste es variado, va desde semiseco y semicálido en las regiones más altas, hasta semicálido y subhúmedo en la parte central, y templado, semifrío y frío en las serranías. La temperatura media anual oscila entre 24 y 26°C, con una máxima de 40°C y mínima de -2°C (INEGI, 2006b). Por su parte la cuenca del río Huaynamota presenta una temperatura media anual que va de los 18°C a los 26°C (INEGI, 2006b).

2. MATERIAL Y METODOS

El modelo de nicho ecológico para predecir la distribución potencial del fitoplancton fue desarrollado por Phillips et al. (2006) con un enfoque de máxima entropía. Para este trabajo se utilizó la versión de escritorio 3.3.0. de noviembre 2009 (Phillips et al., 2006). En general, este algoritmo detecta las relaciones no aleatorias entre dos conjuntos de datos: a) los registros georreferenciados de la presencia de las especies, y b) un conjunto de coberturas tipo *raster*, de datos digitales que representan a las variables físico-químicas potencialmente pertinentes para determinar la distribución de las especies en una escala particular de análisis (Phillips et al., 2006; Pearson y Dawson, 2003).

Tradicionalmente, la modelación de nicho en los sistemas acuáticos ha sido limitada debido a que las coberturas de datos tipo *raster*, que están directamente relacionadas con este campo, son muy escasas o inexistentes para la mayoría de las regiones del mundo (Chen et al., 2007; McNyset, 2005; Wiley et al., 2003). Los estudios anteriores han tenido que depender de las variables que se obtienen a partir de mediciones terrestres, tratando con esto de sustituir a las dimensiones acuáticas (por ejemplo, la temperatura de la superficie y la precipitación, Domínguez-Domínguez et al., 2006; Iguchi et al., 2004; Zambrano et al., 2006). En este estudio, estas limitaciones fueron superadas mediante la medición de las variables físico-químicas y biológicas del agua, directamente con la toma de muestras en diferentes sitios, y en diferentes épocas del año, como se describe en la siguiente sección.

2.1. Obtención de datos de las especies de fitoplancton

Se seleccionaron ocho estaciones de muestreo, según Rangel-Peraza et al. (2009), tres se ubican en la Presa: P6, P7 y P8; tres sobre el Río Santiago: S1, S2 y S3; y dos en el curso del río Huaynamota: H4 y H5 (Figura 1). Los datos de identificación y presencia de las especies que conforman el fitoplancton de la P. H. Aguamilpa, que se utilizaron fueron los que se obtuvieron en (Zamudio y González-Farías, 2009).

2.2. Obtención de las Coberturas de los parámetros físico-químicos

En cada una de las estaciones se registraron, a nivel superficial (1m), nueve parámetros físicos, químicos y biológicos del agua, utilizando una sonda multiparámetro YSI (Modelo 6600D). La sonda fue calibrada *in situ* antes de cada muestreo. Los parámetros medidos son: temperatura del agua, conductividad, sólidos disueltos totales, oxígeno disuelto, pH, potencial de óxido reducción, turbidez, la concentración de algas verde-azules, y la clorofila total (Tabla 1).

La selección de las estaciones de muestreo de las variables ambientales, se basa en encontrar los lugares adecuados para generar un mapa de interpolación. Por lo tanto, las estaciones fueron seleccionadas según los siguientes criterios: i) estaciones ubicadas longitudinalmente sobre los cauces de los ríos Santiago y Huaynamota; ii) una estación ubicada en el área de confluencia, donde se interconectan ambos afluentes de los ríos; y iii) dos estaciones cercanas a la cortina de la presa para incluir todo el embalse. Con estos criterios se ubicaron los ocho puntos de muestreo y fueron georeferenciados con un geoposicionador satelital (GPS map 178C Sounder, marca GARMIN).

Utilizando los datos anuales registrados de cada parámetro (muestreos bimensuales), se obtuvieron los promedios por cada una de las épocas climáticas (Tabla 1); la época de lluvias (registros de agosto y octubre 2008), estiaje frío (diciembre 2008 y febrero 2009) y estiaje cálido (abril y junio 2009) (Rangel-Peraza et al., 2009). Con estos promedios se generaron las coberturas, utilizando un polígono que delimita el cuerpo de agua de la P. H. Aguamilpa, el cual fue creado a una cota de 300 metros sobre el nivel del mar, (msnm), a partir de las Curvas de Nivel y el Modelo Digital de Elevación (Escala 1:250,000) de CONAGUA (2006). Estas coberturas, mapas tipo *raster*, se generaron utilizando la técnica IDW de interpolación

(Distancia Inversa Ponderada) (Delaney, 1999), en el sistema de información geográfica ArcMap 9.2 (GIS, ESRI, 1999-2001), enmascarando el análisis solo para el cuerpo de agua de la presa. La resolución definitiva (tamaño píxel) de todas las coberturas fue de 1 m² (Zambrano et al., 2006).

Tabla 1. Valores promedio de los parámetros físicos, químicos y biológicos que se usaron para generar las coberturas del cuerpo de agua de los diferentes sitios de muestreo y en las distintas épocas del año, durante el periodo de agosto 2008 a junio 2009. Loc=localidad; Cond=conductividad; SDT=sólidos disueltos totales; OD=oxígeno disuelto; ORP=potencial de óxido reducción; Tur=turbidez.

A. Época de Lluvias

Loc	T (°C)	Cond (µS cm ⁻¹)	SDT (g l ⁻¹)	OD (mg l ⁻¹)	pH	ORP	Tur (NTU)	Algas verde-azules (cel ml ⁻¹)	Clorofila (µg l ⁻¹)
S1	29.77	0.277	0.180	10.25	8.52	24.00	20.10	8057	19.8
S2	29.92	0.287	0.187	11.25	8.76	29.70	18.30	7782	19.2
S3	29.44	0.282	0.180	10.61	8.83	67.45	22.95	19997	10.6
H4	28.88	0.173	0.112	5.93	7.61	120.35	30.80	3572	6.1
H5	29.44	0.195	0.130	8.26	8.45	53.90	28.90	4307	6.1
P6	28.77	0.256	0.149	7.24	7.95	107.30	39.30	5735	6.8
P7	29.68	0.246	0.160	10.46	8.75	36.05	28.85	18838	9.7
P8	29.08	0.210	0.160	9.53	7.69	101.85	34.10	11200	7.8

B. Estiaje Frío

Loc	T (°C)	Cond (µS cm ⁻¹)	SDT (g l ⁻¹)	OD (mg l ⁻¹)	pH	ORP	Tur (NTU)	Algas verde-azules (cel ml ⁻¹)	Clorofila (µg l ⁻¹)
S1	25.06	0.259	0.168	3.92	7.59	52.43	52.72	525	5.36
S2	24.94	0.254	0.165	4.02	7.68	45.97	54.00	488	5.19
S3	25.00	0.257	0.167	4.00	7.58	40.55	54.45	558	5.23
H4	24.52	0.173	0.112	2.65	7.33	56.11	42.61	842	3.83
H5	24.96	0.168	0.110	3.20	7.32	51.08	51.22	398	4.54
P6	24.92	0.230	0.149	5.29	7.55	46.34	55.69	373	5.03
P7	24.73	0.231	0.150	6.31	7.62	55.51	46.20	757	5.39
P8	24.72	0.229	0.149	6.12	7.60	48.26	49.66	352	4.41

C. Estiaje Cálido

Loc	T (°C)	Cond (µS cm ⁻¹)	SDT (g l ⁻¹)	OD (mg l ⁻¹)	pH	ORP	Tur (NTU)	Algas verde-azules (cel ml ⁻¹)	Clorofila (µg l ⁻¹)
S1	27.89	0.289	0.188	7.32	8.55	91.50	27.63	1605	6.7
S2	28.81	0.280	0.182	8.06	8.76	87.65	26.79	1376	6.4
S3	28.96	0.278	0.181	8.46	8.63	88.65	27.80	1566	7.3
H4	27.47	0.288	0.187	3.73	7.49	120.82	19.46	1092	5.5
H5	27.90	0.261	0.169	7.41	8.04	54.01	21.28	1170	3.3
P6	27.74	0.261	0.167	8.58	8.27	108.49	28.28	968	6.2
P7	27.03	0.256	0.166	9.23	8.15	90.85	33.71	7416	6.7
P8	26.32	0.264	0.172	8.15	8.21	126.02	29.29	1507	7.5

2.3. Modelo de nicho ecológico

Maxent es un modelo estadístico, basado en la “teoría de la máxima entropía” (de ahí el nombre Maxent) y empleado cuando se tienen datos incompletos, es decir, cuando no se tienen datos de ausencia verificados luego de realizar un muestreo, sino un grupo de ocurrencia o presencia conocidos (Phillips y Dudik, 2008). El modelo emplea un algoritmo determinístico para estimar la probabilidad de distribución más apropiada. Una descripción detallada de Maxent se puede encontrar en Phillips et al. (2006). En estudios recientes,

Maxent ha demostrado ser una metodología confiable para predecir la distribución geográfica de las especies acuáticas (Domínguez-Domínguez et al., 2006; Zambrano et al., 2006).

Para construir el modelo con Maxent se utilizaron las coberturas de los parámetros físico-químicos y biológicos del agua, de las tres épocas climáticas, y los datos de presencia de cada una de las especies de fitoplancton correspondiente a cada época. Se construyó un modelo de distribución potencial por cada una de las especies descritas, el procedimiento es el siguiente: para cada especie el 75% de los registros de ocurrencia fueron utilizados como puntos de entrenamiento y el 25% como puntos de validación. Se utilizó un umbral de convergencia de 10^{-5} con 1000 iteraciones como un límite superior para cada corrida. Para estimar la capacidad de predicción de cada modelo, se analizó el área bajo la curva (AUC), salida gráfica donde se observa la capacidad de discriminación de una presencia (sensitividad) *versus* la capacidad de discriminación de una ausencia (especificidad) (Phillips y Dudik, 2008). El formato de salida analizado fue el acumulativo (rango de 0 a 100), el cual indica una idoneidad de hábitat relativa de cada píxel mas no una probabilidad de ocurrencia de la especie (salida logística).

Se usó la prueba de Jackknife, (Sokal y Rohlf, 1995; Phillips et al., 2006) para calcular la contribución relativa de cada variable al modelo, los resultados de esta evaluación se expresan con una medida conocida como “ganancia”. Esta información es de suma importancia para evidenciar los requerimientos ecológicos de cada especie, y que probablemente determinen el área de distribución potencial propia de cada una de las especies del fitoplancton. Ambos análisis, el AUC y la prueba de Jackknife están implementados en Maxent.

Debido a que Maxent produce resultados de alguna manera diferentes de una corrida a la siguiente, utilizando la misma entrada de datos, adecuado a la asignación aleatoria del proceso de modelación, se desarrollaron 100 modelos de predicción independientes por cada especie del análisis, y se eligieron un subconjunto de los mejores 10 modelos basado en dos criterios: (1) fue seleccionado un primer conjunto de 20 modelos con menos del 10% de error por omisión y (2) de ellos, se seleccionaron los 10 modelos más cercanos a la media en las zonas donde la especie fue predicha como presente (Anderson et al., 2003).

Estos 10 modelos fueron examinados en un SIG, y se generó un mapa de consenso con los valores de píxel de 0 a 10, donde e 10 representa las áreas en las que todos los modelos predicen la ausencia de la especie y el 10 representa las zonas donde todos los modelos están de acuerdo en la predicción de la presencia de la especie.

Por último, se construyeron tres mapas de riqueza de especies, para cada una de las épocas del año: época de lluvias (43spp.), estiaje frío (47spp.) y estiaje cálido (60spp.). Estos mapas se generaron a partir de la sumatoria de mapas modelados en formato *raster* por especie según la época, utilizando el módulo de análisis espacial ArcMap 9.2 (GIS, ESRI, 1999-2001).

3. RESULTADOS

Se generaron tres mapas que predicen las zonas de mayor riqueza potencial de especies de fitoplancton en la P. H. de Aguamilpa, son los mapas correspondientes a la época de lluvias (Figura 2, A), estiaje frío (Figura 2, B) y estiaje cálido (Figura 2, C) del periodo de agosto 2008 a junio 2009.

La capacidad de predicción según el modelo de nicho ecológico para la época de lluvias generó un AUC de 0.7452, para el estiaje frío un AUC de 0.8461; y en el estiaje cálido un AUC de 0.8809; lo que indica que la habilidad del modelo para clasificar las presencias fue buena (Parolo et al., 2008) (Tabla 2).

Tabla 2. Valores de AUC, para las variables analizadas, en las distintas épocas del año, según el modelo de nicho ecológico. T= temperatura; Cond=conductividad; SDT=sólidos disueltos totales; OD=oxígeno disuelto; ORP=potencial de óxido reducción y Tur=turbidez.

Variable	Época de Lluvias	Estiaje Frío	Estiaje Cálido
T	0.74	0.82	0.66
Cond	0.84	0.68	0.36
SDT	0.76	0.65	0.65
OD	0.64	0.74	0.57
pH	0.67	0.72	0.69
ORP	0.58	0.59	0.66
Tur	0.39	0.67	0.76
Algas	0.34	0.32	0.89
Clorofila	0.57	0.67	0.68

Así mismo, las variables que tuvieron el mayor poder de predicción cuando fueron analizadas independientemente son: para la época de lluvias, la conductividad (AUC=0.84), los sólidos disueltos totales (AUC=0.76) y la temperatura (AUC=0.74), mientras que la variable con el menor poder de predicción fue la concentración de algas verde-azules (AUC=0.34); para el estiaje frío, el mayor poder de predicción lo tuvieron la temperatura (AUC=0.82), el oxígeno disuelto (AUC=0.74) y el pH (0.72); mientras que la variable con el menor poder de predicción fue la concentración de algas verde-azules (AUC=0.32); y para el estiaje cálido, la concentración de algas verde-azules (AUC=0.89) y la turbidez (AUC=0.76) fueron las variables con mayor poder de predicción y la variable con menos poder fue la conductividad (AUC=0.36).

Las predicciones del modelo identifican el afluente del río Huaynamota como una zona de alta riqueza de especies de fitoplancton, mientras que el afluente del río Santiago solo muestra una zona de alta riqueza ubicada en su cuenca alta, y durante la época de estiaje frío (Figura 2, B). En la zona léntica del embalse se identifican zonas de alta congregación de especies, ubicadas en P7 y P8 durante la época de estiaje frío (Figura 2, B) y durante la época de estiaje cálido en P6 (Figura 2, C). Estas zonas de mayor riqueza específica corresponden a las áreas con mayor probabilidad de presencia de las especies de fitoplancton, según el modelo de nicho ecológico desarrollado en este trabajo.

La mayoría de las zonas que el modelo predijo como adecuadas para la distribución de las especies de fitoplancton, están asociadas a una mejor calidad de agua, a la temporalidad y al uso local tradicional de las tierras agrícolas.

Por ejemplo, las estaciones H5 y H4 son áreas con una mayor riqueza de especies durante las épocas de estiaje frío y cálido, y extienden su área de riqueza en la época de lluvias (Figura 2, A), debido a un aumento de especies dominantes de cianofitas. Es muy probable que este fenómeno se deba a que el río Huaynamota es un sistema que presenta una alta calidad de agua durante casi todo el año, lo que origina un nicho ecológico adecuado para la presencia de diferentes especies, sin embargo en la época de lluvias con el aumento del flujo de agua, cambian las condiciones ambientales gracias a los escurrimientos de la cuenca que traen diferentes nutrientes, y ocasionan un hábitat adecuado para el crecimiento y abundancia de especies dominantes. La mayoría de estos nutrientes posiblemente sean producto de las actividades agrícolas que se llevan a cabo en la cuenca alta del río Huaynamota.

Por otro lado, en la cuenca alta del río Santiago, particularmente en las estaciones S1 y S2 y durante el estiaje frío, se localiza una zona de alta riqueza de especies. Contrariamente a lo que ocurre en el río Huaynamota, el río Santiago presenta una baja calidad de agua durante

casi todo el año, debido a los diferentes nutrientes principalmente fósforo y nitrógeno, asociados a las actividades antropogénicas, agrícolas, industriales y urbanas que se dan por los escurrimientos de la cuenca. Este fenómeno ocasiona que el afluente del río sea un nicho idóneo para el crecimiento y establecimiento de pocas especies, principalmente de cianofitas, y solo en la cuenca alta se mantengan condiciones ambientales favorables para la distribución de la riqueza de especies del fitoplancton.

4. DISCUSIÓN

Este estudio es de las pocas aplicaciones de modelado de nicho ecológico para organismos que viven en ambientes acuáticos (Chen et al., 2007; Domínguez-Domínguez et al., 2006; Zambrano et al., 2006; McNyset, 2005; Ron, 2005; Drake y Bossenbroek, 2004; Iguchi et al., 2004; Wiley et al., 2003; Olden y Jackson, 2001), y es el único hasta el momento, aplicado para el modelado de las áreas potenciales de mayor riqueza y distribución de las especies de fitoplancton.

Existen otros modelos como el CE-QUAL-W2 (Barlow y Obregón, 2007), que tienen la capacidad de mostrar una modelación dinámica de la clorofila y las algas verde-azules de la comunidad de fitoplancton; sin embargo este modelo de alta complejidad en su aplicación, tiene la limitante de no hacer una discriminación entre las diferentes especies.

En estudios anteriores, los predictores del ambiente han sido en general, a nivel mundial o a una escala regional, lo que hace difícil generar conclusiones a escala local. En este estudio, fue necesario generar microclimas de la P. H. Aguamilpa, para representar la heterogeneidad real del sistema, y las coberturas de los parámetros se realizaron a una alta resolución (1m²) para utilizarlas como predictores, sobre las cuales se desarrollo el modelo de nicho. En este sentido, este estudio representa un esfuerzo novedoso para predecir la distribución de especies a una escala espacial fina.

La heterogeneidad ambiental y complejidad espacial del sistema de la P. H. Aguamilpa son altas, y están relacionadas con los parámetros físicos, químicos y biológicos afectados por los diferentes niveles de urbanización, usos de suelo, vegetación y calidad de agua. Esta variabilidad ambiental en un área relativamente grande se refleja en la agregación y la fragmentación de la distribución de las áreas potenciales de riqueza de las diferentes especies de fitoplancton. Por lo que las predicciones hechas en este trabajo indican una distribución local muy dispersa y aislada para el fitoplancton, por la identificación de solo un área probable de distribución en la época de lluvias, cinco para el estiaje frío y tres en el estiaje cálido.

Los resultados sugieren que el uso de suelo y vegetación también influyen de manera directa en la distribución de la riqueza de especies de fitoplancton, ya que todas las áreas predichas están situadas en zonas de altas mesetas y con una vegetación de bosque de encino, selva baja caducifolia y zonas agrícolas y pecuarias (Rzedowsky, 2006). Por otra parte, las zonas de alta riqueza de especies se han detectado por el cauce del río Huaynamota. El agua de éste río es clara, fría, con una mayor concentración de oxígeno disuelto, bajos niveles de contaminación y menor temperatura, que parecen características importantes para la supervivencia de las especies sobre todo las clorofitas y diatomeas. Garduño et al. (2008) y García et al. (2008) reportan la presencia de especies de estas familias en aguas continentales con bajos niveles de contaminación y una buena calidad de agua.

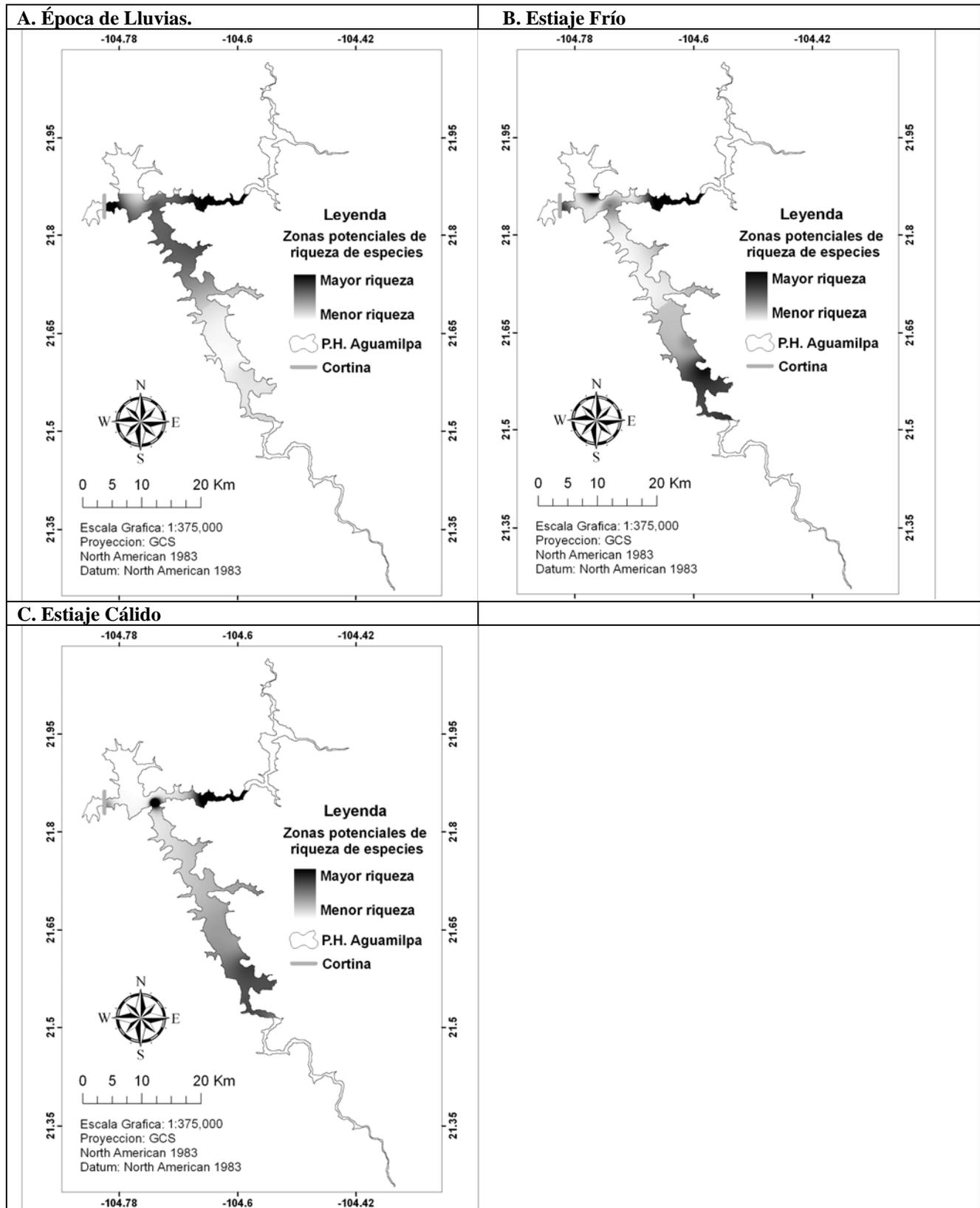


Figura 2. Zonas potenciales de distribución de la riqueza de especies de fitoplancton, predichas por el modelo de nicho ecológico.

El comportamiento de algunas especies de clorofitas y diatomeas esta influenciado por la disponibilidad de nutrientes en general y de silicatos en particular (García et al., 2008). En aguas de baja turbulencia como ejemplo las del río Huaynamota, en los estiajes frío y cálido,

las poblaciones de estas especies presentan una tendencia a caer por la columna de agua, debido a la alta densidad de sus paredes silíceas, ya que son tanto o más densas que el agua y a que carecen de sistemas de locomoción, por ello se depositan en los sedimentos. Algunas especies del género *Aulacoseira* presentes en éste río, pueden reiniciar su fase reproductiva cuando las condiciones vuelven a ser propicias, por ejemplo la época de lluvias, cuando la mezcla turbulenta las resuspende y les permite alcanzar de nuevo la zona fótica, donde se reactivan.

Algunas especies de fitoplancton son capaces de sobrevivir en condiciones inadecuadas por periodos cortos de tiempo, lo que podría considerarse como una ventaja para la dispersión, sin embargo un análisis de redes tróficas sugiere alta fidelidad a los rangos de inicio, dando como resultado poca movilidad (García et al., 2008; Reynolds, 1984). Por lo tanto, la distribución irregular observada en el presente análisis puede tener múltiples consecuencias para la persistencia a largo plazo de la comunidad de fitoplancton. En primer lugar, el aislamiento puede alterar la dinámica de las poblaciones y, en consecuencia la viabilidad, debido a los efectos negativos de la dependencia a la densidad, tales como la competencia intra e inter específica. Además, el aislamiento hace difícil la reproducción sexual, lo que provoca una reducción del flujo de genes. Al final, todas estas consecuencias reducen el tamaño efectivo de las poblaciones, haciendo que las especies sean más propensas a la extinción por eventos fortuitos.

5. CONCLUSIÓN

El modelo de nicho ecológico demostró ser una metodología confiable para predecir la distribución potencial de la riqueza específica del fitoplancton, en la P. H. Aguamilpa.

El estudio se caracterizó por presentar zonas potenciales, aisladas y dispersas de alta riqueza específica. Estas zonas de mayor diversidad, según el modelo de nicho ecológico, son áreas idóneas para la presencia de diferentes poblaciones de especies de fitoplancton. Se sugiere que, la heterogeneidad ambiental del sistema, las actividades antropogénicas y el uso de suelo y vegetación de la cuenca, influyen en la distribución de especies de fitoplancton.

Es esperanza que este estudio pueda ayudar a identificar los sitios específicos en los que se recomiende realizar acciones de conservación y restauración, principalmente del uso de suelo y vegetación de la cuenca, y que tales esfuerzos puedan orientarse en una estrecha coordinación entre las poblaciones locales, autoridades y la academia.

6. AGRADECIMIENTOS

Al Dr. José de Anda, del Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología del Estado de Jalisco, y al Dr. Fernando González-Farías, del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, por su asesoría y orientación, así como su amistad, para llevar a buen término este trabajo. A todos los colaboradores de este trabajo, especialmente a M. en C. Mayra Hernández y a la Biol. Karla Gutiérrez, por su auxilio y ayuda en el desarrollo y aplicación de SIG. Al proyecto Aguamilpa, clave: CB-CONACYT-2006-58119 por la beca otorgada.

7. REFERENCIAS

ANDERSON, R. P.; MARTÍNEZ-MEYER, E. Modeling species geographic distribution for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. **Biological Conservation**, n. 116, p. 167-179, 2004.

- IBARRA-MONTOYA, J. L.; RANGEL-PERAZA, G.; GONZÁLEZ-FARIAS, F. A.; ANDA, J.; ZAMUDIO-RESÉNDIZ, M. E.; MARTÍNEZ-MEYER, E.; MACIAS-CUELLAR, H. Modelo de nicho ecológico para predecir la distribución potencial de fitoplancton en la Presa Hidroeléctrica Aguamilpa, Nayarit. México. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 5, n. 3, p. 60-75, 2010. ([doi:10.4136/ambi-agua.154](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.154))
-
- ANDERSON, R. P.; LEW, D.; PETERSON, A. Evaluating predictive models of species distributions: criteria for selecting optimal models. **Ecological Modelling**, n. 162, p. 211-232, 2003.
- BARLOW, C; OBREGON, O. **Ce-Qual-w2, water quality and quality model for el cajon reservoir**. Brigham Young University. 2007. 33p. Disponible en: <cemexico.groups.et.byu.net/2007/LagoCajon/FinalPaper.pdf>. Acceso en: agosto 2010.
- BERNAL-BROOKS, F. W.; DÁVALOS-LIND, L.; LIND, O. T. Seasonal and spatial variations in algal growth potential and growth-limiting nutrients in a shallow endorheic lake: Lake Pátzcuaro (México). **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, n. 8, p. 83-93, 2003.
- CARPENTER, G.; GILLISON, N.; WINTER, J. Domain: a flexible modeling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. **Biodiversity and Conservation**, n. 2, p. 667-680, 1993.
- CHEN, P.; WILEY, E. O.; MCNYSET, K. M. Ecological niche modeling as a predictive tool: silver and bighead carps in North America. **Biological Invasions**, n. 9, p. 43-51, 2007.
- COMISION NACIONAL DEL AGUA (CONAGUA). **Modelo digital de elevación, Escala 1:250,000**. Ciudad de México: Departamento de Sistemas de Información Geográfica del Agua, 2006.
- DÁVALOS, L.; LIND, O. T.; DOYLE, R. D. Evaluation of phytoplankton limiting factors in Lake Chapala, Mexico: turbidity and spatial and temporal variations in algal assay response. **Lake Reservoir Management**, n. 5, p. 99-104, 1989.
- DELANEY, J. **Geographical information systems an introduction**. Oxford: University Press, 1999. 194 p. ISBN (0-19-550789-4).
- DOMINGUEZ-DOMINGUEZ, O.; MARTINEZ-MEYER, E.; ZAMBRANO, L.; PEREZ-PONCE DE LEÓN, G. Using ecological-niche modeling as a conservation tool for freshwater species: live-bearing fishes in Central Mexico. **Conservation Biology**, n. 20, p. 1730-1739, 2006.
- DRAKE, J. M.; BOSSENBROEK, J. M. The potential distribution of *zebra mussela* in the United Status. **BioScience**, n. 54, p. 931-941, 2004.
- FEE, E. J. The vertical and seasonal distribution of chlorophyll in lakes of the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario a: implication for primary production estimates. **Limnology Oceanographic**, n. 21, p. 767-783, 1979.
- GARCIA-CABRERA, J. Plancton como indicador de calidad de agua en la presa Aguamilpa. **Ingeniería hidraulica en México**, n. 22, p. 103-116, 2006.
- GARCÍA, E. **Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koppen para adaptarlo a las condiciones de la Republica Mexicana**. Ciudad de México: Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, 1973. 246 p. ISBN (75553596).

- IBARRA-MONTOYA, J. L.; RANGEL-PERAZA, G.; GONZÁLEZ-FARIAS, F. A.; ANDA, J.; ZAMUDIO-RESÉNDIZ, M. E.; MARTÍNEZ-MEYER, E.; MACIAS-CUELLAR, H. Modelo de nicho ecológico para predecir la distribución potencial de fitoplancton en la Presa Hidroeléctrica Aguamilpa, Nayarit. México. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 5, n. 3, p. 60-75, 2010. ([doi:10.4136/ambi-agua.154](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.154))
- GARCIA, G.; OLIVA, M. G.; VILA CLARA, F. G.; GARDUÑO, S. G.; A. AVENDAÑO, A. **Algas pardo doradas**: Chrysophyceae. Ciudad de México: Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, 2008. 64 p. ISBN (978-970-32-4842-1).
- GARDUÑO, S. G.; OLIVA, M. G.; VILA CLARA, F. G.; ORTEGA, G.; GRACÍA, G.; AVENDAÑO, A. **Diatomeas**: Bscillariophyceae. Ciudad de México: Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, 2008. 75 p. ISBN (978-970-32-4855-1).
- IGUCHI, K.; MATSUURA, K.; MCNYSET, K. M.; PETERSON, A. T.; SCACHETTI-PEREIRA, R. et al. Predicting invasions of North American basses in Japan using native range data and a genetic algorithm. **Transactions of the American Fisheries Society**, n. 133, p. 845-854, 2004.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADISTICA Y GEOGRAFIA (INEGI). **Continuo nacional del conjunto de datos geográficos de la carta topográfica, 1:250 000, serie II**. Aguascalientes: INEGI, México. 2006a.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADISTICA Y GEOGRAFIA (INEGI). **Conjunto nacional del conjunto de datos geográficos de la carta de climas, 1:1 000 000, serie I**. Aguascalientes: INEGI, 2006b.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADISTICA Y GEOGRAFIA (INEGI). **Continuo Nacional del conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación, 1:1 250 000, serie II**. Aguascalientes: INEGI, 2006c.
- JASPRICA, N.; HAFNER, D.; BATISTIE M.; KAPETANOVIE, T. Phytoplankton in three freshwater lakes in the Neretva River delta (Eastern adriatic, NE Mediterranean). **Nova Hedwigia**, v. 81, n. 1/2, p. 37-54, 2005.
- LANZA ESPINO, G. DE LA; HERNÁNDEZ PULIDO, S.; CARBAJAL PERÉZ, J. L. (Comp.) **Organismos indicadores de la calidad de agua y de la contaminación: bioindicadores**. Ciudad de México: Comisión Nacional Del Agua, 2000. 633 p. ISBN (968-856-853-8).
- MAXENT. Software for species habitat modeling. Disponible en: <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent>. Acceso en: nov. 2009.
- McNYSET, K. M. Use of ecological niche modeling to predict distributions of freshwater fish species in Kansas. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 14, n. 3, p. 243-255, 2005.
- NIX, H. A. A biogeographic analysis of the Australian elapid snakes. In: LONGMORE, R. (ed.). **Atlas of elapid snakes of Australian**. Canberra: Australian Government Publishing Service, 1986. p. 4-15. (Australian Flora and Fauna, 7)
- OLDEN, J. D.; JACKSON, D. A. Fish-habitat relationships in lakes: gaining predictive and explanatory insight by using artificial neural networks. **Ecological Applications**, n. 14, p. 132-148, 2001.
- PARADISO, G. J.; DE LEÓN, L.; BRUGNOLI, E.; MANDIA, M.; CONDE, D. Problemática de calidad de agua en el sistema de grandes embalses del río Negro. **Jornada de Medio Ambiente**. Montevideo: RETEMA/UDELAR, 2002. 30 p.

- IBARRA-MONTOYA, J. L.; RANGEL-PERAZA, G.; GONZÁLEZ-FARIAS, F. A.; ANDA, J.; ZAMUDIO-RESÉNDIZ, M. E.; MARTÍNEZ-MEYER, E.; MACIAS-CUELLAR, H. Modelo de nicho ecológico para predecir la distribución potencial de fitoplancton en la Presa Hidroeléctrica Aguamilpa, Nayarit. México. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 5, n. 3, p. 60-75, 2010. (doi:10.4136/ambi-agua.154)
-
- PAROLO, G.; ROSSI, G.; FERRARINI, A. Toward improved species niche modelling: *Arnica montana* in the Alps as a case study. **Journal of Applied Ecology**, n. 45, p. 1410-1418, 2008.
- PEARSON, R. G.; DAWSON, T. P. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimatic envelope models useful? **Global Ecology and Biogeography**, n. 12, p. 361-371, 2003.
- PEARSON, R. G.; DAWSON, T. P.; LIN, C. Modelling species distributions in Britain: and hierarchical integration of climate and land-cover data. **Ecography**, n. 27, p. 285-298, 2004.
- PETERSON, A. T.; SOBERON, J.; SÁNCHEZ-CORDERO, V. Conservation of ecological niches in evolutionary time. **Science**, n. 285, p. 1265-1267, 1999.
- PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, n. 190, p. 231-259, 2006.
- PHILLIPS, S. J.; DUDIK, M. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. **Ecography**, v. 31, p. 161-175, 2008.
- PROSPERI, C. H. Composición del fitoplancton del Embalse San Roque. **Revista Tecnológica de Ciencias**, v. 13, n. 6, p. 8-10, 2002.
- QUIBLIER-LLOBERAS, C.; LÉBOULANGER, C.; SANE, S.; BERGER, C.; ARD, C.; DUFOUR, P. Bioassay determination of environmental control of cyanobacteria and associated phytoplankton microalgae growth: results from two North Senegal Lakes. INTERNATIONAL CONFERENCE ON TOXIC CYANOBACTERIA, 6., 2004, Berger. **Proceedings...** Berger, 2004.
- RANGEL-PERAZA, J. G.; DE ANDA, J.; GONZALEZ-FARIAS, F.; ERICKSON, D. Statistical assessment of water quality seasonality in large tropical reservoirs. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, n. 14, p. 315-323, 2009.
- REYNOLDS, C. S. **The ecology of freshwater phytoplankton**. Cambridge: University Press, 1984. 384 p. ISBN (0521282225).
- RON, S. R. Predicting the distribution of the amphibian pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* in the new world. **Biotropica**, n. 37, p. 209-221, 2005.
- RZEDOWSY, J. **Vegetación de México**. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 2006. 504 p. Disponible en: <<http://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMxPort.pdf>>. Acceso en: nov. 2009.
- SANCHEZ-CORDERO, V.; PETERSON, A. T.; PLIEGO-ESCALANTE, P. El modelado de la distribución de especies y la conservación de la diversidad biológica. In: HERNÁNDEZ, H. M.; GARCÍA, A. N.; ÁLVAREZ, A. F.; ULLOA, Y. N. **Enfoques contemporáneos para el estudio de la biodiversidad**. Ciudad de México: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, 2001. p. 359-379.
- SOKAL, R.; ROHLF, J. **Biometry**. The principles and practice of statistics in biological research. New York: State University of New York at Stony Brook, 1995. 887 p. ISBN (0-7167-2411-1).

IBARRA-MONTOYA, J. L.; RANGEL-PERAZA, G.; GONZÁLEZ-FARIAS, F. A.; ANDA, J.; ZAMUDIO-RESÉNDIZ, M. E.; MARTÍNEZ-MEYER, E.; MACIAS-CUELLAR, H. Modelo de nicho ecológico para predecir la distribución potencial de fitoplancton en la Presa Hidroeléctrica Aguamilpa, Nayarit. México. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 5, n. 3, p. 60-75, 2010. ([doi:10.4136/ambi-agua.154](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.154))

WILEY, E. O.; MCNYSET, K. M.; PETERSON, A. T.; ROBINS, C. R.; STEWART, A. M. Niche modeling and geographic range predictions in the marine environment using a machine-learning algorithm. **Oceanography**, n. 16, p. 120-127, 2003.

ZAMBRANO, L.; MARTINEZ-MEYER, E.; MENEZES, N.; PETERSON, A. T. Invasive potential of common carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in American freshwater systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, n. 63, p. 1903-1910, 2006.

ZAMUDIO, R. M.; GONZÁLEZ-FARIAS, F. **Informe de fitoplancton del embalse de Aguamilpa**. Guadalajara: Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología del Estado de Jalisco, A.C. (CIATEJ), 2009.