



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO
INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA
**DOCTORADO EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y
CONSERVACIÓN**

TESIS DOCTORAL
**DIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN DE AVES EN
HUMEDALES DEL NORTE DE LA CUENCA DE MÉXICO**

Para obtener el grado en

Doctora en Ciencias en Biodiversidad y Conservación

PRESENTA

M. en C. Araceli Janette Rodríguez Casanova

Director(a)

Dra. Iriana Leticia Zuria Jordan

Mineral de la Reforma, Hgo., México., enero de 2025

Mineral de la Reforma, Hgo., a 20 de enero de 2025

Número de control: ICBI-AAB/048/2025

Asunto: Autorización de impresión.

**MTRA. OJUKY DEL ROCIO ISLAS MALDONADO
DIRECTORA DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR DE LA UA EH**

El Comité Tutorial de la tesis del programa educativo de posgrado titulado “**DIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN DE AVES EN HUMEDALES DEL NORTE DE LA CUENCA DE MÉXICO**”, realizado por la sustentante **Araceli Janette Rodríguez Casanova** con número de cuenta **232927** perteneciente al programa de **DOCTORADO EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN**, una vez que ha revisado, analizado y evaluado el documento recepcional de acuerdo a lo estipulado en el Artículo 110 del Reglamento de Estudios de Posgrado, tiene a bien extender la presente:

AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN

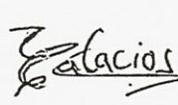
Por lo que la sustentante deberá cumplir los requisitos del Reglamento de Estudios de Posgrado y con lo establecido en el proceso de grado vigente.

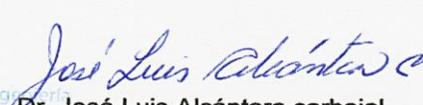
**Atentamente
“Amor, Orden y Progreso”**

El Comité Tutorial


Dra. Iriana Leticia Zuria Jordan
Vocal


Dra. Claudia Elizabeth Moreno Ortega
Presidente


Dr. Eduardo Palacios Castro
Secretario


Dr. José Luis Alcántara carbajal
Suplente

JFO

DIFUSIÓN DE LA TESIS

Rodríguez-Casanova A. J., I. Zuria y D. A. Hernández-Silva. 2023. Effects of firework festivities on bird richness and abundance at a natural protected wetland in central Mexico. *Waterbirds* 45 (3): 227-286. <https://doi.org/10.1675/063.045.0307>

Rodríguez-Casanova A.J., I. Zuria, C. Moreno-Ortega, J. L. Alcántara Carbajal, E. Palacios y D. A. Hernández-Silva. 2023. Diversidad y conservación de aves acuáticas en humedales del norte de la Cuenca de México. XX Congreso para el Estudio y Conservación de las Aves en México. Sociedad para el Estudio y Conservación de las Aves en México A. C. CIPAMEX. Montecillo, Texcoco, México. Octubre 2023.

Rodríguez Casanova A. J. 2022. Los Cuerpos de agua en la Cuenca del Valle de México. Encuentro de Estudiantes de Posgrado de Agua en México. Junio 2022

Rodríguez Casanova A. J., D. A. Hernández Silva e I. Zuria. 2021. Distribución y abundancia del pelícano blanco (*Pelecanus erythrorhynchos*) en un humedal antropizado del centro de México VII Congreso Nacional de Fauna Nativa en Ambientes Antropizados. México. REFAMA. Septiembre de 2021.

Rodríguez Casanova A. J. e I. Zuria. 2021. Efecto de eventos pirotécnicos sobre la avifauna en la laguna de Zumpango. XVII Congreso para el estudio y conservación de las aves. México. Septiembre de 2019.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT), por la beca de posgrado (número 665390) otorgada durante la realización de esta tesis.

Al programa de Doctorado en Ciencias en Biodiversidad y Conservación de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. En especial a los docentes por compartir sus conocimientos.

A mi asesora, *Dra. Iriana*, por compartir conmigo el camino de la ciencia y la docencia, por permitirme conocer a la gran persona que es, que inspira y que tiene tanta dedicación, sin duda ha sido una gran guía durante este proceso. Agradezco el tiempo que me brindo, ya sea para resolver una duda o simplemente para platicar, por su paciencia y las tantas revisiones hechas. Pero, sobre todo por brindarme su confianza, amistad y cariño.

A la *Dra. Claudia*, por haber aceptado ser parte de este proyecto, por las enseñanzas y observaciones que me ayudaron a mejorar, gracias por ser parte de ese impulso.

Al *Dr. Eduardo Palacios*, por ser parte de mi comité, por su tiempo, paciencia y comentarios que enriquecieron este proyecto de tesis.

Al *Dr. José Luis*, por su tiempo e ideas para fortalecer esta tesis, por brindarme su amistad. Dejaré escrito aquí que tenemos algunos pendientes que no quiero olvidar, tanto de discutir la parte teórica de referente a los humedales y sobre el monitoreo de aves acuáticas.

A todas las personas que encontré ya sea al *inicio*, *durante* y al *final* de este camino.

Al escuchar su canto, sentir la emoción de ver una nueva y el gusto de compartir una fotografía, un comportamiento extraño, un plumaje atípico, o el simple hecho de permitirme conocer personas y lugares increíbles como los humedales. Sin ellas no habría sido posible encontrar esos momentos de inspiración tan necesarios para decidirme a hacerlo, así es, gracias a las *aves*, por ser una razón disfrutar la vida en cualquier espacio y tiempo.

DEDICATORIA

A mi familia

Maxi, Marce y Antonio

por su amor y enseñanzas

Dante y Kira Luna

por ser la razón para levantarme cada día

Toño y Ale

por mostrarme una forma distinta de ver el mundo

Damián

porque crearé un mejor mundo para ti.

CONTENIDO

RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	2
1. Introducción general.....	3
1.1. Humedales en el Antropoceno	3
1.2. Aproximaciones conceptuales al debate <i>SLOSS</i>	6
1.3. Humedales, el segundo ecosistema más amenazado en México.....	10
1.4. La avifauna acuática de México.....	11
2. Objetivos	13
2.1. General	13
2.2. Particulares	13
3. Hipótesis.....	14
4. Literatura.....	15
Capítulo 1.....	29
Cuantificación y caracterización de los humedales en la Cuenca de México	30
Quantification and characterization of wetlands in the Mexico Basin	30
Resumen	30
Abstract	31
Introducción	32
Materiales y métodos	33
Área de estudio.....	33
Clasificación y caracterización de los humedales	34
Resultados	36
Discusión.....	39
Agradecimientos	42
Referencias.....	42
Capítulo 2.....	47
¿Un humedal grande o un conjunto de humedales pequeños? Una evaluación para la conservación de las aves acuáticas migratorias en el centro de México.....	48
¿Single large or several small wetlands? An evaluation for the conservation of migratory waterbirds in central Mexico.....	48

Resumen.....	48
Abstract	49
Introducción	50
Métodos.....	52
Área de estudio.....	52
Análisis de datos.....	55
Resultados	56
Discusión.....	62
Agradecimientos	65
Literatura citada	65
Capítulo 3.....	71
Effect of Firework Festivities on Bird Richness and Abundance at a Natural Protected Wetland in Central Mexico	71
Discusión general.....	82
Conclusiones	85
Literatura citada	86

RESUMEN

Los humedales han desaparecido rápidamente en el mundo y se estima que el 85 % de su cobertura natural se ha perdido debido a actividades humanas. En esta tesis se presenta un panorama general de los humedales de la Cuenca de México y su relación con la riqueza y composición de aves. En el primer capítulo se da a conocer el estado actual de los humedales de la Cuenca de México a través de un análisis espacial para evaluar la abundancia, distribución y uso de suelo alrededor de los humedales. Con información condensada de 2013 a 2018 se obtuvo un inventario con 1,147 sitios, que representó el 2.21 % de la superficie de la cuenca. La mayoría fueron pequeños (<100 ha; n=1143) y sólo persistieron algunos grandes (>1,000 ha; n=4). En general, estuvieron representados por terrenos agrícolas inundables (intermitentes; n=1,074) y vasos reguladores (perennes; n=73). Los resultados mostraron una relación positiva entre la distancia a la Ciudad de México y el número de humedales ($r^2 = 0.80$; $P = 0.001$). Esta tendencia se asoció al uso del suelo, puesto que los humedales ubicados a mayor distancia presentaron una mayor influencia agrícola. Pese a sus características actuales, los humedales constituyen hábitats para las aves acuáticas migratorias, que los utilizan como sitios de alimentación y descanso. Actualmente, los humedales de la Cuenca de México se distribuyen en un paisaje antrópico en el que prevalece un conjunto de humedales pequeños y solo algunos grandes. En el segundo capítulo se abordó el debate *Single Large or Several Small* (SLOSS), con el objetivo de dilucidar el beneficio de proteger los humedales grandes (*Single Large*, $SL > SS$) o un conjunto de humedales pequeños (*Several Small*, $SS > SL$) que favorezcan la diversidad de aves acuáticas migratorias en la región. Para ello, se seleccionaron humedales grandes y pequeños al norte de la cuenca. Se realizaron observaciones en transectos, durante los periodos de migración de los años 2019-2020 y 2020-2021. Se analizó la diversidad alfa y beta a través de sus componentes en las comunidades de aves acuáticas migratorias, con el objetivo de proponer acciones para su conservación. La comunidad de aves acuáticas migratorias estuvo compuesta por 43 especies. Entre ellas, *Actitis macularius*, *Spatula clypeata* y *S. discors* que estuvieron presentes en todos los humedales, y especies como *S. clypeata* y *Anas acuta* que fueron las más abundantes. La mayor riqueza se registró en los humedales grandes: Tecocomulco (77 % de la riqueza) y Zumpango (75 % de la riqueza). Los resultados mostraron que la diversidad beta consistió principalmente en el componente anidamiento, lo cual sugiere que es adecuado proteger los humedales grandes ($SL > SS$). No obstante, la pérdida de los grandes humedales contrasta con el aumento de humedales artificiales pequeños, y dado que en esta tesis se muestra que debería ser una prioridad conservar los humedales grandes, se requiere implementar estrategias de manejo adecuadas para mantener la diversidad de aves acuáticas en la región. Actualmente, la avifauna acuática enfrenta la reducción de sus hábitats en el centro de México, más la perturbación causada por numerosas actividades humanas. En el tercer capítulo se comparó la riqueza y abundancia de aves antes, durante y después, de dos festividades con fuegos artificiales en un humedal grande (Zumpango). En ambos eventos se detectó un impacto negativo en la riqueza y abundancia de las aves, lo que ocasionó que buscaran refugio en sitios alejados dentro del humedal. Dichas actividades deben restringirse en y alrededor de los humedales, que representan los únicos refugios para la avifauna acuática migratoria en la región. En conclusión, considerando la desaparición de los humedales y ante el panorama desolador para los próximos años, las aves acuáticas habitarán en humedales con alto impacto antrópico. La protección de humedales en el centro del país es ineficiente, y es urgente preservar estos hábitats e implementar estrategias de conservación a escala regional, considerando las comunidades de aves acuáticas que los habitan y restringiendo la perturbación humana.

ABSTRACT

Wetlands have rapidly disappeared in the world, it is estimated that 85 % of their natural coverage has been lost, with human activities being the main cause of this loss. This thesis presents a general overview of the wetlands in the Basin of Mexico and their relationship with bird richness and community composition. In the first chapter, the current state of wetlands in central Mexico is exposed; through a spatial analysis we evaluate the abundance, distribution, and land use of wetlands in the Basin of Mexico. With condensed information from 2013 to 2018, we obtained an inventory with 1,147 sites, which represent 2.21 % of the surface. Most are small (<100 ha; n=1143) and only a few large wetlands persist (>1000 ha; n=4), In general, they are represented by flooded agricultural lands (intermittent; n=1074) and regulating vessels (perennial; n=73). The results show that, at a greater distance from Mexico City, there is a greater number of wetlands ($r^2 = 0.80$; $P = 0.001$). This result is related to their use, as further wetlands have mostly agricultural influence. Despite their current characteristics, wetlands constitute habitats for migratory waterbirds that use them as feeding and resting sites. Currently, the wetlands of the Basin of Mexico are distributed in an anthropic landscape, in which a set of small wetlands prevail with only a few large ones. In the second chapter, the *Single Large or Several Small* (SLOSS) debate was addressed, with the aim of elucidating the benefit of protecting large wetlands (*Single Large*, $SL > SS$) or a set of small wetlands (*Several small*, $SS > SL$) that favor the diversity of migratory waterbirds in the region. Large and small wetlands were selected in the north of the basin. Observations were made in transects, during the migration periods of the years 2019-2020 and 2020-2021. Beta diversity was analyzed through its components in migratory waterbird communities, with the aim of planning actions for their conservation. The migratory waterbird community was represented by 43 species, of which *Actitis macularius*, *Spatula clypeata* and *S. discors* were in all wetlands, and species such as *S. clypeata* and *Anas acuta* were the most abundant. The greatest richness was recorded in the large wetlands: Tecocomulco (77 % of the richness) and Zumpango (75 % of the richness). The results showed that beta diversity consisted mainly of the nestedness component, suggesting that it is appropriate to protect large wetlands ($SL > SS$). However, the loss of large wetlands contrasts with the increase in small artificial wetlands in the area, and since this thesis shows that the priority should be to conserve large wetlands, appropriate strategies are required to maintain the diversity of waterbirds in this region. Currently, aquatic birds face the reduction of their habitats in central Mexico, and we must add the disturbance that occurs in their habitat as a result of human activities. In the third chapter, the richness and abundance of birds was compared before, during and after two fireworks events that occurred in a large wetland (Zumpango). In both events, a negative impact was detected as the richness and abundance of birds decreased. Such activities should be restricted in wetlands that represent the only refuges for migratory waterbirds in the region. In conclusion, considering the loss of wetlands and facing a bleak outlook for the coming years, waterbirds will inhabit wetlands with high anthropogenic impact. The protection of wetlands in the center of the country is inefficient and depends on our ability to preserve these habitats and implement conservation strategies on a regional scale, considering the waterbird communities that inhabit them and restricting human disturbance.

1. Introducción general

1.1. Humedales en el Antropoceno

Los humedales cubren el 8 % de la superficie del planeta (Erwin, 2009) y la mayor área corresponde a los humedales costeros, mientras que los humedales continentales están representados en una menor proporción (Reis et al., 2017; RAMSAR, 2018). En Norteamérica, la mayor extensión de humedales continentales se encuentra en Canadá y E.U.A., en donde representan el 28 % de la superficie del territorio, mientras que en Centroamérica cubren tan solo el 3 % de la superficie (Mitsch y Hernández, 2013).

Los humedales se consideran ecosistemas muy valiosos (Davidson, 2014) ya que ofrecen servicios ecosistémicos de aprovisionamiento, al proporcionar alimento, combustible y agua. También ofrecen servicios de regulación del clima por su capacidad de servir como zonas de amortiguamiento de inundaciones, al ser sumidero de gases del efecto de invernadero, promover la recarga, descarga y purificación del agua, así como ayudar a la retención y eliminación de nutrientes. Además, coadyuvan al desarrollo de servicios culturales y representan espacios para actividades turísticas y educativas (EEM, 2005; Keddy, 2010; SEMARNAT, 2012; NAWMP, 2012; RAMSAR, 2018; SCR, 2018; Vega-López, 2018; EPA, 2021; Alikhani et al., 2021).

En términos de biodiversidad, los humedales han sido comparados con las selvas tropicales (EPA, 2021), y son considerados zonas de alta biodiversidad (EEM, 2005) puesto que en ellos habita un gran número de especies de plantas y animales (Junk et al., 2006, Mora-Olivo et al., 2013). Se estima que en los humedales del mundo habitan más de 65,000 especies de invertebrados, y un gran número de vertebrados, entre ellos 100 especies de mamíferos, 5,000 especies de anfibios y reptiles y cerca de 1,800 especies de aves (Gibbs, 2000; Keddy, 2010; Seidu et al., 2019).

Estudiar estos ecosistemas implica reconocer que el término humedal es complejo y amplio, ya que considera las extensiones de marismas, pantanos, turberas o superficies cubiertas por agua, así como las extensiones de agua marina cuya profundidad de marea baja no exceda los seis metros (RAMSAR, 2016). Los humedales pueden ser naturales o artificiales, permanentes o temporales, estancados o con corriente, y de agua dulce, salobre o salada (RAMSAR, 2016). Aun con estas consideraciones, es difícil tener una definición del término *humedal* que satisfaga en su

totalidad a los usuarios, dando como resultado que la definición empleada dependerá del enfoque y de la disciplina en la que se estudien (Carrera y de la Fuente, 2003).

La definición de humedal que se adopta en este estudio es la propuesta en la clasificación de humedales y hábitats de aguas profundas de Estados Unidos de América (Cowardin et al., 1979; Federal Geographic Data Committee, 2013): “los humedales son áreas en donde la saturación con agua es el factor dominante que determina la naturaleza del desarrollo del suelo y del tipo de comunidades de plantas y animales que viven en el suelo o en su superficie. La característica que todos los humedales comparten es que el suelo o el sustrato está al menos periódicamente saturado o cubierto con agua. Los humedales son áreas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres, en donde el nivel freático usualmente está a nivel de superficie o cerca de ésta, o la superficie está cubierta por aguas someras”. Por tanto, en esta tesis se consideran cuerpos de agua de distribución continental, con tamaño y profundidad variables, se incluyen remanentes de lagos y humedales artificiales como embalses, presas y vasos reguladores.

Se estima que se ha perdido el 85 % de la cobertura natural de humedales en el mundo (EEM, 2005; Davidson, 2014; RAMSAR, 2018; SCR, 2018). En el caso de los humedales continentales, éstos perdieron el 70 % de su cobertura durante el siglo pasado y su pérdida ha ocurrido más rápido que la de humedales costeros (Davidson, 2014). Diversas actividades humanas han tenido un alto impacto en ellos (EEM, 2005; Van Asselen et al., 2013), y se encuentran entre los ecosistemas más amenazados del mundo (Pearson et al., 2013).

Una de sus principales amenazas es el cambio de uso de suelo por actividades agrícolas y urbanización (Gibbs, 2000; Mitsch y Gosselink, 2015). Se estima que para el año 2050, el 68 % de la población mundial vivirá en ciudades, lo cual acelerará la pérdida y transformación de estos ecosistemas (ONU, 2016). Al mismo tiempo, el incremento en la temperatura global ocasiona estrés hídrico, especialmente en las ciudades (RAMSAR, 2016). Es por ello, que en algunas metrópolis se han creado humedales para contrarrestar el cambio climático, evitar inundaciones, disminuir las altas temperaturas (Sun et al., 2012; RAMSAR, 2018), almacenar agua para actividades productivas (NAWMP, 2012; SCR, 2018; EPA, 2021) y conservar la biodiversidad (Alikhani et al., 2021). Pese a su inherente valor biológico, ha habido poca o nula planificación en la construcción de humedales artificiales para beneficio humano (Pekel et al., 2016).

Entonces, de acuerdo con su origen, los humedales se clasifican en naturales y artificiales (Bellio et al., 2009; Murray et al., 2013; Giosa et al., 2018). Los humedales naturales resguardan una alta riqueza, así como especies únicas y bioindicadoras (Ma et al., 2010; Li et al., 2013; Saini et al. 2017; Almeida et al., 2019). Los humedales artificiales, en cambio, representan hábitats complementarios en paisajes desprovistos de cuerpos de agua y ayudan a mitigar la pérdida de especies (Murray et al., 2013; Navedo et al., 2015; Kloskowski et al., 2019), pero no reemplazan a los humedales naturales (Ma et al., 2010).

La disminución, destrucción y alteraciones del hábitat tienen como principal consecuencia la pérdida de la biodiversidad (Haddad et al., 2015), ocasionando disminución de la riqueza y cambios en las comunidades biológicas (Pineda y Halfpter 2005; Loughheed et al., 2008; Martínez et al., 2015; Edge et al., 2017; Concepción, 2022). En particular, las modificaciones causadas por factores antropogénicos en los humedales repercuten directamente en la biodiversidad (EEM, 2005). La ocurrencia de las especies depende de sus requerimientos (Morrison et al., 1998), su comportamiento (Pardini et al., 2017), y el impacto del hombre en sus hábitats (Pillsbury y Miller, 2008). Hay regiones en donde se ha destruido o modificado gran parte o la totalidad de los humedales naturales que poseen, llevando al colapso a las especies que dependen de estos ecosistemas para su supervivencia (Carrera y de la Fuente, 2003).

Actualmente el 28 % de las especies a nivel mundial que fueron evaluadas por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) están amenazadas, y la mayoría dependen de hábitats acuáticos (EEM, 2005; UICN, 2023). Se estima que la mitad de las especies de aves acuáticas tiene poblaciones que están disminuyendo. En los últimos 20 años han presentado una baja global del 70 % (DUMAC, 2014; DUMAC, 2017; BirdLife International, 2022; UICN, 2023; WHSRN, 2023), como resultado de la reducción, destrucción y modificaciones en su hábitat, contaminación, presencia de especies exóticas y sobreexplotación (EEM, 2005; BirdLife International, 2022).

Las aves acuáticas tienen un gran valor ecológico como especies indicadoras del hábitat (Green y Figueroa, 2003), y ofrecen servicios ecosistémicos de regulación como la dispersión de semillas, nutrientes y promueven el transporte e intercambio de invertebrados entre humedales (Green y Elmberg, 2014; Almeida et al., 2020; Urgyán et al., 2022). Aportan servicios de aprovisionamiento como la obtención de carne, huevo y plumas, y brindan servicios culturales para el desarrollo de actividades recreativas y de educación (Green y Elmberg, 2014). Además,

existe interés internacional por mantener los humedales y priorizar la conservación de las aves acuáticas (NAWMP, 2012; RAMSAR, 2023; WHSRN, 2023).

Los humedales, como el resto de los ecosistemas, merecen atención dentro de las políticas públicas de cada país, para reconocer su valor y establecer medidas que garanticen su conservación (Carrera y de la Fuente, 2003). Atendiendo la actual pérdida de los humedales y su biodiversidad, los gobiernos del mundo han estado trabajando en la protección de estos ecosistemas, y hasta el momento se ha logrado proteger el 11.3 % de los humedales naturales a nivel mundial (Reis et al., 2017; RAMSAR, 2023). Existe un incremento en la creación de humedales artificiales para uso humano y, aunque la principal función para la que han sido creados no es la conservación, su presencia puede beneficiar a la biodiversidad (Kačergytė et al., 2021), a pesar de que estos humedales artificiales suelen ser pequeños.

Se sabe que para algunas especies la presencia de humedales artificiales puede ser importante (Hartzell et al., 2007), y para promover la presencia de aves acuáticas se recomiendan humedales que comprendan grandes superficies con agua, áreas someras y zonas con vegetación heterogénea (Ma et al., 2010; Almeida et al., 2020). Aún se debate con respecto al valor de los diferentes tipos de humedales para la conservación de especies. Hoy en día sigue existiendo desconocimiento en cuanto a la importancia de los humedales, ya que todavía se consideran áreas improductivas por lo que se requiere establecer su adecuado manejo.

1.2. Aproximaciones conceptuales al debate *SLOSS*

En un inicio, los esfuerzos de conservación de la biodiversidad se basaron en la selección de sitios con base en el tamaño, es decir, se seleccionaron áreas grandes por la relación positiva entre la riqueza de especies y el área (Wiens, 1989; Tjørve 2010). Dicho criterio tuvo sus inicios en ambientes insulares a partir de la Teoría de Biogeografía de Islas (*Island Biogeography Theory*, IBT), la cual predice que el número de especies será mayor en islas grandes (MacArthur y Wilson, 1963). Desde entonces, la IBT fue utilizada para explicar los patrones de riqueza de las especies, y se constituyó como eje central en la biología de la conservación, tomando como fundamento la superficie como principal característica para la selección y protección de áreas (Wiens, 1989; Meffe y Carroll, 1997; Tjørve 2010).

De esta forma, la IBT tuvo gran influencia en las estrategias de conservación, y se utilizó para comprender los patrones de riqueza de especies (Arita y Rodríguez, 2001). A través de los años su aplicación permeó a hábitats continentales como montañas y parches de vegetación

(Begon et al., 2006; Neilan et al., 2019; Arroyo-Rodríguez et al., 2019). Desde entonces, la IBT representó el modelo teórico que explicó los patrones de la diversidad en estudios de paisaje (Haila, 2002; Uno et al., 2010; Lepczyk et al., 2017; Medeiros-Sousa et al., 2017) y se empleó en la creación de reservas, pero su aplicación fue considerablemente criticada (Tjørve 2010; Arroyo-Rodríguez et al., 2019).

Algunas reflexiones importantes sobre la aplicación de la IBT fueron que, al considerar la analogía entre los sistemas insulares y los paisajes fragmentados, se argumentó que la matriz que rodea los parches de hábitat no siempre es inutilizable para las especies (Laurance et al., 2008). Otros autores argumentaron incluso que, el tamaño y el aislamiento de los sitios no siempre predicen la riqueza de especies, en ocasiones, el valor de la riqueza puede ser igual en los sitios, pero la composición de las especies puede ser diferente (Carvajal-Cogollo y Urbina-Contreras, 2008), lo cual puede deberse a la capacidad que tienen las diferentes especies de moverse entre los hábitats disponibles. Estos argumentos llevaron a reconsiderar las predicciones de la IBT (Arroyo-Rodríguez et al., 2019).

A partir de tales argumentos surgió el debate *SLOSS* (*Single Large or Several Small*; Diamond, 1976; Simberloff y Abele, 1976) en el cual se discutió si una reserva grande mantiene más especies (*Single Large*; $SL > SS$) que un área del mismo tamaño repartida en un mayor número de reservas de menor tamaño (*Several Small*; $SS > SL$). Al inicio, el debate *SLOSS* parecía intuitivo ($SL > SS$), pero se demostró que no se presenta el mismo patrón en todos los casos y la literatura reciente respalda la idea de conservar varias áreas pequeñas que contribuyan de manera similar o mayor para mantener la riqueza de especies, en lugar de conservar un fragmento grande de hábitat ($SS > SL$; Fahrig 2017; Fahrig et al., 2019; Deane et al., 2020; Arroyo-Rodríguez et al., 2020; Fahrig, 2020; Arroyo-Rodríguez et al., 2022; Riva y Fahrig, 2022a, 2022b).

Desde entonces, se han discutido las ventajas de crear grandes reservas considerando que éstas mantendrán la mayor riqueza de especies y se conservará la diversidad regional (diversidad gamma). Sin embargo, para conservar comunidades con alta complementariedad se pueden mantener paisajes beta diversos en áreas pequeñas (Fahrig, 2017; Arroyo-Rodríguez et al., 2022). Algunos argumentos en favor de la selección de áreas grandes ($SL > SS$) fueron que en las áreas grandes se encuentran especies raras, y se presenta mayor persistencia de las especies (Fukamachi et al., 1996), mientras que en un conjunto de áreas pequeñas ($SS > SL$) se conservan

las metacomunidades y las especies se acumulan rápidamente (Arroyo-Rodríguez et al., 2022; Riva y Fahrig, 2022a, 2022b).

En la última década el debate SLOSS ha sido retomado y se dice que la elección de una estrategia u otra depende del objetivo de conservación (Arroyo-Rodríguez et al., 2020; Kačergytė et al., 2021; Fahrig et al., 2022; Riva y Fahrig, 2022a, 2022b). Se ha reconocido el valor de las áreas pequeñas para la conservación de la biodiversidad global y, en algunos casos, se requiere su protección ($SS > SL$; Riva y Fahrig, 2022). Este patrón se cumple en grupos como las plantas, mamíferos e invertebrados para los cuales se apoya la conservación de áreas pequeñas, pero no ocurre para otros grupos como los reptiles en los que la relación especies-área es consistente ($SL > SS$; Lion et al., 2016; Si et al., 2016).

Las aves acuáticas han servido de modelo de estudio para someter a prueba el debate SLOSS. Se ha dicho que el tamaño del humedal se asocia positivamente con la riqueza de especies (Ma et al., 2010). Además, estudios recientes han considerado conocer también la abundancia de las especies, el número de parejas reproductivas y de polluelos producidos (Kačergytė et al., 2021). Debido a que, un conjunto de humedales pequeños puede exceder en términos de riqueza a los humedales grandes, se ha sugerido una estrategia mixta de conservación que beneficie a las aves a escala regional (Kačergytė et al., 2021).

Si bien, se ha demostrado que el éxito de una u otra estrategia depende de múltiples factores, la creación de una reserva grande puede ser exitosa para especies con grandes requerimientos de hábitat y para especies afectadas por el efecto de borde (Diamond, 1976; Pfeifer et al., 2017). Por otro lado, conservar un mayor número de reservas pequeñas puede ser exitoso para proteger especies con alta vagilidad y especies poco afectadas por el efecto de borde (Fahrig, 2003; 2017; Pfeifer et al., 2017).

Los estudios de diversidad aportan información al debate SLOSS, con un enfoque en la conservación de especies (Tjørve, 2010; Li et al., 2021). La diversidad puede ser estudiada a través de sus componentes, respecto a las relaciones del conjunto regional de especies (diversidad gamma), las comunidades (diversidad alfa) y variación entre comunidades (diversidad beta) (Whittaker, 1960). Entonces, se debe entender a la diversidad alfa como la riqueza de especies que se encuentra en un hábitat; entre los factores ecológicos que afectan la diversidad está el tamaño del área (Whittaker, 1960; Pineda-López y Verdú-Faraco, 2013; Si et al., 2016).

La diversidad beta se refiere al cambio de especies entre hábitats o localidades, permitiendo entender el funcionamiento de los ecosistemas, y el estudio de sus componentes permite encontrar patrones y encaminar acciones de conservación (Pineda-López, 2007). Comprender la diversidad beta es esencial para proteger la diversidad regional y puede ayudar a la planificación de la conservación (Socolar et al., 2016). La diversidad gamma representa la diversidad total de especies en los hábitats de una región; el valor de la diversidad gamma es resultado de la diversidad alfa y la diversidad beta de los sitios (Whittaker, 1960).

Históricamente, el debate SLOSS se centró en la riqueza de especies como principal medición, sin considerar la abundancia de las especies (Kačergytė et al., 2021). Solo algunos estudios han utilizado la diversidad para aportar información al debate (Tjørve 2010). Además, se ha documentado que la pérdida de diversidad beta podría conducir a la homogeneización biológica y reducir las funciones de los ecosistemas, convirtiéndose en un tema prioritario en la conservación de la biodiversidad (Socolar et al., 2016).

Se debe entender a la diversidad beta como el cambio en la composición de especies entre sitios, y se evalúa con índices de disimilitud que se basan en el número de especies compartidas y exclusivas en cada sitio (Calderón y Moreno, 2019). Tales diferencias se originan de dos componentes: 1) recambio, que es el reemplazo de especies entre sitios y 2) anidamiento, que se refiere a la ganancia o pérdida de especies entre comunidades (Baselga 2010; Baselga et al., 2012).

Así, los componentes de la diversidad beta aportan información para plantear estrategias para la conservación (Baselga, 2010; Baselga et al., 2012), y para la creación de reservas (Li et al., 2021). Ambos componentes varían en las comunidades y requieren estrategias diferentes (Baselga, 2010; Carvalho et al., 2012), puesto que están influenciados por diferentes procesos ecológicos. El recambio por la competencia, factores ambientales y barreras geográficas, y el anidamiento por procesos de extinción y colonización (Calderón et al., 2012).

En términos de conservación, cuando el componente recambio de la diversidad beta es dominante se sugiere que diferentes sitios necesitan protección, y se pueden incluir áreas pequeñas ($SS > SL$) mientras que, cuando el componente anidamiento de la diversidad beta es el dominante se debe proteger un sitio grande ($SL > SS$; Baselga, 2010; Baselga et al., 2012; Li et al., 2021; Yang et al., 2022). Dichos patrones indican que se deben considerar distintas estrategias de conservación para la biodiversidad (Li et al., 2021; Yang et al., 2022).

Con el tiempo, la conservación ha pasado de enfocarse en una especie a conservar comunidades biológicas, ecosistemas y sus funciones y, con ello, considerar resguardar la mayor biodiversidad (Kattan y Naranjo, 2008). A la par, se sumaron consideraciones económicas, sociales, de gestión y regulación de amenazas (Kačergytė et al., 2021). Sin embargo, existen pocos casos que integren a los humedales en las políticas públicas (Fondo para la Comunicación y la Educación Ambiental, 2006), y aún existen áreas sin explorar para planear la conservación de la biodiversidad, y para la cual se requiere un cambio en las políticas de conservación en particular en países latinoamericanos.

1.3. Humedales, el segundo ecosistema más amenazado en México

En México, los humedales representan el 6.5 % del territorio, y se estima que se ha perdido entre el 60 % y 80 % de su cobertura natural a nivel nacional (Cantú et al., 2021). Razón por la cual son el segundo ecosistema más amenazado en el país (Moreno-Casasola, 2008), tan sólo precedidos por los bosques tropicales y seguidos por los bosques mesófilos de montaña (Martínez-Meyer et al., 2014). En México, la pérdida de humedales continentales es alta y es resultado de actividades como la urbanización, agricultura y acuacultura (Carrera y de la Fuente, 2003; Mellink et al., 2018), para las cuales se estima que se destina el 80 % del agua superficial disponible (Vega-López, 2018).

Los humedales del país han sido agrupados por la autoridad competente en Regiones Hidrológicas (RH), con base en la disponibilidad y uso del recurso (CONAGUA, 2012). En la zona sur de la RH26-Pánuco se localiza la subcuenca hidrográfica Pachuca – Ciudad de México (CNA, 1998) también conocida como Cuenca de México a la cual se hará referencia a lo largo de la presente tesis. La Cuenca de México delimita a su vez a la microcuenca Valle de México, que corresponde a una zona con poca disponibilidad de agua anual y con un grado alto de presión hídrica (Jiménez y Marín, 2004; Jiménez y Chávez, 2011; CONAGUA, 2012; Vega-López, 2018; Biar, 2020; SEMARNAT, 2021).

A pesar de que los humedales son esenciales para el desarrollo de las actividades humanas, la tendencia ha sido a su desecación, en especial en la región centro del país (Jiménez y Chávez, 2011; Ortega, 2011), en donde se ubica la ciudad de México (CDMX) una de las cuatro urbes más pobladas de América Latina (Pradilla-Cobos, 2016), con más de 22 millones de habitantes (INEGI, 2020), y para la cual se espera un incremento como resultado de la megalopolización (Iracheta, 2003; Ortega, 2011). La demanda del recurso hídrico en la CDMX ha incrementado

con el crecimiento urbano (Fondo para la Comunicación y la Educación Ambiental, 2006), provocando cambios en el paisaje (Ezcurra, 2003). Razón por la cual, es importante entender cómo se integran los humedales en el paisaje regional (Dávila, 2012; Hernández-Colina et al., 2018).

Además, los humedales de la región centro de México están sujetos a sobreexplotación y contaminación (López-Hernández et al., 2010) y es importante reconocer su valor en términos de biodiversidad, ya que las grandes ciudades generan presiones antropogénicas que resultan en problemas ambientales para estos ecosistemas (Iracheta, 2003; Ortega, 2011). No obstante, los estudios en ecología que consideren a los humedales continentales como unidad de estudio son escasos en México (Arroyo-Rodríguez et al., 2017).

1.4. La avifauna acuática de México

En México se distribuyen 252 especies de aves acuáticas y el 53 % tiene poblaciones migratorias (Navarro-Sigüenza et al., 2014). Hasta el momento, el país cuenta con 144 sitios RAMSAR (2024) designados como zonas prioritarias para las aves acuáticas. En la Cuenca de México tienen esta designación la Laguna de Tecocomulco, Sistema Lacustre Ejidos de Xochimilco (San Gregorio Atlapulco y los Canales de Xochimilco), Ciénegas de Lerma y recientemente el Lago de Texcoco. Otra estrategia de conservación son las Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (AICAs; CCA, 1999), y cuentan con esta asignación: la Subcuenca de Tecocomulco, el Lago de Texcoco y la Ciénega de Tláhuac (CCA, 1999). El resto de los humedales de la región centro del país no cuentan con ninguna estrategia de conservación.

Las aves son uno de los grupos más estudiados en ecología (Arroyo-Rodríguez et al., 2017), pero de forma contradictoria los estudios de la avifauna acuática son escasos (Navarro-Sigüenza et al., 2014; Mireles y Mellink, 2017), en particular los de los humedales continentales. Se sabe que estos albergan una alta riqueza de aves acuáticas con poblaciones de cientos a miles de individuos en la temporada no reproductiva, lo que incrementan la riqueza regional de especies (Mireles y Mellink, 2017). También se encuentran especies importantes para la conservación y con valor económico y turístico (SEMARNAT, 2009; Cuevas e Íñiguez, 2017).

La mayoría de los estudios de aves acuáticas se han hecho en humedales costeros del Pacífico y Golfo de México abordando temas de distribución, tendencias poblacionales, migración y reproducción (Salinas et al., 2002; Palacios y Mellink 2007; Mellink et al., 2009; Carmona et al., 2011; Pérez-Crespo et al., 2013; Güttron-López y Huerta-Martínez, 2018;

Hernández-Colina et al., 2018; Mellink et al., 2018; Pineda-Diez de Bonilla et al., 2020; Santos-Tovar et al., 2024).

Los estudios sobre la diversidad de la avifauna acuática son limitados para la región centro del país. Las principales investigaciones se han realizado en Querétaro (Pineda-López 2007; Pineda-López et al., 2010) y la CDMX (Sánchez, 2010; Ramírez-Bastida et al., 2011; Dávila, 2012; Ayala-Pérez et al., 2013; Cruz-Nava, 2016; Dávalos, 2016; Hernández-Colina et al., 2018; Pérez-Lima, 2020). Estos estudios han permitido precisar que la avifauna acuática hace uso de los humedales en la temporada no reproductiva, fundamentalmente de agosto a marzo (Weller, 2003; Barragán-Severo et al., 2002; Pineda-López, 2007; Rodríguez-Casanova, 2017) y también durante la temporada reproductiva (Rodríguez-Casanova, 2017; Rodríguez-Casanova y Zuria, 2018).

En la última década se han incorporado investigaciones sobre la distribución espacial, temporal y aspectos reproductivos y de manejo (Luévano et al., 2010; Pineda-López 2010; Fonseca et al., 2012, Ayala-Pérez et al., 2013; Rodríguez-Casanova, 2017; Hernández-Colina et al., 2018; Pineda-López, 2018; Ramírez-Bastida, 2018; Alcántara-Carbajal et al., 2019; SEDENA, 2019 Pérez-Lima, 2020). Algunos de estos estudios han dejado claro que en humedales pequeños (superficie <50 ha) se encuentra una alta riqueza de especies (Pineda-López 2007; Pineda-López et al., 2010; Ramírez-Bastida et al., 2011; Dávalos, 2016; Berumen et al., 2017; Pérez-Lima 2020).

Al mismo tiempo, se debe reconocer que los humedales están más presionados que otros tipos de ecosistemas por diversas actividades antrópicas (Bellio et al., 2009; Murray et al., 2013; Cruz-Nava, 2016; Giosa et al., 2018). No obstante, no se han evaluado las consecuencias de dichas actividades, y es necesario estudiar estas comunidades, sus hábitats, y la perturbación durante la migración, un momento crucial en el ciclo de vida de las aves acuáticas. Finalmente, debido al crecimiento de la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM) (Ramírez-Hernández, 2021), en esta tesis se incluyeron humedales que no habían sido estudiados y que se distribuyen entre el área de crecimiento entre la ZMVM y la Zona Metropolitana de Pachuca (ZMP).

2. Objetivos

2.1. General

Evaluar la disponibilidad, estructura y composición de los humedales en la porción norte de la Cuenca de México, a escala local y regional, y valorar el subsistema norte de la cuenca para relacionar estas variables con la diversidad alfa y beta de aves acuáticas migratorias, y los cambios en la avifauna resultado de perturbaciones antrópicas.

2.2. Particulares

Capítulo 1.

- Cuantificar los humedales de la Cuenca de México utilizando mapas topográficos vectoriales.
- Realizar un análisis espacial para evaluar los humedales utilizando diversos atributos del paisaje como el tamaño, distancia entre ellos la distancia hacia el centro de la Ciudad de México y la cobertura de uso de suelo circundante.

Capítulo 2.

- Evaluar la variación de la riqueza y abundancia de aves acuáticas migratorias en relación con el tamaño de los humedales.
- Analizar la aplicación del debate “*Single Large Or Several Small (SLOSS)*” entre las aves acuáticas migratorias y sus humedales en la zona, considerando si un solo humedal grande alberga una riqueza de aves acuáticas migratorias mayor que un conjunto de humedales.
- Evaluar el cambio en la composición de especies entre sitios mediante la diversidad beta y sus componentes, recambio y anidamiento para explicar la disimilitud entre sitios.

Capítulo 3.

- Comparar la riqueza y abundancia de aves antes, durante y después de dos festividades con actividades pirotécnicas en la laguna de Zumpango.

3. Hipótesis

Capítulo 1

La baja disponibilidad de agua superficial en la Cuenca de México se ha manifestado en cuerpos de agua dispersos y reducidos, que fue resultado de la desaparición histórica de grandes humedales y la alta extracción de agua para abastecer a la Ciudad de México. Debido a la relación entre la disponibilidad de agua y las actividades agrícolas en la zona centro de México, se espera que los humedales artificiales sean más frecuentes en la periferia de la ciudad y que la cobertura de uso de suelo circundante a estos humedales sea principalmente agrícola.

Capítulo 2

Uno de los principios utilizados como estrategia de conservación es proteger áreas grandes, considerando que pueden mantener un mayor número de especies ($SL > SS$), sin embargo, se ha argumentado que sitios pequeños pueden mantener una alta riqueza de especies ($SS > SL$). Con la finalidad de contribuir al debate SLOSS, y a la conservación de la avifauna acuática migratoria en la región centro de México, en este estudio se espera que la conservación de la avifauna acuática migratoria se beneficie de la protección de humedales grandes ($SL > SS$), ya que estos albergarán una mayor riqueza de especies y presentarán un componente dominante de anidamiento en la diversidad beta.

Capítulo 3

En los ambientes con una alta actividad humana pueden presentarse diversos efectos en la fauna silvestre, particularmente se sabe que las aves son un grupo sensible ante ciertas actividades humanas. No obstante, en México muchos eventos religiosos o culturales se realizan en sitios que son hábitats importantes para la fauna pues también representan un atractivo para los humanos. Por ejemplo, en la laguna de Zumpango se concentra una alta riqueza y abundancia de aves acuáticas y es un sitio donde se realizan diferentes actividades humanas de entretenimiento. En este trabajo, se espera encontrar un efecto negativo en la riqueza y abundancia de aves acuáticas, como respuesta ante eventos de alto impacto relacionados con el uso de pirotecnia.

4. Literatura

- Alcántara-Carbajal, J. L., Escalante-Pliego, P., Ramírez-Bastida, P. y Salazar-Oreja, A. (2019). Plan de gestión para la conservación de las aves en Texcoco. Reporte técnico. México. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.12787.99364>
- Alikhani, S., Nummi P. y Ojala A. (2021). Urban Wetlands: A review on ecological and cultural values. *Water*, 13(22), 2-47. <https://doi.org/10.3390/w13223301>
- Almeida, B. A., Sebastián-González, E. dos Anjos, L. y Green, A. J. (2019). Comparing the diversity and composition of waterbird functional traits between natural, restored and artificial wetlands. *Freshwater Biology*, 65(12),1-15. <https://doi.org/10.1111/fwb.13618>
- Arita, H. T. y Rodríguez, P. (2001). Ecología, geografía y macroecología. En J. Llorente y J.J. Morrón (Ed.), *Introducción a la Biogeografía en Latinoamérica: teorías, conceptos, métodos y aplicaciones*. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Arroyo-Rodríguez, V., Arasa-Gisbert, R. Arce-Peña, N. Cervantes-López, M. J. Cudney-Valenzuela, S. J. Galán-Acedo, C. Hernández-Ruedas, M A. Rito, K. F. y San-José M. (2019). Determinantes de la biodiversidad en paisajes antrópicos: una revisión teórica. En. C. E. Moreno (Ed.), *La biodiversidad en un mundo cambiante: fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. México
- Arroyo-Rodríguez, V., Moreno C. E. y Galán-Acedo, C. (2017). La ecología del paisaje en México: logros, desafíos y oportunidades en las ciencias biológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88, 42-51. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.004>
- Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L. Tabarelli, M. Watling, J. I. Tischendorf, L. Benchimol, M. Cazetta, E. Faria, D. Leal, I. R. Melo, F. P. Morante-Filho, J. C. Santos, B. A. Arasa-Gisbert, R. Arce-Peña, N. Cervantes-López, M. J. Cudney-Valenzuela, S. Galán-Acedo, C. San-José, M. Vieira, I. C. Ferry Slik, J. W. Nowakowski, A. J. y Tschardtke, T. (2020). Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. *Ecology letters*, 23, 1404-1420. <https://doi.org/10.1111/ele.13535>
- Arroyo-Rodríguez, V., Arasa-Gisbert, R. Arce-Peña, N. Cervantes-López, M. J. Cudney-Valenzuela, S. J. Galán-Acedo, C. Hernández-Ruedas, M. A. San-José, M. y Fahrig, L. (2022). The importance of small rainforest patches for biodiversity conservation: a multi-taxonomic assessment. En F.Montagnini (Ed.). *Biodiversity Islands: strategies for conservation on human-dominated environments*. Yale University, New Haven, U.S.A.

- Ayala-Pérez, V., Arce N. y Carmona R. (2013). Distribución espacio - temporal de aves acuáticas invernantes en la Ciénega de Tláhuac, planicie Lacustre de Chalco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84, 327-337. <https://doi.org/10.7550/rmb.28632>
- Barragán-Severo J, López-López, E. y Babb Stanley, K. A. (2002). Spatial and temporal variation patterns of a waterfowl community in a reservoir system of the Central Plateau, México. *Hydrobiologia*, 467(1), 123-131. <https://doi.org/10.1023/A:1014969606303>
- Baselga, A. (2012). The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global ecology and Biogeography*, 21, 1223-1232. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00756.x>
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19, 134–143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>
- Begon, M., Townsend, C. R. y Harper, J. L. (2006). *Ecology from individuals to ecosystems*. U.K. Wiley Blackwell Publishing.
- Bellio, M. G., Kingsford, R. T. y Kotagama, S. W. (2009). Natural versus artificial wetlands and their waterbirds in Sri Lanka. *Biological Conservation*, 142(12), 3076-3085.
- Berumen, A., Maimone, M. R. Villordo, J. A. Olivera, A. I. y González, J. A. (2017). Cambios temporales de la avifauna acuática en el sitio Ramsar “Presa Valsequillo, Puebla, México. *Revista Mexicana de Ornitología Huitzil*, 18(2), 202-211. <https://doi.org/10.28947/hrmo.2017.18.2.278>
- Biar, A. (2020). A Lacustrine cultural landscape in the prehispanic Basin of Mexico. *International Journal of Nautical Archaeology*, 49(2), 341-356. <https://doi.org/10.1111/1095-9270.12424>
- BirdLife International. (2022). *Estado de conservación de las aves del mundo 2022: Enfoques y soluciones para la crisis de la biodiversidad*. Cambridge: Editorial BirdLife International.
- Calderón, P. J., Moreno, C. E. y Zuria, I. (2012). La diversidad beta: medio siglo de avances. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(3), 879-891. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2012.3.992>
- Calderón, P. J. y Moreno, C. E. (2019). Diversidad beta como disimilitud: su partición en componentes de recambio y diferencias en riqueza. En. C. E. Moreno, (Ed.), *La biodiversidad*

en un mundo cambiante: fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. México.

- Cantú, J. C., García de la Puente Orozco, E. González G. M. y Sánchez, M. E. (2021). *Aviturismo con aves acuáticas y marinas en México*. Defenders of Wildlife. UABCS, ENESUM, Teyeliz, A. C. México.
- Carmona, R., Arce, N. Ayala-Pérez, V. y Danemann, G. D. (2011). Seasonal abundance of shorebirds at the Guerrero Negro wetland complex, Baja California, Mexico. *Wader Study Group Bulletin*, 118(1), 40–48.
- Carrera, E. y de la Fuente, G. (2003). *Inventario y clasificación de humedales en México, Parte I*. Ducks Unlimited de México A. C. México.
- Carvajal-Cogollo, J. E. y Urbina-Contreras, J. N. (2008). Patrones de diversidad y composición de reptiles en fragmentos de bosque seco tropical en Córdoba, Colombia. *Tropical Conservation Science*, 1(4), 397-416. <https://doi.org/10.1177/1940082908001004>
- Carvalho, J. C., Cardoso, P. y Gomes, P. (2012). Determining the relative roles of species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. *Global Ecology and Biogeography*, 21, 760–771. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00694.x>
- CCA. (1999). *Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves de América del Norte*. Comisión para la Cooperación Ambiental. Canadá
- CNA. Comisión Nacional del Agua. (1998). *Subcuencas hidrológicas, escala 1:240,000*. Secretaría de Recursos Hidráulicos, Jefatura de Irrigación y control de Ríos, Dirección de Hidrología. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- CONAGUA, Comisión Nacional del Agua. (2012). *Atlas del agua en México*. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.
- Concepción, E. D. (2022). Expansión urbana cómo el suelo urbanizado se dispersa por el paisaje: implicaciones para la conservación de la biodiversidad. *Ecosistemas*, 31(1), 2165. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2165>
- Cowardin, L. M., Carter, V. Golet F. C. y La Roe, E. T. (1979). *Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States*. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington. D.C.

- Cruz-Nava, A. R. (2016). *Composición y comportamiento de la avifauna acuática del Parque Tezozómoc, Distrito Federal, México*. [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México].
- Cuevas, J. C. y Íñiguez, L. I. (2017). Aves del puerto interior turístico Jocotepec, en el Lago de Chapala, Jalisco, México. *Revista Mexicana de Ornitología Huitzil*, 18(2), 261-271. <https://doi.org/10.28947/hrmo.2017.18.2.295>
- Dávalos, M. I. (2016). Uso del hábitat de las comunidades de aves: el caso de dos parques urbanos en la ciudad de México. [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México].
- Davidson, N. C. (2014). How much wetlands has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65(10), 936-941. <https://doi.org/10.1071/MF14173>
- Dávila, J. P. (2012). *Aprovechamiento de las aves acuáticas silvestres por la comunidad de San Miguel de Allende, Municipio de Tepeapulco, Hidalgo*. [Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo].
- Deane, D., Nozohourmehrabad, P. Boyce S. D. y He, F. (2020). Quantifying factors for understanding why several small patches host more species than a single large patch. *Biological Conservation*, 249(9), 108711. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108711>
- Diamond, J. (1976). Island Biogeography and Conservation: Strategy and Limitations. *Science*, 193(4257), 1027–1032. <https://doi.org/10.1126/science.193.4257.1027>
- DUMAC (Ducks Unlimited de México). (2014). *Noticias para el mundo de los patos, para esta temporada 2014-2015*. Ducks Unlimited de México. México.
- DUMAC (Ducks Unlimited de México). (2017). *El Altiplano central: un refugio histórico de aves acuáticas ante un déficit de saneamiento*. Ducks Unlimited de México. México.
- Edge, C. B., Fortin, M. J. Jackson, D. A. Lawrie, D. Stanfield, L. y Shrestha, N. (2017). Habitat alteration and habitat fragmentation differentially affect beta diversity on stream fish communities. *Landscape Ecology*, 32, 647-662. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0472-9>
- EEM (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio). (2005). *Los ecosistemas y el bienestar humano: humedales y agua*. Informe. World Resources Institute, Washington, D. C.
- EPA (Environmental Protection Agency). (2021). *Wetlands*. Environmental Protection Agency. U.S.A.

- Erwin, K. L. (2009). Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecology and Management*, 17, 71-84. <https://doi.org/10.1007/s11273-008-9119-1>
- Ezcurra, E. (2003). *De las chinampas a la Megalópolis. El medio ambiente en la cuenca de México*. Fondo de Cultura Económica. México.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34, 487-515.
- Fahrig, L. (2017). Ecological Responses to habitat fragmentation per se. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 48(1), 1-23. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>
- Fahrig, L. (2020). Why do several small patches hold more species than few large patches? *Global Ecology and Biogeography*, 29(4), 615-628. <https://doi.org/10.1111/geb.13059>
- Fahrig, L., Arroyo-Rodríguez, V. Bennett, J. R. Boucher-Lalonde, V. Cazetta, E. Currie, D. J. Eigenbrod, F. Ford, A. T. Harrison, S. P. Jaeger, J. A.G. Koper, N. Martin, A. E. Martin, J. L. Metzger, J. P. Morrison, P. Rhodes, J. R. Saunders, D. A. Simberloff, D. Smith, A. C. Tischendorf, L. Vellend, M. y Watling, J. I. (2019). Is habitat fragmentation bad for biodiversity? *Biological Conservation*, 230, 179-186. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.026>
- Federal Geographic Data Committee. (2013). *Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States, Wetlands Subcommittee*. Fish and Wildlife Service, Washington. D.C.
- Fondo para la Comunicación y la Educación Ambiental. (2006). *Agua y Medio Ambiente, un prontuario para la correcta toma de decisiones*. México.
- Fonseca, J. M. Pérez-Crespo, J. Cruz, M. Porras, B. Hernández-Rodríguez, E. Martínez J. L. y Lara, C. (2012). Aves acuáticas de la laguna de Acuitlapilco, Tlaxcala, México. *Revista Mexicana de Ornitología Huitzil*, 13(2), 104-109.
- Fukamachi, K., Iida S. y Nakashizuka, T. (1996). Landscape patterns and plant species diversity of forest reserves in the Kanto region, Japan. *Vegetatio*, 124, 107-114. <https://doi.org/10.1007/BF00045149>
- Giosa, E., Mammides C. y Zotos, S. (2018). The importance of artificial wetlands for birds: a case study from Cyprus. *PLoS ONE*, 13(5), e0197286. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0197286>

- Green, A. y J. Elmberg. (2014). Ecosystem services provided by waterbirds. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 89, 105-122. <https://doi.org/10.1111/brv.12045>
- Green, A. y Figueroa, J. (2003). Aves acuáticas como bioindicadores en los humedales. En M. Paracuellos (Ed.) *Ecología, manejo y conservación de los humedales*. Colección Actas número 49. Instituto de Estudios Almerienses, Almería.
- Güitron-López, M. M. y Huerta-Martínez, H. F. (2018). Nuevos registros de aves acuáticas para el interior de Jalisco: caso Laguna de Sayula, México. *Acta Universitaria Multidisciplinaty Scientific Journal*, 28(6), 14-19. <https://doi.org/10.15174/au.2018.1945>
- Haddad, N. M. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystem. *Applied Ecology*, 1(2), 1-9. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Haila, Y. (2002) A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, 12(2), 321-334. <https://doi.org/10.2307/3060944>
- Hartzell, D. Bidwell J. R. y Craig, A. D. (2007). A comparison of natural and created depressional wetlands in central Oklahoma using metrics from indices of biological integrity. *Wetlands*, 27(4), 794-805. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2007\)27](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2007)27)
- Hernández-Colina, A. Yadeun, M., y García-Espinosa, G. (2018). Waterfowl community from a protected artificial wetland in Mexico State, Mexico. *Revista Mexicana de Ornitología Huitzil*, 19(1), 85-95. <https://doi.org/10.28947/hrmo.2018.19.1.310>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Censo de Población y Vivienda 2020. (2020). Consultado el 26 de enero de 2023.
- Iracheta, A. (2003). *Gobernabilidad en la Zona metropolitana del Valle de México*. *Papeles de Población*. Universidad Autónoma del Estado de México. México.
- Jiménez, B y Chávez, A. (2011). Efectos por el empleo del agua residual de la ciudad de México para el riego en el valle de Tula. En M. A. Porrúa (Ed.). *Agua y Medio ambiente*. Colegio del Estado de Hidalgo. México.
- Jiménez, B y Marín, L. (2004). *El agua en México vista desde la academia*. Academia Mexicana de Ciencias. México.
- Junk, W. J., Brown, M. Campbell, I. C. Finlayson, M. Gopal, B. Ramberg L. y Warner, B. G. (2006). The comparative biodiversity of seven globally important wetlands: a synthesis. *Aquatic Sciences*, 68, 400-414. <https://doi.org/10.1007/s00027-006-0856-z>

- Kačergytė, I., Arlt, D. Berg, A. Zmihorski, M. Knape, J. Rosin, Z. M. y Pärt, T. (2021). Evaluating created wetlands for bird diversity and reproductive success. *Biological Conservation*, 257, 109084. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109084>
- Kattan, G. y Naranjo, L. G. (2008). *Regiones biodiversas, herramientas para la planificación de sistemas regionales de áreas protegidas*. Fundación EcoAndina, WWF Colombia. Colombia.
- Keddy, P. A. (2010). *Wetland Ecology: Principles and Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kloskowski, J., Green, A. J. Polak, M. Bustamante J. y Krogulec, J. (2019). Complementary use of natural and artificial wetlands by waterbirds wintering in Doñana, south-west Spain. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems*, 19, 815-826. <https://doi.org/10.1002/aqc.1027>
- Laurance, W. F. (2008). Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation*, 141 (7), 1731–1744. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.05.011>
- Lepczyk, C. A., Aronson, M. F.J. Evans, K. L. Goddard, M. A. Lerman, S. B. y Macivor, S. (2017). Biodiversity in the city: fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for biodiversity conservation. *BioScience*, 67(9), 799-807. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix079>
- Li, D., Chen, S. Lloyd, H. Zhu, S. Shan K. y Zhang, Z. (2013). The importance of artificial habitats to migratory waterbirds within a natural/artificial wetlands mosaic, Yellow River Delta, China. *Bird Conservation International*, 23(2), 184-198. <https://doi.org/10.1017/S0959270913000099>
- Li, F., Yan, Y. Zhang Q. y Niu, J. (2021). Taxonomic and phylogenetic diversity in the Inner Mongolia grassland. *Global Ecology and Conservation*, 28, e01634. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01634>
- Lion, M. B., Garda, A. A., Santana, D. J., y Fonseca, C. R. (2016). The conservation value of small fragments for Atlantic Forest Reptiles. *Biotropica*, 265-275.
- Lougheed, V., McIntosh, M. D. Parker. C. A. y Stevenson, R. J. (2008). Wetland degradation leads to homogenization of the biota at local and landscape scales. *Freshwater Biology*, 53(12), 2402-2413. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02064.x>

- López-Hernández, M., Ramos-Espinosa, M. G., Martínez-Cruz, P., y Flores-Macías, A. (2010). Eutroficación y restauración de la calidad del agua de los canales de Xochimilco. En A. Raúl (Ed.), *Estudios sobre los remanentes de cuerpos de agua en la Cuenca de México*. Instituto de investigaciones geográficas de la UNAM, México.
- Luévano, J., Mellink, E. M. y Riojas-López. M. (2010). Plover's breeding in the highlands of Jalisco, Aguascalientes, Zacatecas, and San Luis Potosi, Central Mexico. *Western North American Naturalist*, 70, 121-125. <https://doi.org/10.3398/064.070.0114>
- Ma, Z., Y. Cai, B. Li y J. C. (2010). Managing wetland habitats for waterbirds: an international perspective. *Wetlands*, 30, 15-27. <https://doi.org/10.1007/s13157-009-0001-6>
- MacArthur, R. H. y Wilson, E. O. (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Martínez, E., Rös, M. Bonilla, M. A. y Dirzo, R. (2015). Habitat heterogeneity affects plant and arthropod species diversity and turnover in traditional cornfields. *PLoS ONE*, 10(7), e0128950. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0128950>
- Martínez-Meyer, E., Sosa-Escalante J. E. y Álvarez, F. (2014). El estudio de la biodiversidad en México: ¿una ruta con dirección? *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 1-9. <https://doi.org/10.7550/rmb.43248>
- Medeiros-Sousa, A. R., Fernandes, A. Ceretti-Junior, W. Barreto, A. Wilke B. y Toledo, M. (2017). Mosquitoes in urban green spaces: using an island biogeographic approach to identify drivers of species richness and composition. *Scientific Reports*, 7, 17826. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-18208-x>
- Meffe, G. K., y Carroll, R. C. (1997). *Principles of conservation biology*. U.S.A. Sinauer.
- Mellink, E., Riojas-López, M. y Luévano, J. (2009). Breeding locations of seven Charadriiformes in Coastal Southwestern Mexico. *Waterbirds*, 32(1), 44-53. <https://doi.org/10.1675/063.032.0105>
- Mellink, E., Luévano, J., y Riojas-López, M. E. (2018). Half a century of changes in waterbird populations in a semiarid wetland *Wetlands Ecology and Management*, 26(6), 1047–1060. <https://doi.org/10.1007/s11273-018-9630-y>
- Mireles, C. C. y Mellink, E. (2017). Use of Laguna de Bustillos, Chihuahua, by waterbirds during the 2011-2012 wintering season. *American Midland Naturalist*, 178, 82-96.

- Mitsch, W. J y Hernandez, M. E. (2013). Landscape and climate change threats to wetlands of north and Central America. *Aquatic Sciences*, 75(1), 133-149.
- Mora-Olivo, A., Villaseñor J. L. y Martínez, M. (2013). Las plantas vasculares acuáticas estrictas y su conservación en México. *Acta Botánica Mexicana*, 103, 27-63.
- Moreno-Casasola, P. (2008). Los humedales en México: tendencias y oportunidades. *Cuadernos de biodiversidad*, 28, 10-18. <https://doi.org/10.14198/cdbio.2008.28.02>
- Morrison, M. L., Bruce, G. M., y Mannan, R. W. (1998). *Wildlife-habitat relationships concepts and applications*. USA. Wisconsin.
- Murray, C. G., Kasel, S. Loyn, R. H. Hepworth G. y Hamilton, A. J. (2013). Waterbird use of artificial wetlands in an Australian urban landscape. *Hydrobiologia*, 716, 131-146. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1558-x>
- Navarro-Sigüenza, A. G., Rebón-Gallardo, Ma. F., Gordillo-Martínez, A., Townsend Peterson, A., Berlanga-García, H., y Sánchez-González, L. A. (2014). Biodiversidad de las aves en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85: S476-S495. <https://doi.org/10.7550/rmb.41882>
- Navedo, J. G., Fernandez, G. Fonseca J. y Drever, M. C. (2015). A potential role of shrimp farms for the conservation of Nearctic shorebird population. *Estuaries and Coasts*, 38, 836-845.
- NAWMP, North American Waterfowl Management Plan. (2012). *Plan de Manejo de las Aves Acuáticas de Norteamérica 2012: La conservación de las aves acuáticas y los humedales en manos de la población*. Ducks Unlimited Canada.
- Neilan, W. L., Barton, P. S., McAlpine, C. A., Wood, J. T., y Lindenmayer, D. B. (2019). Contrasting effects of mosaic structure on alpha and beta diversity of bird's assemblages in a human-modified landscape. *Ecography*, 173-186. <https://doi.org/10.1111/ecog.02981>
- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2016). *Urbanización y desarrollo Futuros emergentes, Reporte Ciudades del Mundo 2016*. Programa de las Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos ONU-Hábitat.
- Ortega, B. A. (2011). Caracterización del recurso hídrico en el estado de Hidalgo. En M. Acosta-Mireles (Ed.), *Agua y medio ambiente*. México.
- Palacios, E. y Mellink, E. (2007). The colonies of Van Rossem's Gull-billed Tern (*Gelochelidon nilotica vanrossemei*) in Mexico. *Waterbirds*, 30(2), 214-222. <https://doi.org/10.1675/1524-4695>

- Pardini, R., Nichols, E., y Püttker, T. (2017). Biodiversity response to habitat loss and fragmentation. *Encyclopedia of the Anthropocene*, 1-11. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809665-9.09824-4>
- Pearson, R. G., Godfrey, P. C. Arthington, A. H. Wallace, J. Karim F. y Ellison. M. (2013). Biophysical status of remnant freshwater floodplains lagoons in the Great barrier reef catchment: a challenge for assessment and monitoring. *Marine and freshwater Research*, 64, 208-222.
- Pekel J. F., Cottam, A. Goelick N. y Belward, A. S. (2016). High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. *Nature*, 540, 418-422.
- Pérez Crespo, M. J., Fonseca, J. Pineda-López, R. Palacios E. y Lara, C. (2013). Foraging guild structure and niche characteristics of waterbirds in an epicontinental lake in Mexico. *Zoological Studies*, 52, 1-17.
- Pérez-Lima C. E. (2020). *Patrones de riqueza de aves en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México y municipio conurbados*. [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México].
- Pfeifer, M., Lefebvre, V. Peres, C. A. Wearn, O. Marsh, C. Banks-Leit, C. Butchart, S. Arroyo-Rodríguez, V. y Barlow, J., Cerezo, A., Cisneros, L., D´Cruze, N. D. Faria, D., Hadley, A., Harris, S. M., Klingbeil, B. T. (2017). Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. *Nature*, 551, 187-191.
- Pillsbury, F. C. y Miller, J. R. (2008). Habitat and landscape characteristics underlying anuran community structure and urban-rural gradient. *Ecological Applications*, 18(5), 1107-1118. <https://doi.org/10.1890/07-1899.1>.
- Pineda, E y Halffter, G. (2005). Relaciones entre la fragmentación del bosque de niebla y la diversidad de ranas en un paisaje de montaña de México. En Halffter, G., Soberón, J., Koleff, P. y Melic, A. (Ed.) *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. Monografías Tercer Milenio, Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza.
- Pineda-Diez de Bonilla E., Velázquez E. y Mera-Ortiz, G. (2020). Riqueza y composición de la avifauna de tres humedales del río Grijalva, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Ornitología Huitzil*, 21(2), e575.
- Pineda-López, R. (2007). *Diversidad y conservación de aves acuáticas en una zona semiárida del centro de México*. [Tesis de doctorado. Universidad de Alicante].

- Pineda-López, R., y Verdú-Faraco, J. R. (2013). *Cuaderno de prácticas. Medición de la biodiversidad: diversidad alfa, beta y gama. México*. Universidad Autónoma de Querétaro. México
- Pineda-López, R., Febvre, N., y Martínez, M. (2010). Importancia de proteger pequeñas áreas periurbanas por su riqueza avifaunística, el caso de Mompaní, Querétaro, México. *Revista Mexicana de Ornitología Huitzil*, 11(2), 69-77.
- Pineda-López, R. Avifauna acuática en embalses de regiones semiáridas y subhúmedas del centro de México. (2018). En. Ramírez-Bautista A. y Pineda-López, R. (Ed.) *Ecología y conservación de fauna en ambientes antropizados*. REFAMA. México.
- Pradilla-Cobos, E. (2016). Zona Metropolitana del Valle de México: neoliberalismo y contradicciones urbanas. *Sociologías*, 18(42), 54-89. <https://doi.org/10.1590/15174522-018004203>
- Ramírez-Bastida, P., Varona-Graniel, D. E. y DeSucre-Medrano A. E. (2011). Aves en los relictos de un gran lago: los humedales de la Ciudad de México y áreas vecinas. *El canto del Cenzontle* 2: 72-86.
- Ramírez-Bastida, P. (2018). Importancia de los ambientes acuáticos urbanos para las aves nativas: el caso de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. En Ramírez-Bautista, A. y Pineda-López, R. (Ed.) *Ecología y Conservación de Fauna en Ambientes Antropizados. México*. REFAMA. México.
- Ramírez-Hernández, R. (2021). *Zona Metropolitana de la Ciudad de México: crecimiento y expansión 2040*. Prospectiva territorial usando modelos de simulación urbana. México. UNAM. México.
- RAMSAR (2023). La Convención sobre los Humedales. RAMSAR. <https://www.ramsar.org/es>
- RAMSAR. (2016). An introduction to the RAMSAR Convention on wetlands. RAMSAR Handbooks. 5 ed. Convention on wetlands. International Cooperation on Wetlands.
- RAMSAR. (2018). Perspectiva mundial sobre los humedales. Estado de los humedales del mundo y de los servicios que prestan a las personas. Secretaria de la Convención RAMSAR.
- RAMSAR. (2024). Sitios designados como Humedales de Importancia Internacional RAMSAR en México. <https://www.ramsar.org/es/humedal/mexico>

- Reis, V., Hermoso, V. Hamilton, S. K. Ward, D. Fluet-Chouinard, E. Lehner, B. y Linke, S. (2017). A global assessment of inland wetland conservation status. *BioScience*, 67(6), 523-533. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix045>
- Riva, F. y Fahrig, L. (2022b). Small patches are disproportionately important for biodiversity conservation, despite ecosystem decay. *Research Square*, 1-18. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1797451/v1>
- Riva, F., y Fahrig, L. (2022a). Protecting many small patches will maximize biodiversity conservation for most taxa: the SS>SL principle. *Authorea*, 1-11. <https://doi.org/10.22541/au.165149884.48729499/v1>
- Rodríguez-Casanova, A. J. (2017). *Ecología de aves en la Laguna de Zumpango, Estado de México*. [Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo].
- Rodríguez-Casanova. (2018). Biología reproductiva de anátidos (Familia Anatidae) en la Laguna de Zumpango. *Revista Mexicana de Ornitología Huitzil*, 1, 1-13. <https://doi.org/10.28947/hrmo.2018.19.1.301>
- Saini, V., Joshi, K. Bhatt, D. Singh A. y Joshi, R. (2017). Waterbird species distribution between natural and manmade wetland in Himalayan foothills of Uttarakhand, India. *Biodiversitas*, 18(1), 334-340. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d180144>
- Salinas, W. E., Treviño, E. J., Jaramillo, J. G., y Campos, J. A. (2002). Identificación y clasificación de humedales interiores del estado de Tamaulipas por percepción remota y sistemas de información geográfica. *Investigaciones Geográficas Boletín del instituto de Geografía*, 49,(1), 74-91.
- Sánchez, C. A. (2010). *Uso del hábitat y comportamiento de las aves en el humedal del Parque Ecológico Espejo de los Lirios, Cuautitlán Izcalli, Estado de México*. [Tesis de Licenciatura Universidad Nacional Autónoma de México].
- Santos-Tovar, A. Ramírez-Bastida, P. Navarro-Sigüenza, A. G. Paz, H. Ruiz-Rodríguez A. y Vázquez-Reyes, L. D. (2024). Habitat fragmentation erodes taxonomic and functional diversity of waterbirds communities of the South Pacific coast of Mexico. *Ornithology Research*, 32, 124-134. <https://doi.org/10.1007/s43388-024-00172-6>
- SCR, Secretaría de la Convención de Ramsar. (2018). *Perspectiva mundial sobre los humedales: Estado de los humedales del mundo y sus servicios a las personas*. Suiza.

- SEDENA, Secretaría de Defensa Nacional. (2019). *Manifestación de impacto ambiental modalidad regional, del proyecto construcción de un aeropuerto mixto civil militar con capacidad internacional en la Base Aérea Militar no. 1, su interconexión con el aeropuerto internacional de la ciudad de México*. Instituto de Ingeniería UNAM.
- Seidu, I., Nsor, C. A. Danquah, E. Tehoda P. y Oppong, S. K. (2019). Patterns of Odonata assemblages in lotic and lentic systems in the Ankasa Conservation Area, Ghana. *International Journal of Zoology*, 1, 1-14. <https://doi.org/10.1155/2019/3094787>
- SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2009). *Plan de manejo tipo para el manejo, conservación y aprovechamiento sustentable de aves acuáticas y playeras*. Dirección General de Vida Silvestre. SEMARNAT. México.
- SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2012). *Los humedales en México, oportunidades para la sociedad*. Cuadernos de divulgación ambiental, México.
- SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2021). *Regiones hidrológicas administrativas*. Atlas Digital Geográfico.
- Si, X., Baselga, A., y Ding, P. (2016). Revealing beta-diversity patterns of breeding bird and lizard communities on inundated land-bridge islands by separating the turnover and nestedness components. *PLoS ONE*, 10(5), e0127692. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0127692>
- Simberloff D. y Abele, L. G. (1976). Island biogeography theory and conservation practice. *Science*, 191(4224), 285–286. <https://doi.org/10.1126/science.191.4224.285>
- Socolar, J. B., Gilroy, J. J., Kunin, W. E., Edwards, D. P. (2016). How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends Ecology Evolution*, 31, 67–80. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.11.005>
- Sun, R., Chen, A. Chen L. y Lü, Y. (2012). Cooling effects of wetlands in an urban region: the case of Beijing. *Ecological Indicators*, 20, 57-64. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.02.006>
- Tjørve, E. (2010) How to resolve the SLOSS debate: Lessons from species-diversity models. *Journal of Theoretical Biology*, 264(2), 604-612. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2010.02.009>
- UICN, (2023). The IUCN Red List of Threatened Species. IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/>

- Uno, S., Cotton J. y Philpott, S. M. (2010). Diversity, abundance, and species composition of ants in urban green spaces. *Urban Ecosystems*, 13(4), 425-441. <https://doi.org/10.1007/s11252-010-0136-5>
- Urgyán, R., Lukács, B. A., Fekete, R., Molnár V., A., Nagy, A., Orsolya, V., Green, A. J., Lovas-Kiss, A. (2022). Plants dispersed by a non-frugivorous migrant change throughout the annual cycle. *Global Ecology and Biogeography*, 32(1), 1-13. <https://doi.org/10.1111/geb.13608>
- Van Asselen, S., Vermaat P. H. y Janse, J. H. (2013). Drivers of wetland conversion: a global meta-analysis. *PLoS ONE*, 8(11), e81292.
- Vega-López, E. (2018). Water pressures, climatic threats, and loss of biodiversity in Mexico: agenda and unpostponable policies of the new government. *Journal of Economic Literature*, 16(46), 1-10.
- Weller, M. (2003). *Wetlands bird's habitat resources and conservation implications*. Australia. Cambridge University Press.
- Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30, 279-338.
- WHSRN, Western Hemisphere Shorebird Reserve Network. (2023). *Red Hemisférica de Reservas para las Aves Playeras*. <https://whsrn.org/es/acerca-de-las-aves-playeras/estado-de-las-aves-playeras/>
- Wiens, J. A. (1989). Spatial Scaling in Ecology. *Functional Ecology*, 3(4), 385-397.
- Yang, F., Liu, Z. Yang G. y Feng, G. (2022). Dominated taxonomic and phylogenetic turnover but functional nestedness of wetland bird beta diversity in north China. *Land*, 11, 1-8.

Capítulo 1.

Cuantificación y caracterización de los humedales en la Cuenca de México

*Quantification and characterization of wetlands in the
Basin of Mexico*

Cuantificación y caracterización de los humedales en la Cuenca de México

Quantification and characterization of wetlands in the Mexico Basin

Resumen

El crecimiento urbano representa una de las principales causas de disminución y pérdida de los humedales en el centro de México. El objetivo de este trabajo fue cuantificar y caracterizar los humedales de la Cuenca de México, para ello se utilizaron datos vectoriales de 2013 a 2018 para analizar y medir los atributos del paisaje circundante de los humedales. Los resultados mostraron que los humedales ocupaban el 2.21 % de la superficie de la cuenca. En total se contabilizaron 1,147 humedales, la mayoría fueron clasificados como pequeños ($n = 1,143$) y tuvieron una superficie promedio de 3.23 (± 20.73) ha. El resto fueron grandes ($n = 4$) con una superficie promedio de 4,402.80 ha. En términos de estacionalidad, la mayoría se clasificaron como intermitentes ($n = 1,074$) y corresponden a sitios agrícolas inundables; mientras que los perennes ($n = 73$) se utilizan como vasos reguladores. Se encontró una relación positiva significativa entre el número de humedales y la distancia al centro histórico de la Ciudad de México ($r^2 = 0.80$; $P = 0.001$). El humedal más cercano se localizó a 3.15 km y el más lejano a 108.46 km. En los humedales pequeños la principal cobertura de uso de suelo alrededor fue agrícola y en los grandes, urbana. Este trabajo contribuye al conocimiento de los humedales disponibles en la Cuenca de México, una región del país en donde el agua es escasa y existe una alta presión por actividades humanas sobre este recurso.

Palabras clave: actividades humanas, agricultura, CDMX, paisaje, SIG, urbanización.

Abstract

The growth of cities represents one of the main causes of the decrease and loss of wetlands in central Mexico. The aim of this work was to quantify and characterize the wetlands of the Basin of Mexico. We used vector data from 2013 to 2018 to analyze and measure the wetlands and attributes of the surrounding landscape. The results show that wetlands occupy 2.21 % of the area of the Basin of Mexico. In total 1,147 polygons were counted, most were classified as small ($n = 1,143$) and had an average area of $3.23 (\pm 20.73)$ ha, the large wetlands are the minority ($n = 4$) and have an average area of 4,402.80 ha. In terms of seasonality, most are intermittent ($n = 1,074$) and correspond to agricultural lands subject to flooding; permanent wetlands ($n = 73$) are used for water storage as regulating vessels. A significant positive relationship was found between the number of wetlands and the distance to the historic center of Mexico City ($r^2 = 0.80$; $P = 0.001$). The closest wetland to Mexico City is located at 3.15 km and the furthest at 108.46 km. The landscape surrounding water bodies is heterogeneous, small wetlands are surrounded mainly by agricultural lands while large are surrounded by urban coverage. This work adds to the knowledge of wetlands in the Basin of Mexico, a region where water is scarce and there is high pressure on this resource due to human activities.

Keywords: Human activities, agriculture, CDMX, landscape, GIS, urbanization.

Introducción

México ha tenido un acelerado proceso de urbanización, lo cual ha resultado en una alta presión sobre los recursos naturales del país, en específico una disminución significativa de los ambientes acuáticos naturales (Moreno-Casasola, 2008; Toscana y Nieves, 2018; Alcántara et al., 2019). Además, como resultado de las actividades humanas se han creado humedales artificiales, que tienen como principal usuario al sector agropecuario que ocupa el 80 % del recurso hídrico del país (Aguilar y Pérez, 2007; Rodríguez-Medina et al., 2017). Así, en México el principal uso que se les da al agua es agrícola con más del 75 % del recurso destinado para esta actividad (CONAGUA, 2012).

En el centro del país se localiza la Cuenca de México, una de las zonas con mayor sobreexplotación del recurso hídrico del acuífero y agua superficial (Ayanegui-Suárez y Suárez-López, 1986; Peña-Díaz, 2019). Dicha región presenta condiciones climáticas con sequías moderadas y precipitaciones de medias a bajas por lo que se reconoce como un área con estrés hídrico (CONAGUA, 2012). Al mismo tiempo es una zonas con alto crecimiento poblacional, que la convierte en un área con un alto grado de presión sobre el recurso hídrico (CONAGUA, 2012; Vega-López, 2018).

Dentro de la Cuenca de México se localiza la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM) que tiene una población de 21 millones 804 mil 515 habitantes (INEGI, 2020). La urbe continúa creciendo hacia la periferia y se estima que se conectará con zonas metropolitanas aledañas como la de Pachuca (ZMP), Querétaro (ZMQ), Puebla (ZMPu) y Tlaxcala (ZMT), para dar paso a la megalópolis que continuará creciendo hasta superar los 23 millones de habitantes para el año 2040 (Ramírez-Hernández, 2021). Particularmente en los estados de México e Hidalgo, se reportó una alta pérdida de la cobertura de los cuerpos de agua, con estimaciones que van desde un 60 % hasta un 80 % respectivamente (Ortega, 2011). Se desconocen las implicaciones de estas pérdidas y el estado actual de los humedales disponibles en la región.

El crecimiento urbano seguirá ocasionando cambios de uso de suelo hacia la zona norte de la Cuenca en donde posiblemente se concentrará la población del centro del país y en donde se desarrolla el plan para el desarrollo urbano de los 13 municipios asociados al Aeropuerto Internacional Felipe Ángeles (AIFA). Además, se estima un incremento en la superficie urbana (SEDENA, 2019), lo que traerá problemas costosos para el abastecimiento de agua, por lo que se debe priorizar un manejo y aprovechamiento adecuados del recurso hídrico (Martínez-Austria,

2013). Un ejemplo del impacto negativo sobre el recurso hídrico ocurrió en el centro de México durante el 2022. En la zona remanente del Lago de Texcoco se presentó un cambio de uso de suelo con la construcción inconclusa del Nuevo Aeropuerto Internacional de la Ciudad de México (NAICM), que ocasionó un alto crecimiento de la zona urbana y de su población (Romero-Padilla y Hernández-Juárez, 2022).

La explotación del agua ocasiona cambios en los humedales remanentes, tanto su hidrología como las condiciones físicas y químicas del agua (Bautista-Hernández et al., 2008; Mazari-Hiriart et al., 2008). Esto tiene consecuencias en la biodiversidad asociada a estos sitios (Moreno-Casasola, 2008; Morales-Durán y De la Torre-González, 2018) pues muchas especies tienen requerimientos ecológicos altamente dependientes del vital líquido (Cruz-Elizalde et al., 2017). Por consiguiente es necesaria la detección y monitoreo de cuerpos de agua para analizar sus procesos ecológicos e hidrológicos (Zepeda-Gómez et al., 2012; Sandoval et al., 2020).

El presente estudio se enfocó en los siguientes objetivos: (1) Cuantificar los humedales de la Cuenca de México utilizando datos vectoriales de 2013 al 2018 con información topográfica. (2) Realizar un análisis espacial de los humedales utilizando atributos generales del paisaje como el tamaño, distancia entre humedales, y la cobertura de uso de suelo circundante. Debido a la desaparición histórica de los grandes humedales y la alta extracción de agua para abastecer a la Ciudad de México, se espera encontrar una baja disponibilidad de agua con humedales distribuidos hacia la periferia de la ciudad, y se espera que la cobertura de uso de suelo circundante sea principalmente agrícola.

Materiales y métodos

Área de estudio

La Cuenca de México se sitúa en la región centro del país, en la porción centro-oriente de la provincia biogeográfica Faja Volcánica Transmexicana. Sus coordenadas extremas son 98°17' - 99°30' oeste y 19°00' - 20°15' norte y pertenece a la Red Hidrológica 26 Pánuco (SEMARNAT, 2021). Comprende una superficie de 9,600 km² y se integra por la Ciudad de México (CDMX), y los estados de México, Hidalgo, Tlaxcala y Puebla (Aguirre, 2010; Peña-Díaz, 2019). La cuenca es endorreica (esto es, hidrológicamente cerrada), en otras palabras, es una altiplanicie rodeada por sierras de más de 3,000 m de altitud, como el Ajusco al sur, la Sierra Nevada al oriente y la Sierra de las Cruces al poniente, mientras que hacia el norte la limitan las sierras de Tepotzotlán, Patlachique y Santa Catarina (Ezcurra, 2003; Aguirre, 2010).

Debido a su fisiografía, presenta un clima subhúmedo y semiseco templado con una precipitación anual entre 1,200 a 2,000 mm, con una temperatura media anual de 15 °C, con lluvias en verano durante de junio a septiembre, y una mínima precipitación pluvial de 400 mm en invierno (García, 1965; Ortega, 2011).

La vegetación en las zonas montañosas está representada por bosques templados de oyamel, pino, encino, pino-encino y en la parte más baja domina el matorral xerófilo, pastizal inducido, agricultura de riego y temporal y vegetación secundaria arbórea y arbustiva, también se encuentran remanentes de tular (Capa de uso de suelo y vegetación serie VI; INEGI, 2018). La vegetación acuática presenta una cobertura mínima, excepto la laguna de Tecocomulco, en donde la vegetación dominante es el tular, que cubre más del 85 % del espejo de agua (Aguirre, 2010).

Clasificación y caracterización de los humedales

Se realizó la caracterización de los cuerpos de agua presentes en la subcuenca Pachuca – Ciudad de México (CNA, 1998) utilizando datos del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2019) y el programa ArcGis 10.3 (ESRI, 2015). Para caracterizar y clasificar los humedales presentes en la subcuenca, se recopilaron y manejaron el conjunto de datos vectoriales de información topográfica escala 1:50,000 de la serie IV, con información condensada entre los años 2013 a 2018 (INEGI, 2019). Se utilizaron 18 cartas topográficas que cubren la totalidad del área de estudio y se generó un archivo vectorial en el cual se combinaron los polígonos utilizando la herramienta “Unir”. Asimismo, se generó un archivo vectorial de los humedales de acuerdo con el área de la subcuenca mediante la herramienta “Recortar”.

Se aplicaron dos categorías para la clasificación. La primera con base en el tamaño, para ello se estimó la superficie (ha), y el perímetro (km) de cada polígono con el programa ArcGis 10.3 (ESRI, 2015; Cuadro 1). Se agruparon utilizando dos categorías de tamaño: (1) humedales pequeños (esto es, aquellos con una superficie menor a 550 ha) y (2) humedales grandes (es decir, aquellos que presentaron una superficie mayor a las 1,000 ha).

La segunda clasificación se basó en la temporalidad, con dos categorías (1) intermitentes (aquellos sitios con presencia de agua solo en una época del año determinada, principalmente en la temporada de lluvias cuando alcanzan el mayor nivel de agua y pueden ser detectados con mayor facilidad); y (2) perennes (aquellos sitios con presencia permanente de agua).

Para referenciar mejor la distribución espacial de los humedales en la Cuenca, cada uno de los polígonos que representan a los humedales fueron transformados a puntos a partir de

ubicaciones representativas, con la herramienta “Entidad a punto”. Posteriormente, se estimó la distancia de cada polígono al centro histórico de la Ciudad de México, en específico al Zócalo capitalino, esto se realizó con la herramienta “Proximity”. Una vez obtenidas las distancias, los datos se utilizaron para agrupar los polígonos en buffers concéntricos de 5 km con el programa ArcGis 10.3 (ESRI, 2015). Se realizó una regresión lineal simple para determinar la relación entre el número de humedales en cada buffer y su distancia al centro histórico de la Ciudad de México para lo cual se probó la normalidad de los datos con la prueba de Shapiro-Wilks (S-W, p value = 0.20) (Statistica versión 10; StatSoft 2011).

Para analizar la distribución espacial de los humedales pequeños con relación a los humedales grandes y explorar la conectividad espacial entre ellos se generó un área de amortiguamiento de 20 km de radio para cada humedal grande. La dimensión del área de amortiguamiento se eligió por la distancia mínima entre dos humedales grandes con la finalidad de evitar solapamiento. En cada una de las áreas de amortiguamiento, se realizó el conteo de humedales pequeños, utilizando la herramienta “Separar”, después se estimó la distancia promedio entre cada humedal pequeño respecto al humedal grande más cercano. Este procedimiento se realizó con la herramienta “Distancia de puntos” (km). Se utilizó estadística descriptiva para la presentación de estos resultados.

Finalmente, se utilizó la capa vectorial del continuo nacional del uso de suelo y vegetación serie VI (INEGI, 2017), de la cual se obtuvo la clasificación del uso de suelo para cada una de las zonas de amortiguamiento con la herramienta “Recortar”. Se seleccionaron todos los humedales que tuvieron una superficie mayor a 10 ha ($n = 38$), y se estableció una zona buffer de 1,000 m de diámetro a cada sitio para cuantificar la cobertura de uso de suelo circundante (Tabla 1).

Tabla 1. Características evaluadas de los humedales presentes en la Cuenca de México con superficie mayor a 10 ha ($n= 38$).

Cobertura	Clave (unidad)	Descripción
Superficie	SUPE (ha)	Área total del humedal.
Perímetro	PERI (km)	Longitud de borde y/o el límite.
Vegetación nativa	VENA (ha)	Área cubierta por bosque templado y matorral.
Vegetación secundaria	VESE (ha)	Área cubierta por vegetación herbácea y arbustiva propia del proceso de sucesión secundaria.
Urbana	URBA (ha)	Área impermeable con zonas habitacionales, edificios, construcciones, caminos y carreteras.
Agrícola	AGRI (ha)	Área de cultivo de maíz, frijol, alfalfa, cebada.

Resultados

Los humedales en la Cuenca de México cubren el 2.21 % de la superficie total de la cuenca, y están conformados por 1,147 humedales (Figura 1). Hidalgo tiene el mayor número de humedales ($n = 482$), seguido por el Estado de México ($n = 433$), Tlaxcala ($n = 195$), CDMX ($n = 33$) y Puebla ($n = 4$; Figura 1).

La mayoría de los humedales se clasificaron como pequeños ($n = 1,143$) con superficies que variaron desde 0.02 ha hasta 526.24 ha (promedio de 3.23 ha; Figura 1; Tabla 2). Los humedales grandes presentaron superficies que oscilaron entre 1,815.57 y 10,766.38 ha (promedio de 4,402.80 ha). Los humedales grandes ocuparon el 82.65 % de la superficie total de humedales disponibles en la Cuenca, entre ellos se encuentran los remanentes de los grandes lagos de la zona distribuidos en el Estado de México (Texcoco y Zumpango), CDMX (Xochimilco) e Hidalgo (Tecomulco) (Figura 2).

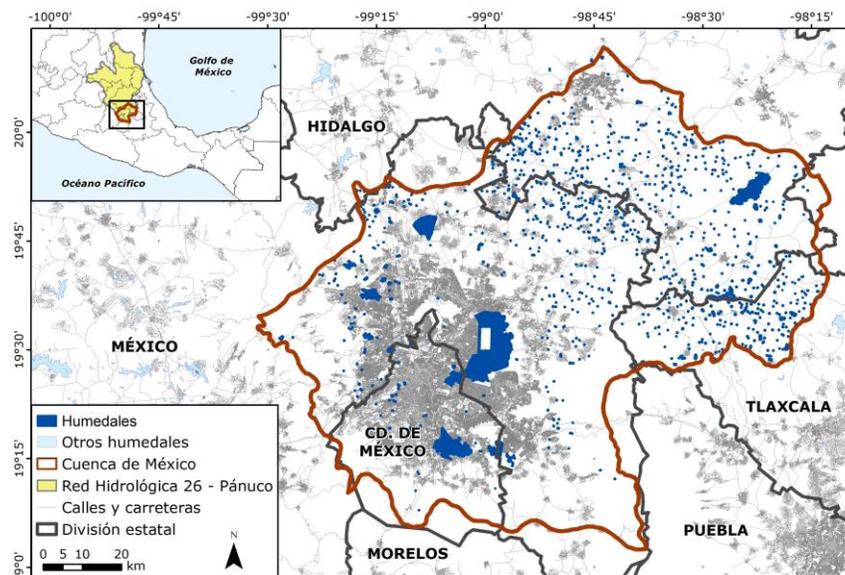


Figura 1. Distribución espacial de humedales en la Cuenca de México, a partir de información topográfica escala 1:50,000 de la serie IV, con información condensada entre los años 2013 a 2018 (INEGI, 2019).

En términos de estacionalidad, la mayoría de los humedales fueron clasificados como intermitentes ($n = 1,074$; Tabla 2) ya que dependen de la temporada de lluvias para mantener un nivel de agua adecuado. En conjunto, éstos constituyen el 84.46 % del total de los humedales de la cuenca (Figura 2), y están representados por extensiones agrícolas inundables, siendo la Zona Federal del Lago de Texcoco la de mayor superficie. Por otra parte, la superficie restante

corresponde a humedales perennes (n = 73; 15.53 %; Tabla 2) que son utilizados para el almacenamiento de agua, como presas o vasos reguladores, siendo Zumpango el de mayor tamaño para esta categoría.

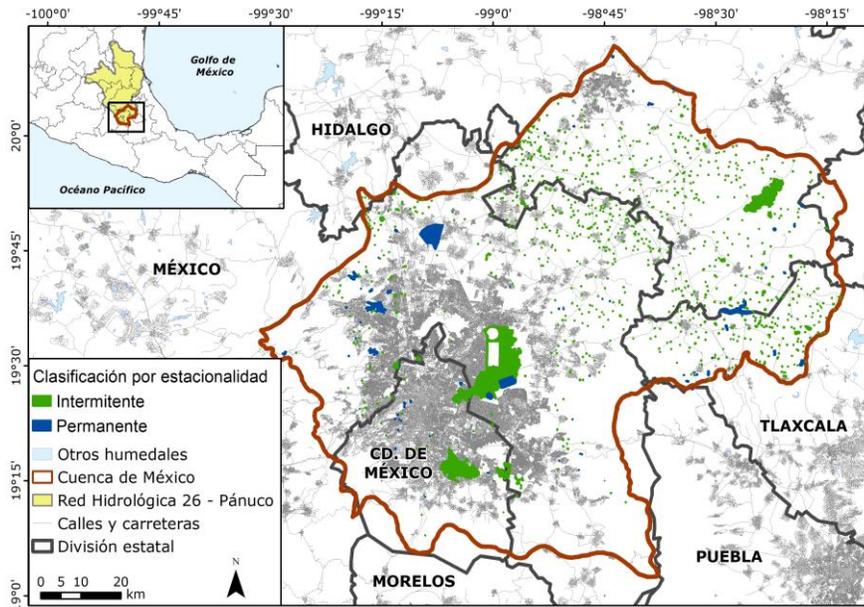


Figura 2. Distribución espacial de los humedales en la Cuenca de México con base en su estacionalidad, a partir de información topográfica escala 1:50,000 de la serie IV, con información condensada entre los años 2013 a 2018 (INEGI, 2019).

Los resultados de la regresión lineal mostraron una relación positiva y significativa entre el número de humedales y la distancia al centro histórico de la Ciudad de México, es decir, el número de humedales incrementa conforme incrementa la distancia al centro histórico ($r^2 = 0.80$; $p = 0.001$). El humedal más cercano se localiza a una distancia de 3.15 km y el más lejano a 108.46 km. La mayor concentración (n = 946) ocurrió a partir de los 60 km de distancia del centro de la Ciudad de México. Respecto a la distribución espacial y la conectividad entre los humedales pequeños y grandes, se encontró que Tecocomulco presenta mayor adyacencia con los humedales pequeños, al contar con un mayor número de cuerpos de agua pequeños a su alrededor (n = 147), seguido de Zumpango (n = 102), Texcoco (n = 51) y Xochimilco (n = 40).

Tabla 2. Características espaciales generales de los humedales de la Cuenca de México (media \pm error estándar).

	Pequeños		Grandes	
	Área (ha)	Perímetro (km)	Área (ha)	Perímetro (km)
Intermitentes (n = 1,073)	2.05 \pm 17.18 (n = 1 070)	0.41 \pm 0.79	5,265.21 \pm 4,764.51 (n = 3)	60.68 \pm 32.39
Perennes (n = 74)	20.47 \pm 76.05 (n = 73)	2.00 \pm 4.78	1,815.57 (n = 1)	18.14

El uso de suelo de las áreas que rodean a los humedales estuvo mayormente relacionado con actividades humanas como la agricultura y urbanización (Figura 3). En el 47 % de los humedales pequeños la cobertura de uso de suelo dominante fue la agrícola. Estos sitios estuvieron rodeados de entre 52 % y 100 % de este tipo de cobertura. El 53 % restante presentó un paisaje circundante heterogéneo con coberturas agrícola y urbana. Por otra parte, en los cuerpos de agua grandes, la cobertura urbana tuvo mayor influencia. Por ejemplo, Xochimilco presentó un 70 % de cobertura urbana a su alrededor, seguido de Texcoco con un 60 %, Zumpango un 25 % y por último Tecocomulco (3 %). Asimismo, se encontró que la vegetación nativa fue la menos representada alrededor de los cuerpos de agua grandes, siendo Tecocomulco el de mayor cobertura de vegetación nativa con un 23 %, seguido de Texcoco con 12 %, Xochimilco con 5 % y Zumpango con 4 %.

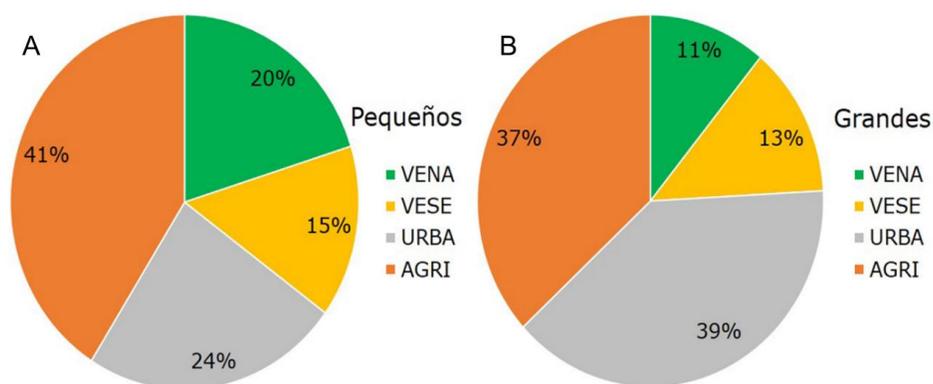


Figura 3. Coberturas de uso de suelo de los humedales de la Cuenca de México. A) Humedales pequeños. B) Humedales grandes. Calculadas con información vectorial del continuo nacional del uso de suelo y vegetación de INEGI (2018), serie VI. (VENA= Vegetación nativa VESE= Vegetación secundaria, URBA= Urbana y AGRI= Agrícola).

Discusión

De acuerdo con este estudio, en la Cuenca de México la mayoría de los humedales identificados y cuantificados fueron pequeños e intermitentes, mientras que los grandes representaron una minoría, los cuales corresponden a relictos de los grandes lagos del Valle de México. De estos últimos, Tecocomulco, Texcoco y Xochimilco fueron clasificados como intermitentes, y dependen de las precipitaciones en la temporada de lluvias. En contraste, Zumpango que también es un humedal grande, se clasificó como perenne y funciona principalmente como receptor de aguas grises de acuerdo con Peña-Díaz (2019). Sin embargo, debido a las condiciones actuales que presenta, más adelante en el documento, se plantea su reclasificación en la categoría de estacional.

En otras partes de México se ha estudiado de manera similar la disponibilidad del recurso hídrico a través de inventarios, y se reconoce que los humedales están conformados en su mayoría por sitios pequeños, de superficies entre 1 y <50 ha (Salinas et al., 2002; Ortega, 2011; Brena-Zepeda et al., 2012), lo que concuerda con los resultados del presente estudio. Esto puede ser consecuencia de la necesidad del almacenamiento de agua en áreas que presentan alta demanda del recurso para uso agropecuario.

El uso de suelo circundante a los humedales es heterogéneo, aunque con una tendencia a un mayor porcentaje de coberturas de uso de suelo agrícola y urbano, lo que sugiere que están sometidos a presiones por actividades antropogénicas. Diversos estudios señalan que existe influencia de actividades humanas, y que los humedales están, en su mayoría, rodeados por pastizales y campos agrícolas, con una mínima cobertura de vegetación nativa, incluyendo la vegetación acuática (Salinas et al., 2002; Brena-Zepeda et al., 2012; Estrada-Loreto et al., 2013).

Los humedales grandes almacenan y suministran la mayor cantidad del recurso hídrico a la población en el centro de México. Para esta zona la pérdida de los grandes humedales ha llamado la atención de especialistas quienes han estudiado los cambios temporales y su relación con el crecimiento de la población (Gutiérrez de MacGregor y González-Sánchez, 2010). También se han hecho estudios de interés ecológico, y se reconoce la relevancia de estos sitios para la vida silvestre que albergan (Pineda-López et al., 2010; Alcántara-Carbajal et al., 2019).

El crecimiento de las ciudades está provocando la desaparición y deterioro de todo tipo de humedales (Saldaña-Fabela et al., 2011) lo que resulta en zonas no aptas para la conservación de su componente biótico. A largo plazo se espera que tampoco serán viables para uso agropecuario

y otras actividades productivas (Morales-Durán y De la Torre-González, 2018) por la desecación y contaminación.

Debido a la importancia que tiene el agua, sobre todo en una zona semiárida en donde el almacenamiento es esencial para el desarrollo, son necesarios los esfuerzos de estudiarlos con un enfoque regional. Ortega (2011), por ejemplo, determinó que existe disponibilidad limitada en Hidalgo, específicamente en la porción sur de la entidad, una zona semiárida dominada por la presencia de vegetación de pastizal y matorral, y en donde el agua se utiliza esencialmente en la agricultura (Bautista-Hernández et al., 2008; López-Hernández et al., 2010).

No obstante, en esta región se desarrolla el Programa Territorial Operativo de la Zona Norte del Valle de México, zona que presenta un acelerado crecimiento demográfico (SEDATU, 2020). Por lo que, la disponibilidad de cuerpos de agua en la región podría verse comprometida.

No sólo los cuerpos de agua intermitentes llegan a secarse en la temporada de estiaje, ya que en algunas ocasiones los perennes también presentan fluctuaciones en sus niveles de inundación como resultado de cambios en la precipitación y sobre todo por el tipo de manejo hidráulico que presentan. Por ejemplo, Zumpango en los últimos 10 años ha presentado bajos niveles de agua en tres ocasiones, primero entre los años 2014 y 2015 cuando se secó por completo, un segundo periodo de sequía ocurrió entre 2019 y 2020 con una cobertura del espejo de agua del 10 % (*obs per.*) y el periodo más reciente durante los años 2023 y 2024 con una desaparición total del espejo de agua, lo que sugiere que podría reclasificarse como intermitente.

En distintos humedales de la Cuenca de México se presenta la misma situación por lo que se debería realizar una reclasificación, siendo que la mayoría están secos y dependen de la temporada de lluvias. Es importante mencionar que las fluctuaciones en los niveles de agua ocasionan a su vez cambios en sus condiciones fisicoquímicas (Mazari-Hiriart et al., 2008) por lo que es necesario evaluarlas también.

Se ha sugerido que los humedales degradados tienen menor capacidad de respuesta ante modificaciones en su hidropereodo, es decir, debido a las fluctuaciones en el nivel de agua y la frecuencia de inundación, pierden la capacidad de funcionar como esponjas para retener y filtrar el exceso de agua (Moreno-Casasola, 2008). Por esta razón, su manejo requiere de estrategias y políticas económicas, sociales y ambientales que consideren su caracterización, protección y restauración para lograr el uso racional del recurso hídrico (Brena-Zepeda et al., 2012).

Desafortunadamente, los remanentes de los grandes lagos presentan fuertes presiones antropogénicas. Por ejemplo, en la Zona Federal del Ex Lago de Texcoco (ZFELT), que aporta la mayor extensión de disponibilidad de agua en la Cuenca, se desarrolla el Parque Ecológico Lago de Texcoco con espacios de uso público. Si hubiese un cambio en su cobertura de uso de suelo, se perdería el 49 % de la superficie de cuerpos de agua de la Cuenca de México. Razón por la cual se debe priorizar el mantenimiento de los servicios ecosistémicos y la conservación de la riqueza biológica con un adecuado manejo (Alcántara et al., 2019).

Almacenar agua donde es escasa es el resultado de la creación de humedales artificiales, y es una alternativa que se está implementando en la actualidad. Es preciso que en la zona de estudio se establezcan obras hidráulicas con la finalidad de retener líquido no sólo en la temporada de estiaje, sino que retengan más tiempo el agua. A su vez, los cuerpos de agua deben ser planeados como medida de mitigación ante eventos climáticos adversos como sequías prolongadas o inundaciones. De esta forma, los humedales artificiales pueden, además, funcionar bajo las condiciones adecuadas como sitios de conservación de flora y fauna, así como presentar beneficios para uso productivo en la región (López-Hernández et al., 2010; Portes-Vargas, 2011). De igual forma se debe evaluar su funcionamiento como un hábitat para la biodiversidad a corto y mediano plazo.

Es necesario realizar análisis temporales y estudiar los niveles que presentan los humedales en diferentes épocas del año (Zepeda-Gómez et al., 2012; Estrada-Loreto et al., 2013). El seguimiento temporal del recurso hídrico es importante para lograr un manejo y gestión que permitan su uso sustentable (Brena-Zepeda et al., 2012).

Además, se debe monitorear la calidad del agua y adoptar estrategias de mitigación ante la contaminación por las descargas de aguas residuales de origen doméstico e industrial (Peña-Díaz, 2019), pues existen problemas de eutrofización (López-Hernández, 2010). El alto contenido de nutrientes eleva la producción de algas y a su vez se modifican las comunidades bióticas (Granados-Sánchez et al., 2013). También debe regularse el uso de los fertilizantes e insecticidas utilizados en las actividades agrícolas que se realizan al interior o cerca de los humedales, ya que tienen repercusiones ambientales importantes (Salmerón, 2010; Granados-Sánchez et al., 2013; Morales-Durán y De la Torre-González, 2018).

Es recomendable que el desarrollo urbano incluya una planeación basada en investigación para lograr un equilibrio entre las actividades humanas y el desarrollo, sobre todo en un área

como la Cuenca de México. Los humedales grandes son escasos en regiones donde dominan las actividades humanas, sin embargo, aquellos que aún están disponibles cumplen diferentes funciones para los humanos, en especial en zonas en donde se presenta un alto grado de estrés hídrico, que pone a las sociedades en alerta ante un panorama desolador del recurso hídrico.

En conclusión, este estudio permitió mostrar la baja disponibilidad de humedales en la Cuenca de México. La mayoría de los sitios son pequeños, intermitentes, están asociados a actividades agrícolas y están alejados del centro de la Ciudad de México. Si bien, los humedales pequeños son más numerosos, sólo constituyen el 19 % de la superficie total de los cuerpos de agua. Los humedales grandes representan la mayor disponibilidad (81 % de la superficie total de los cuerpos de agua), aunque siguen siendo mayormente intermitentes y están rodeados por cobertura urbana. Aun cuando la creación de humedales se está convirtiendo en una solución ante la crisis hídrica en la Ciudad de México, se están creando cuerpos de agua pequeños. Ante la limitada disponibilidad y la configuración en la región, se abre paso a desafíos y oportunidades para realizar diversos estudios.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca de doctorado otorgada al primer autor (Número de beca 665390). Al Programa de Doctorado en Ciencias en Biodiversidad y Conservación de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

Referencias

- Aguilar, A., y R. H. Pérez, (2007). La contaminación agrícola del agua en México: retos y perspectivas. *Problemas de Desarrollo Revista Latinoamericana de Economía*, 39, 205-215.
- Aguirre, R. (2010). Estudios sobre los remanentes de cuerpos de agua en la Cuenca de México. México, Instituto de Geografía, UNAM. México.
- Alcántara-Carbajal, J. L., Escalante-Pliego, P., Ramírez-Bastida, P., y Salazar-Dreja, A. (2019). Plan de gestión para la conservación de las aves en Texcoco. México.
- Ayanegui-Suárez, J., y Suárez-López, J. L. (1986). Macrosistema de distribución de agua potable en el valle Cuauhtitlán-Texcoco. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 1(2), 52-57.
- Bautista-Flores, J., y Galindo-Escamilla, E. (2021). Crecimiento urbano y desecación de pequeños humedales artificiales. En: Galindo-Escamilla, E., y Rodarte-García, R. (Ed.),

- Pachuca y su relación campo-ciudad, tierra, agua y agricultura en los siglos XX y XXI (pp. 59-68). Pachuca de Soto, Hidalgo: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. México.
- Bautista-Hernández, C. E., Hernández-Hernández, D. L., Pulido-Flores, G., y Monks, S. (2008). Lago de Tecocomulco. En: Pulido Flores, G., Monks, S., Miranda, R., y Galicia, D. (eds.). Estudios científicos en el Lago de Tecocomulco, Hidalgo y zonas aledañas (pp. 15-22). Hidalgo: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México.
- Brena-Zepeda, J. E., Castillo-Romano, C., Castillo-Campos, G., Pale-Pale, J., y Moreno-Casasola, P. (2012). Inventario y caracterización de humedales en la Cuenca del Río Papaloapan, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 3(2), 131-139.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). (2012). Atlas del agua en México. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.
- CNA (Comisión Nacional del Agua). (1998). Subcuencas hidrológicas, escala 1:240,000. Secretaría de Recursos Hidráulicos, Jefatura de Irrigación y control de Ríos, Dirección de Hidrología. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Cruz-Elizalde, R., Ramírez-Bautista, A., Aguillón-Gutiérrez, D., Magno-Benitez, I., y Hernández-Austria, R. (2017). Principales amenazas para la biodiversidad y perspectivas para su manejo y conservación en el estado de Hidalgo: El caso de los anfibios y reptiles. En: Ramírez-Bautista, A., Sánchez-González, A., Sánchez-Rojas, G., y Cuevas-Cardona C. (Ed.), Biodiversidad del estado de Hidalgo (pp. 577-606). Pachuca de Soto: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México.
- ESRI (2015). ArcGIS Online. Software para crear y compartir mapas. [Software]. Recuperado de <https://www.esri.com/es-es/arcgis/products/arcgis/>
- Estrada-Loreto, F., Barba-Macías, E., y Ramos-Reyes, R. (2013). Cobertura temporal de los humedales en la Cuenca del Usumacinta, Balancán, Tabasco, México. *Universidad y Ciencia Trópico Húmedo*, 29(2), 141-151.
- Ezcurra, E. (2003). De las chinampas a la Megalópolis. El medio ambiente en la cuenca de México. México: Fondo de Cultura Económica. México.
- García, E. (1965). Distribución de la precipitación en la Republica Mexicana. Publicaciones del Instituto de Geografía, UNAM. México.
- Granados-Sánchez, D., Hernández-García M. A., y López-Ríos, G. F. (2013). La cuenca hidrológica unidad de manejo. Universidad Autónoma de Chapingo. México.

- Gutiérrez de MacGregor, M., y González-Sánchez, J. (2010). Evolución del crecimiento espacial de la Ciudad de México en relación con las regiones geomorfológicas de la Cuenca de México. En: Raúl, A. (Ed.), Estudios sobre los remanentes de cuerpos de agua en la Cuenca de México (pp. 15-40). México: Instituto de Geografía de la UNAM, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2018). Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación serie VI (capa unión), escala 1:250,000. Instituto Nacional de estadística y Geografía. México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2019). Conjunto de Datos Vectoriales de Información Topográfico. 1:50.000. Serie 2019. F14D81 Pachuca, F14D82 Tulancingo, E14A19 Zumpango, E14B11 Tizayuca, E14B12 Sahagún, E14B13 Chignahuapan, E14A28 Villa del Carbón, E14A29 Cuautitlán, E14B21 Texcoco, E14B22 Apan, E14B23 Tlaxco, E14A38 Toluca de Lerdo, E14A39 Ciudad de México, E14B31 Chalco, E14B32 Mariano Arista, E14A49 Milpa Alta, E14B41 Amecameca de Juárez y E14B42 Huejotzingo. Sistema Nacional de Información. Estadística y Geográfica (SNIEG).
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Censo de Población y Vivienda). (2020). Consultado el 26 de enero de 2023.
- López-Hernández, M., Ramos-Espinosa, M. G., Martínez-Cruz, P., y Flores-Macías, A. (2010). Eutroficación y restauración de la calidad del agua de los canales de Xochimilco. En: Raúl, A. (Ed.), Estudios sobre los remanentes de cuerpos de agua en la Cuenca de México (pp. 41-54). México: Instituto de investigaciones geográficas de la UNAM, México.
- Martínez-Austria, P. F. (2013). Los retos de la seguridad hídrica. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 4(5), 165-180.
- Mazari-Hiriart, M., Ponce-de León, S., López-Vidal, Y., Islas-Macías, P., Amieva-Fernández, R., y Quiñones-Falconi, F. (2008). Microbiological implications of periurban agriculture and water reuse in Mexico City. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 3(5), 1-8. DOI:10.1371/journal.pone.0002305.
- Morales-Durán, N., y De la Torre-González, A. (2018). Estudio de la calidad del agua bacteriológica y parámetros fisicoquímicos del agua del Distrito de Riego 023. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 9(1), 53-67. DOI: 10.24850/j-tyca-2018-01-04.
- Moreno-Casasola, P. (2008). Los humedales en México: tendencias y oportunidades. *Cuadernos de biodiversidad*, 28(1), 10-18.

- Ortega, B. A. (2011). Caracterización del recurso hídrico en el estado de Hidalgo. En: Acosta-Mireles, M., Arellano-Islas, S., Berra-Luna, F., Buendía-Rodríguez, E., Chávez-Mejía, A., Flores-Ayala, E., Galindo-Castillo, E., Herrera-Olozagaste, A., Jiménez-Cisneros, B., Ortega-Marín, B. A., Peña-García, A., Portes-Vargas, L., Santillán-Arias, A., Torres-Lima, P., y Zuria. I. (Ed.), Agua y medio ambiente (pp. 11-30). El Colegio del Estado de Hidalgo, México.
- Peña-Díaz, S. (2019). Condiciones hídricas en la cuenca del Valle de México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 10(2), 98-127. DOI: 10.24850/j-tyca-2019-02-04.
- Pineda-López, R., Febvre, N., y Martínez, M. (2010). Importancia de proteger pequeñas áreas periurbanas por su riqueza avifaunística, el caso de Mompaní, Querétaro, México. *Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología*, 11(2), 69-80.
- Portes-Vargas, L. (2011). El recurso agua en el estado de Hidalgo: nuestro futuro cercano. En: Acosta-Mireles, M., Arellano-Islas, S., Berra-Luna, F., Buendía-Rodríguez, E., Chávez-Mejía, A., Flores-Ayala, E., Galindo-Castillo, E., Herrera-Olozagaste, A., Jiménez-Cisneros, B., Ortega-Marín, B. A., Peña-García, A., Portes-Vargas, L., Santillán-Arias, A., Torres-Lima, P., y Zuria. I. (Ed.), Agua y medio ambiente (pp. 31-57). El Colegio del Estado de Hidalgo, México.
- Ramírez-Hernández, R. (2021). Zona Metropolitana de la Ciudad de México: crecimiento y expansión 2040. Prospectiva territorial usando modelos de simulación urbana. México, UNAM, México.
- Rodríguez-Medina, K., Moreno-Casasola, P., y Yañez-Arenas, C. (2017). Efecto de la ganadería y la variación estacional sobre la composición florística y la biomasa vegetal en los humedales de la costa centro oeste del Golfo de México. *Acta Botanica Mexicana*, 119(79), 79-99.
- Romero-Padilla, A. y Hernández-Juárez, M. (2022). Cambio de uso de suelo por la construcción del NAICM en Texcoco, Estado de México. *Terra Latinoamericana*, 41, 1-15 e1608.
- Saldaña-Fabela, M., Días-Pardo, E., y Gutiérrez-Hernández, A. (2011). Diagnóstico de la calidad del agua en un sistema de embalses en cascada, Cuenca del Río San Juan, Querétaro, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 2(3), 115-126.
- Salinas, W. E., Treviño, E. J., Jaramillo, J. G., y Campos, J. A. (2002). Identificación y clasificación de humedales interiores del estado de Tamaulipas por percepción remota y

sistemas de información geográfica. Investigaciones Geográficas Boletín del instituto de Geografía, 49,(1), 74-91.

Salmerón, O. (2010). Análisis espectral del lago de Chalco. En: Aguirre, R. (Ed.), Estudios sobre los remanentes de cuerpos de agua en la Cuenca de México (pp. 77-90). México: Instituto de Geografía, UNAM.

Sandoval, S., Escobar-Flores, J., y Sánchez-Ortíz, E. (2020). Inventario de cuerpos de agua de la Sierra Madre Occidental (México) usando SIG y percepción remota. Investigaciones Geográficas, Instituto de Geografía, 102(1), 1-12. DOI: 10.14350/ig.59975.

SEDATU (Secretaría de Desarrollo Agrario, Territorial y Urbano). (2020). Programa-Territorial Operativo de la Zona Norte del Valle de México con énfasis en el Proyecto Aeroportuario de Santa Lucía. México.

SEDENA (Secretaría de la Defensa Nacional). (2019). Manifestación de impacto ambiental modalidad regional, del proyecto construcción de un aeropuerto mixto civil militar con capacidad internacional en la Base Aérea Militar no. 1, su interconexión con el aeropuerto internacional de la ciudad de México. México: Instituto de Ingeniería UNAM. México.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2021). Regiones hidrológicas administrativas. Atlas Digital Geográfico: Recuperado de <http://gisviewer.semarnat.gob.mx/aplicaciones/Atlas2015/agua>

STATISTICA, StatSoft. (2011). Software para el cálculo y análisis estadístico [Software]. Recuperado de <https://statistica.software.informer.com/13.0/>

Toscana, A., y Nieves, M. (2018). crecimiento urbano y desarrollo inmobiliario en Texcoco: dinámica metropolitana en México. Revista Latinoamericana e Caribenha de Geografía y Humanidades, 1(2), 41-57. DOI: 10.26512/patryter.v1i2.9311.

Vega-López, E. (2018). Presiones hídricas, amenazas climáticas y pérdidas de biodiversidad en México: agenda y políticas inaplazables del nuevo gobierno. Journal of Economic Literature, 16(46), 126-135.

Zepeda-Gómez, C., Nemiga, X., Lot-Helgueras, A., y Madrigal-Urbe, D. (2012). Análisis del cambio de uso del suelo en las Ciénegas de Lerma (1973-2008) y su impacto en la vegetación acuática. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, 78(1), 48-61.

Capítulo 2.

¿Un humedal grande o un conjunto de humedales pequeños? Una evaluación para la conservación de las aves acuáticas migratorias en el centro de México

¿A single large or several small wetlands? An evaluation for the conservation of migratory waterbirds in central Mexico

¿Un humedal grande o un conjunto de humedales pequeños? Una evaluación para la conservación de las aves acuáticas migratorias en el centro de México

¿Single large or several small wetlands? An evaluation for the conservation of migratory waterbirds in central Mexico

Resumen

La pérdida de los humedales en el mundo ha ocasionado la disminución de las poblaciones de aves acuáticas migratorias. La clave para su conservación es mantener sus hábitats de invernada, pero aún existe controversia sobre el efecto del tamaño del humedal en la conservación de especies. El estudio de la diversidad con énfasis en la diversidad beta puede aportar información para plantear estrategias de conservación y contribuir al debate SLOSS (*Single Large or Several Small*). Cuando el componente recambio de beta es dominante, se sugiere que diferentes sitios necesitan protección, y estos pueden ser áreas pequeñas. Por otro lado, cuando el componente anidamiento de la diversidad beta es dominante, se debe proteger un sitio grande. Se estudiaron nueve humedales con diferente tamaño en el centro de México para investigar si la riqueza y abundancia de especies de aves acuáticas migratorias están asociadas con el tamaño del humedal. Se analizó la diversidad alfa y beta a través de sus componentes en las comunidades de aves acuáticas migratorias entre humedales. Se encontró un total de 43 especies de aves acuáticas migratorias. La riqueza de especies y la abundancia de aves se asociaron positivamente con el tamaño del humedal. El análisis de diversidad beta mostró que el componente dominante fue el anidamiento, lo cual sugiere que es conveniente conservar los humedales grandes, pues se incluye la mayoría de las especies. Sin embargo, es posible observar una gran riqueza de especies también en humedales pequeños, por lo que destacamos la importancia de mantener los humedales grandes que proporcionan sitios de descanso y ayudan a la conservación de la biodiversidad en la región.

Palabras clave: humedales antropizados, diversidad beta, SLOSS, aves playeras, riqueza de especies, conservación

Abstract

The loss of wetlands in the world has caused the decline of migratory waterbirds. The key to their conservation is to maintain their wintering habitats, but the effect of the size of the wetland on species conservation has yet to be determined. Diversity studies with emphasis on beta diversity can provide information in order to propose conservation strategies and contribute to the SLOSS debate (*Single Large or Several Small*). When turnover is dominant, it is suggested that different sites need protection and these may be small areas, in contrast, when the nestedness component of beta diversity is dominant, a large site should be protected. We sampled nine wetlands with different sizes (10 – 2,600 ha) in central Mexico to investigate whether wetland size is associated with species richness of migratory waterbirds. Alpha and beta diversity were analyzed through its components between wetlands. A total of 43 waterbird migratory species were found. Wetland size was positively associated with species richness and abundance. The results showed that beta diversity was mainly dominated by nestedness, and the results suggest that waterbird conservation in this region should focus on single large wetlands. It is important to maintain a large wetlands that provide resting and feeding sites for waterbirds and to conserve biodiversity in the region.

Key words: anthropized wetlands, beta diversity, SLOSS, shorebirds, species richness, conservation

Introducción

Los humedales son ecosistemas importantes que brindan numerosos servicios ecosistémicos, ya sea de aprovisionamiento (obtención de agua y alimento, regulación del clima, mejora de la calidad de aire y agua, y protección contra inundaciones), de soporte (productividad y reciclaje de nutrientes) y culturales (recreación y educación; Blackwell y Pilgrim, 2011; Horwitz y Finlayson, 2011; Mitsch et al., 2015). Asimismo, los humedales se caracterizan por mantener una alta riqueza de especies (Keddy, 2010; RAMSAR, 2016) y son apreciados por ser zonas de alta biodiversidad (EEM, 2005).

Hoy en día se sabe que los humedales son uno de los ecosistemas mayormente afectados por actividades humanas, como la agricultura y la urbanización (Newton et al., 2020), lo que ha ocasionado la pérdida del 70 % de su cobertura natural en el mundo (Mitsch y Gosselink, 2015; RAMSAR, 2018; SCR 2018). A esta disminución debemos sumar la constante demanda de agua y la extracción de los recursos naturales, lo que genera presiones antropogénicas que llevan a su transformación, perturbación (Mitsch y Gosselink, 2015; Newton et al., 2020) y, por ende, cambios en las comunidades biológicas que los habitan (Edge et al., 2017).

Para las aves acuáticas, los humedales tienen un papel clave en su ciclo de vida, siendo las especies acuáticas migratorias las más vulnerables, y en especial aquellas que siguen rutas migratorias continentales (Skagen et al., 2008). Se sabe que más de la mitad de sus poblaciones ha disminuido en el mundo (BirdLife International, 2022) y esto se debe al deterioro y desaparición de los hábitats de descanso (Skagen et al., 2008; Mitsch y Gosselink, 2015). Pero los efectos son distintos para los diferentes grupos de aves acuáticas, ya que se ha visto que las poblaciones de algunos grupos han incrementado, por ejemplo, a nivel mundial las poblaciones de patos han incrementado un 34 %; en contraste, las poblaciones de aves playeras han disminuido un 33 % (BirdLife International, 2022).

En América Latina el estado de las aves playeras ha sido pobremente evaluado (WHSRN, 2023), aunque existen algunos estudios notables (Galindo-Espinosa y Palacios 2015; Muñoz-Salas *et al.* 2023). A pesar de que algunas especies se han visto favorecidas, la mayoría están desapareciendo a un ritmo acelerado, por esta razón, es esencial su estudio y la protección de sus hábitats (Skagen et al., 2008), incluyendo los sitios que requieren para su alimentación y descanso dentro de sus principales rutas de migración.

Particularmente por el territorio mexicano pasan tres rutas principales de migración de aves: la ruta del Pacífico y la del Golfo de México, que congregan los mayores números en riqueza y abundancia de aves acuáticas migratorias (Mellink et al., 2018), y la ruta migratoria del centro, que cruza el interior del país. En esta zona se presenta una baja cantidad y disponibilidad de agua para las aves migratorias, así como condiciones climáticas semisecas (SEMARNAT, 2009), y al mismo tiempo se observa una alta degradación de los ecosistemas resultado del crecimiento urbano y la expansión de la agricultura. Debido a lo anterior, los humedales que se encuentran sobre esta ruta son escasos; por ejemplo, en la región centro del país que corresponde a la Cuenca de México se estima que apenas el 2 % de superficie corresponde a humedales, los cuales albergan un importante número de aves acuáticas migratorias en esta región.

Para mantener las poblaciones de aves acuáticas migratorias se requieren planes que permitan la protección y/o creación de humedales en sus rutas de migración (Gallego y Atienza, 2011). Por ejemplo, en el norte de la India se ha visto que todos los humedales, grandes y pequeños, pueden albergar una importante diversidad de aves, incluso aquellos en donde se desarrollan actividades humanas, como terrenos de cultivo inundados y estanques de almacenamiento de agua para el riego (Sundar y Kittur, 2013). Sin embargo, en norte y Centroamérica todavía hacen falta estudios que evalúen la relación entre la riqueza y abundancia de aves acuáticas migratorias considerando el tamaño de los humedales y los usos que se les dan.

Las estrategias de conservación para crear nuevos hábitats o mantener los existentes deben considerar si es mejor tener un parche grande de hábitat o un conjunto de parches pequeños que comprendan la misma superficie total. Históricamente, el debate SLOSS (*Single Large or Severall Small*) se centró en que el tamaño del hábitat debería priorizarse para proteger una mayor biodiversidad, es decir, conservar sitios de mayor superficie, ya que los parches pequeños fueron considerados menos favorables por albergar menos especies (SL>SS) (Diamond, 1976).

El debate sigue vigente y se ha hecho hincapié en el valor que tienen varios parches pequeños al resguardar un mayor número de especies (SS>SL), sin menospreciar el valor que tienen los parches grandes para la biodiversidad (Fahrig et al., 2022), principalmente en regiones dominadas por humanos, ya que algunos paisajes antropizados pueden mantener un gran número de remanentes pequeños de hábitat. La evidencia indica que en paisajes antropizados un conjunto de parches pequeños contribuye con una mayor riqueza de especies al compararlos con un parche grande (Arroyo-Rodríguez et al., 2022; Fahrig et al., 2022; Riva y Fahrig, 2022a, 2022b).

El debate SLOSS se postuló utilizando la riqueza de especies como principal unidad de medición (Quinn y Harrison, 1988). En términos de conservación, la identidad de las especies es muy relevante, porque además de pensar en proteger tantas especies como sea posible, se deben considerar especies raras o globalmente amenazadas (Tjørve, 2010). Además, es necesario considerar la abundancia y la composición de especies en los diferentes humedales a nivel regional. Algunos autores proponen mantener los denominados sitios beta-diversos (Fahrig et al., 2022), pero primero, se deben reconocer cuáles son estos sitios, conocer cuál es su valor para la diversidad y si la diversidad beta disminuye o incrementa con las actividades humanas.

El objetivo de este trabajo fue evaluar cómo se relaciona la riqueza y abundancia de aves acuáticas migratorias con el tamaño de los humedales en la región norte de la Cuenca de México. Se analizó si un solo humedal grande o un conjunto de humedales pequeños albergan una mayor riqueza de aves acuáticas migratorias y se evaluó el cambio en la composición de especies entre sitios calculando la diversidad beta y sus componentes para explicar la disimilitud entre sitios. Para contribuir a la conservación de la avifauna acuática migratoria en la región centro de México, se busca determinar cuál estrategia es más apropiada ($SL > SS$, $SS > SL$). Se espera que los sitios grandes alberguen más especies ($SL > SL$), y que el componente anidamiento de la diversidad beta sea dominante. En este caso, se puede sugerir la protección de un humedal grande ($SL > SS$). En caso contrario, si el componente dominante es el recambio entonces podremos sugerir que se proteja el conjunto de humedales pequeños ($SS > SL$).

Métodos

Área de estudio.

El presente estudio se realizó en la zona norte de la Cuenca de México, entre dos ciudades en crecimiento, al norte de la ciudad de México y al sur de la ciudad de Pachuca (Fig. 1). La precipitación anual varía entre los 1,200 a 2,000 mm, con una temperatura media anual entre los 12 y 18 °C, que caracteriza a los climas semisecos (García, 1960). Se sabe que el crecimiento de las ciudades es una de las principales causas que ocasionan el drenado y reducción de los humedales naturales existentes (Elmqvist, 2016; Haase 2017). El paisaje de la zona presenta una fisiografía accidentada, con un mosaico de bosques templados, matorral xerófilo y pastizales, así como cultivos agrícolas (Peña-Díaz, 2019).

En la mayoría de los casos los humedales son estacionales, ya que en la temporada de lluvias captan agua y durante la temporada de estiaje pueden secarse. Por otra parte, algunos

humedales permanentes son utilizados para la recepción de agua de uso doméstico y agua pluvial con fines humanos, sin embargo, éstos no están exentos de quedar secos bajo condiciones adversas. Debido a las características ambientales de la región, existe la necesidad de captar y almacenar agua en temporada de lluvias, y al mismo tiempo, una gran cantidad del agua acumulada es destinada para actividades agrícolas.

Para este trabajo se seleccionaron nueve humedales (Fig. 1), siete pequeños con una superficie que varió entre 10.0 y 36.1 ha (promedio de 19.9 ha), y dos humedales grandes, Zumpango y Tecocomulco, con superficies de 1,861.6 y 2,600.0 ha respectivamente (Tabla 1). Los humedales pequeños son artificiales (n = 7), es decir, fueron creados con fines de uso humano, y los grandes (n = 2) son remanentes de humedales naturales. Los sitios fueron seleccionados con la principal característica de mantener agua durante los muestreos, ya que la mayoría de ellos son estacionales. Tecocomulco cuenta con protección internacional como Área de Importancia para la Conservación de las Aves (CCA, 1999) y sitio RAMSAR (RAMSAR, 2003). Zumpango, Axotlán, Piedad y Lirios se integran en las estrategias de conservación regional como Área Natural Protegida estatal “Parque Estatal para la Protección y el Fomento del Santuario del Agua Laguna de Zumpango” (ANP estatal; DOF, 2003), mientras que Estanzuela, Isidro y Durazno no se encuentran en ninguna estrategia de conservación.

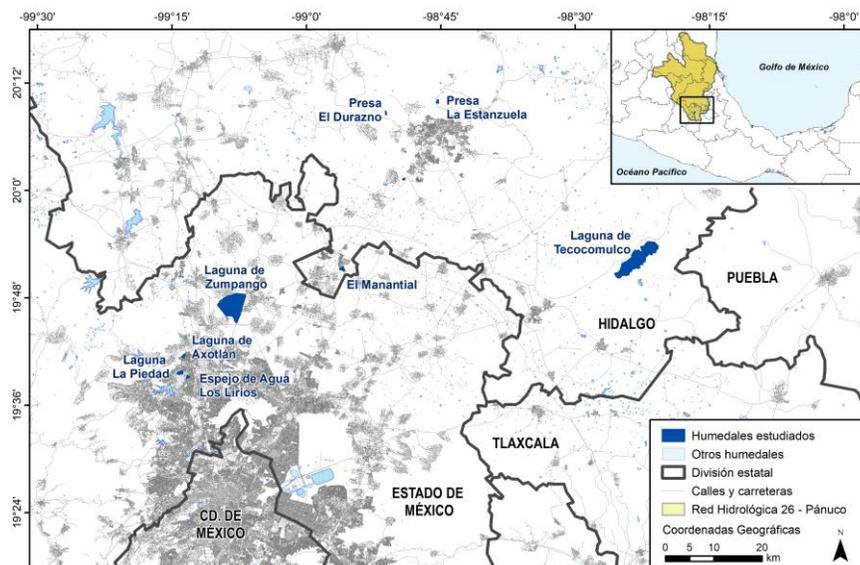


Figura 1. Ubicación de los humedales de estudio localizados al sur de la Región Hidrológica 26 Pánuco, y al norte de la subcuenca hidrográfica Pachuca-Ciudad de México, también conocida como Cuenca de México.

Los sitios seleccionados representan el 24 % de la superficie de humedales disponibles en el área de estudio. En un buffer de 1 km alrededor de cada humedal se observó el uso de suelo y se determinó la cobertura dominante, es decir, la que cubre más del 50 % del paisaje circundante (Tabla 1). En dos humedales la cobertura dominante fue vegetación nativa (matorral xerófilo y bosque templado), en tres humedales fue uso de suelo agrícola (vegetación con dominio de herbáceas, presencia de cultivos de maíz, frijol, alfalfa y cebada) y en cuatro humedales dominaron las zonas urbanas (superficie impermeable con zonas habitacionales, edificios, construcciones, caminos y carreteras). Los humedales que están inmersos en un paisaje mayormente urbano presentan manejo constante de la vegetación, limpieza y regulación de los niveles del agua, y se ubican dentro de parques urbanos.

Se utilizó el software ArcGIS v.10.2 (ESRI, 2015) y una imagen de satélite (2021, Landsat 8) con sensor Operational Land Imager, OLI, del Servicio Geológico de Estados Unidos de América (USGS por sus siglas en inglés), para estimar el tamaño de cada humedal. Los humedales seleccionados están separados entre sí por una distancia promedio de 11.7 km (intervalo: 1.7 – 47.9 km).

Tabla 1. Características de los humedales seleccionados para el estudio. La cobertura de uso de suelo dominante representa >50% del paisaje, en un buffer de 1 km alrededor de cada humedal.

Sitio	Código	Superficie (ha)	Origen	Cobertura de uso de suelo dominante >50%
Isidro	ISI	10.0	Artificial	Agrícola (58.62 %)
Durazno	DUR	10.3	Artificial	Vegetación nativa (52.47 %)
Estanzuela	EST	14.9	Artificial	Vegetación nativa (59.47 %)
Lirios	LIR	16.3	Artificial	Urbana (61.33 %)
Axotlan	AXO	20.2	Artificial	Urbana (50.78 %)
Manantial	MAN	32.1	Artificial	Urbana (56.57 %)
Piedad	PIE	36.1	Artificial	Urbana (73.54 %)
Zumpango	ZUM	1,861.6	Natural	Agrícola (51.33 %)
Tecocomulco	TEC	2,600.0	Natural	Agrícola (65.19 %)

Muestreo de aves acuáticas migratorias. Se realizaron visitas mensuales durante dos periodos no reproductivos de agosto a marzo (que incluye la temporada de migración), entre los años 2019, 2020 y 2021. Se utilizó el método de transecto en franja con distancia fija de 1 km y 100 m de ancho en cada lado (Ralph et al., 1996). El esfuerzo de muestreo en cada humedal fue proporcional al área de cada sitio, es decir, en los humedales pequeños se estableció un transecto

y en los grandes entre cuatro y seis transectos. Los muestreos se llevaron a cabo entre las 07:00 y las 12:00 horas, los transectos fueron recorridos a pie con una velocidad constante con una duración entre 60 a 75 minutos; se alternó la dirección de inicio del transecto para evitar sesgos en el muestreo (Ralph et al., 1996). Los conteos fueron realizados siempre por dos observadores, los cuales registraron la riqueza de especies y su abundancia con el número de individuos estimados de cada especie, para ello, se consideraron las parvadas pequeñas (<100 individuos) en donde las aves se contabilizaron individuo por individuo, y para parvadas grandes (>100 individuos) se utilizó el método de bloque y se contabilizaron los individuos de la primera parte de la parvada como medida estandarizada, y se estimó el número de individuos (Wetlands International, 2010).

Se utilizaron binoculares Nikon 8 x 42, 10 x 50 y telescopio 20 x 60 x 80 para las observaciones. La identificación de las especies se realizó con guías de campo (O'Brien 2015, Sibley, 2016, Dun y Alderfer 2017) y registro fotográfico. Se registraron todas las especies de aves acuáticas migratorias, entre ellas a las visitantes de invierno que incluyen todas las especies migrantes del norte que se encuentran regularmente en México y Centroamérica durante el invierno, migratorias transitorias estas especies son regulares o raras en invierno y transitorias que son especies consideradas no seguras de observar durante la migración o el invierno, con base en la estacionalidad de Howell y Webb (1995). El orden taxonómico se basó en Chesser et al. (2019). Se determinó el estatus de conservación internacional de las especies con base en la International Union for Conservation of Nature (IUCN 2018) y la categoría de riesgo para México de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF 2010, 2019).

Finalmente, las especies fueron categorizadas de acuerdo a sus hábitos con base en Weller (2003), como aves de superficie aquellas que utilizan humedales abiertos, y con baja o nula presencia de vegetación acuática emergente, aves zambullidoras que prefieren humedales profundos con áreas abiertas, aves playeras que utilizan hábitats someros, aves vadeadoras que hacen uso de zonas con profundidad media y presencia de vegetación acuática, buscadores aéreos que por su forma de alimentación sobrevuelan áreas abiertas, y paseriformes acuáticos que hacen uso de las áreas con vegetación circundante al humedal.

Análisis de datos

Comunidad de aves acuáticas migratorias y su relación con el tamaño del humedal. La composición de la comunidad de aves acuáticas migratorias se analizó con curvas de rango-

abundancia que se construyeron para cada uno de los sitios, las gráficas se obtuvieron con la transformación (Log^{10}) de la abundancia máxima de cada especie (Magurran, 2004). Se obtuvo la completitud del inventario para cada sitio de muestreo con el estimador ACE, un estimador no-paramétrico de la riqueza de especies basado en sus abundancias (Chao y Lee, 1992), el análisis se realizó con el programa EstimateS (Colwell, 2000). La completitud se estimó como el porcentaje representado por la riqueza de especies registradas, con relación a la riqueza esperada por el estimador (Chao y Lee, 1992). Se realizó una regresión lineal simple para evaluar la relación del tamaño del humedal con la riqueza y abundancia de aves como variables de respuesta, debido a que los datos no siguieron una distribución normal fueron transformados (\log_{10} ; Sigma STAT ver 3.5. Systat Software, 2006).

Un humedal grande o varios pequeños (SLOSS). Para examinar el efecto del tamaño de los humedales se graficaron dos curvas de especies-área con base en la propuesta de Quinn y Harrison (1988), una primera curva comenzando con el humedal más grande y agregando sucesivamente los humedales de menor área y una segunda, iniciando por el humedal de menor tamaño y agregando sucesivamente los humedales hasta el de mayor área.

Complementariedad. Se realizó una búsqueda utilizando la eficiencia máxima con la cual se obtuvo el conjunto mínimo de humedales que contenían a todas las especies al menos una vez, es decir, se seleccionaron humedales maximizando la riqueza de especies acumulada y minimizando la superficie acumulada de humedales. El procedimiento consistió en seleccionar primero la unidad más rica y luego se eliminaron de la matriz todas las especies presentes en la misma, posteriormente, con estos datos se volvió a elegir la unidad más rica, y se repitió el procedimiento de eliminar las especies ya representadas y eligiendo nuevas unidades hasta tener representadas todas las especies (Gil y Moreno, 2007).

Por último, se estimó la diversidad beta y su partición en dos componentes aditivos (Baselga, 2010), utilizando el índice de Jaccard en el programa R (R Core Team, 2021). Se estimó la diversidad beta total (B_{cc}), y sus dos componentes: beta recambio o turnover (B_3) que se refiere al reemplazo de especies, y beta anidamiento (B_{rich}), es decir, la disimilitud derivada de las diferencias en el número de especies entre sitios (Calderón y Moreno, 2019).

Resultados

Comunidad de aves acuáticas migratorias. Se registró un total de 26,960 individuos, pertenecientes a 43 especies de aves acuáticas migratorias agrupadas en 7 órdenes, 13 familias y

32 géneros (Tabla 2). El orden con el mayor número de especies fue Charadriiformes con 20 especies, seguido de Anseriformes con 11 especies. Se registró una especie incluida en la categoría de amenaza a nivel internacional: el Playero Semipalmado (*Calidris pusilla*; Casi amenazada; IUCN, 2018). Dos especies de importancia para la conservación a nivel nacional: Playero Occidental (*C. mauri*) y Avetoro Norteño (*Botaurus lentiginosus*; Amenazadas; DOF, 2010, 2019), que fueron registradas en Zumpango y Tecocomulco respectivamente.

Se reportan cinco nuevos registros de aves acuáticas migratorias para el estado de Hidalgo: Avetoro Norteño (*B. lentiginosus*), Chorlo Semipalmeado (*Charadrius semipalmatus*), Falaropo Pico Largo (*Phalaropus tricolor*), Gaviota Reidora (*Leucophaeus atricilla*) y Charrán Real (*Thalasseus maximus*). La clasificación de aves acuáticas migratorias dependiendo de sus hábitos fue: 32 % aves playeras, seguido del 18 % de aves de superficie, 18% buscadoras aéreas, el 16 % aves vadeadoras, 6 % de aves zambullidoras y 6% de Passeriformes acuáticas (Tabla 2).

Tabla 2. Listado taxonómico de especies de aves acuáticas migratorias presentes en los humedales del centro de México durante el periodo no reproductivo. Se incluye el grupo en el que fue clasificada cada especie dependiendo de sus hábitos.

Orden	Familia	Especie	Grupo de aves	
Anseriformes	Anatidae	<i>Branta canadensis</i>	Aves de superficie	
		<i>Aix sponsa</i>	Aves de superficie	
		<i>Spatula discors</i>	Aves de superficie	
		<i>Spatula clypeata</i>	Aves de superficie	
		<i>Mareca strepera</i>	Aves de superficie	
		<i>Mareca americana</i>	Aves de superficie	
		<i>Anas acuta</i>	Aves de superficie	
		<i>Anas crecca</i>	Aves de superficie	
		<i>Aythya valisineria</i>	Aves zambullidoras	
		<i>Aythya collaris</i>	Aves zambullidoras	
		<i>Aythya affinis</i>	Aves zambullidoras	
Gruiformes	Rallidae	<i>Porzana carolina</i>	Aves vadeadoras	
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Pluvialis dominica</i>	Aves playeras	
		<i>Charadrius semipalmatus</i>	Aves playeras	
	Scolopacidae		<i>Calidris himantopus</i>	Aves playeras
			<i>Calidris bairdii</i>	Aves playeras
			<i>Calidris minutilla</i>	Aves playeras
			<i>Calidris melanotos</i>	Aves playeras
			<i>Calidris pusilla</i>	Aves playeras
			<i>Calidris mauri</i>	Aves playeras
			<i>Limnodromus scolopaceus</i>	Aves playeras
			<i>Gallinago gallinago</i>	Aves playeras

		<i>Actitis macularius</i>	Aves playeras
		<i>Tringa flavipes</i>	Aves playeras
		<i>Tringa melanoleuca</i>	Aves playeras
		<i>Phalaropus tricolor</i>	Aves playeras
	Laridae	<i>Leucophaeus atricilla</i>	Buscadores aéreos
		<i>Larus delawarensis</i>	Buscadores aéreos
		<i>Gelochelidon nilotica</i>	Buscadores aéreos
		<i>Hydroprogne caspia</i>	Buscadores aéreos
		<i>Sterna forsteri</i>	Buscadores aéreos
		<i>Thalasseus maximus</i>	Buscadores aéreos
Pelecaniformes	Pelecanidae	<i>Pelecanus erythrorhynchos</i>	Aves de superficie
	Ardeidae	<i>Botaurus lentiginosus</i>	Aves vadeadoras
		<i>Ardea herodias</i>	Aves vadeadoras
		<i>Egretta caerulea</i>	Aves vadeadoras
		<i>Egretta tricolor</i>	Aves vadeadoras
	Threskiornithidae	<i>Eudocimus albus</i>	Aves vadeadoras
Accipitriformes	Pandionidae	<i>Pandion haliaetus</i>	Buscadores aéreos
Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Megaceryle alcyon</i>	Buscadores aéreos
Passeriformes	Motacillidae	<i>Anthus rubescens</i>	Passeriformes acuáticas
	Icteridae	<i>Xanthocephalus</i> <i>xanthocephalus</i>	Passeriformes acuáticas
	Parulidae	<i>Parkesia motacilla</i>	Passeriformes acuáticas

Los porcentajes de completitud del inventario para cada sitio variaron entre el 80 % y 94 %. A nivel local, se encontró una relación positiva y significativa entre la riqueza de especies y el tamaño del humedal ($R^2= 0.66$, $P = 0.019$) así como, la abundancia respecto al tamaño del humedal ($R^2= 0.62$, $P = 0.013$).

Las comunidades de aves acuáticas migratorias estuvieron dominadas por aves de superficie (Anátidos de los géneros: *Spatula* y *Anas*), en específico por: Pato Cucharón Norteño (*S. clypeata*) y Cerceta Alas Azules (*S. discors*), presentes en los nueve humedales. La especie más abundante fue el Pato Cucharón Norteño (*S. clypeata*) que representó el 14 % de la abundancia regional y, fue la especie dominante en cuatro de los nueve sitios (Fig. 2): Lirios, Axotlán, Piedad, y Zumpango, que presentan cobertura dominante urbana y agrícola respectivamente. En el resto de los humedales dominaron otras especies, en Estanzuela la Cerceta Alas Verdes (*A. crecca*), en Manantial el Pato Golondrino (*Anas acuta*) y en Tecocomulco el Pato Chalcuán (*Mareca americana*), finalmente, en Isidro y Manantial las especies dominantes fueron aves playeras como el Patamarilla Mayor (*T. melanoleuca*) y el Playero Diminuto (*C. minutilla*) respectivamente (Fig. 2). Por su parte el Playero Alzacolita (*Actitis macularius*) se registró en todos los humedales, pero presentó una abundancia baja (1 a 13 individuos).

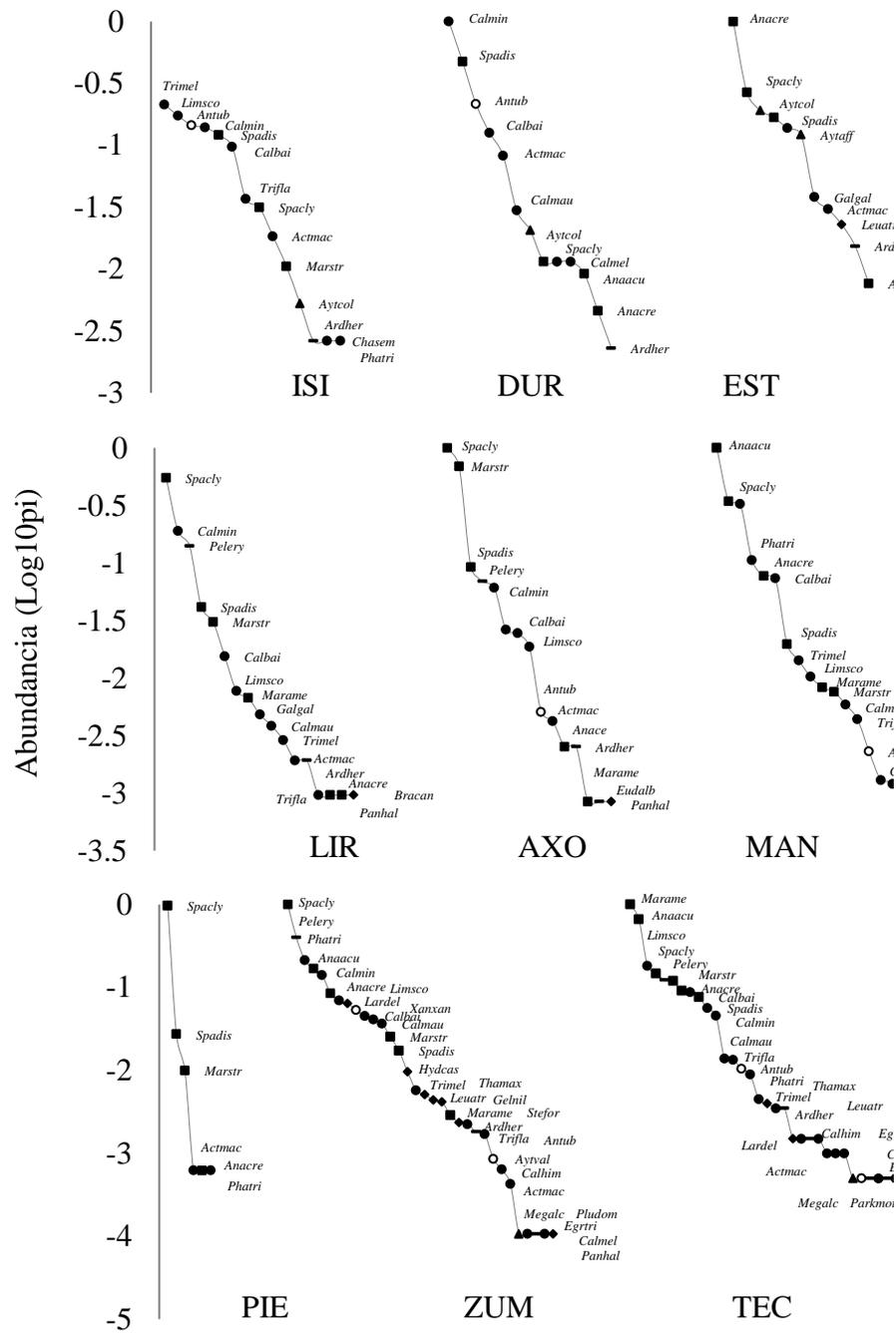


Figura 2. Curvas rango-abundancia donde se muestra la estructura de la comunidad de aves en humedales, ISI= Isidro, DUR= Durazno, EST= Estanzuela, Lirios= LIR, AXO= Axotlán, MAN= Manantial, PIE= Piedad, ZUM= Zumpango, TEC= Tecocomulco. Los sitios están ordenados de menor a mayor superficie.

Un humedal grande o varios pequeños (SLOSS). La mayor riqueza de especies se registró en los humedales grandes con el 79 % de la riqueza de especies en Tecocomulco (34 especies) y el 72 % en Zumpango (33 especies). La riqueza acumulada de especies del conjunto de humedales pequeños, que comprenden una superficie acumulada de 139.9 ha fue de 30 especies (Fig. 4). Las curvas de acumulación de especies de Quinn-Harrison de los humedales grandes a pequeños mostraron una mayor riqueza, y la curva de acumulación de especies en orden de pequeños a grandes acumuló rápidamente nuevas especies, sin sobrepasar la línea de acumulación de humedales grande a pequeños.

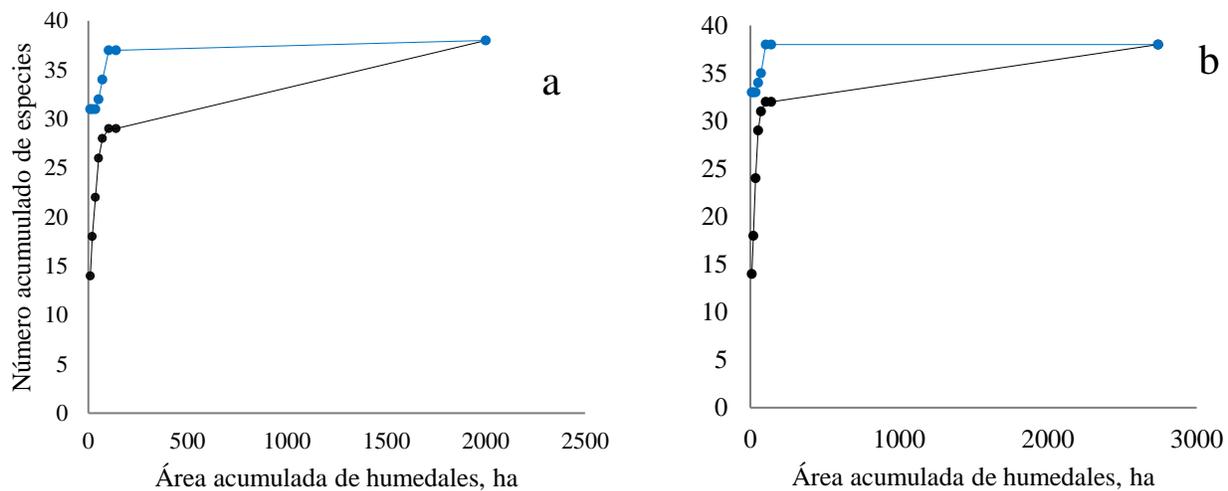


Figura 4. Curvas de Quinn-Harrison que muestran la riqueza de especies acumulada en función del área acumulada de los humedales. Los círculos negros indican la dirección de acumulación del humedal más pequeño al más grande, mientras que los azules en dirección contraria, es decir, del más grande al más pequeño. Comparación entre humedales pequeños vs grande: a) Zumpango y b) Tecocomulco.

Complementariedad. Utilizando el criterio de riqueza acumulada, el ordenamiento de humedales mostró un conjunto de eficiencia con cinco humedales, siendo los humedales de mayor superficie los que aportan la mayor cantidad de especies, junto con tres humedales pequeños: Estanzuela que aporta dos especies: *Aix sponsa* y *Aythya affinis*, e Isidro y Lirios que aportan una especie cada uno: *A. collaris* y *Branta canadensis*, respectivamente (Tabla 3).

Tabla 3. Selección de los humedales por complementariedad con base en la riqueza máxima acumulada de aves acuáticas migratorias, para el centro de México.

Orden	Humedal	Especies agregadas	Riqueza acumulada	Porcentaje de la riqueza acumulada
1	Tecocomulco	34	34	76.74
2	Zumpango	5	39	90.70
3	Estanzuela	2	41	95.35
4	Isidro	1	42	97.67
5	Lirios	1	43	100.00

Diversidad beta. Se registraron ocho especies de aves acuáticas migratorias exclusivas en el conjunto de humedales pequeños, mientras que individualmente Zumpango presentó nueve especies exclusivas (Fig. 5). Al comparar el conjunto de humedales pequeños con Tecocomulco, se encontraron cinco especies de aves acuáticas migratorias exclusivas para el conjunto de pequeños y Tecocomulco presentó siete especies exclusivas (Fig. 6). En la diversidad beta total de los humedales ($B_{cc} = 0.61$; Fig. 5), el componente de anidamiento presentó el valor más alto ($B_{rich} = 0.37$), seguido del componente recambio ($B_3 = 0.23$).

Al considerar los componentes de la diversidad beta entre pares de humedales respecto al tamaño, entre humedal grande vs el conjunto de humedales pequeños, el anidamiento mostró el valor promedio más alto ($B_{rich} = 0.54$) a diferencia de los pares conformados por los humedales pequeños que presentaron un bajo valor promedio de anidamiento ($B_{rich} = 0.25$). El componente recambio presentó el valor promedio menor en los humedales grandes ($B_3 = 0.08$) en comparación con el valor promedio entre los pares de humedales pequeños ($B_3 = 0.35$).

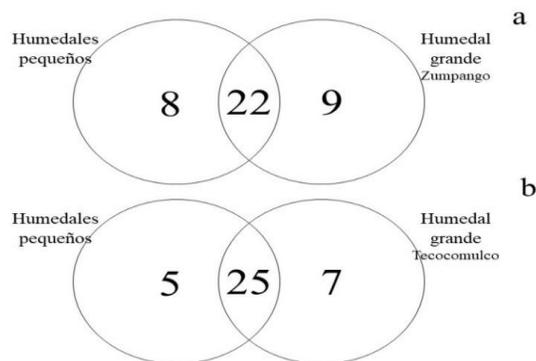


Figura 5. Diagramas de Venn con la representación esquemática del número de especies compartidas y exclusivas entre el conjunto de humedales pequeños y los humedales grandes. a) Zumpango y b) Tecocomulco.

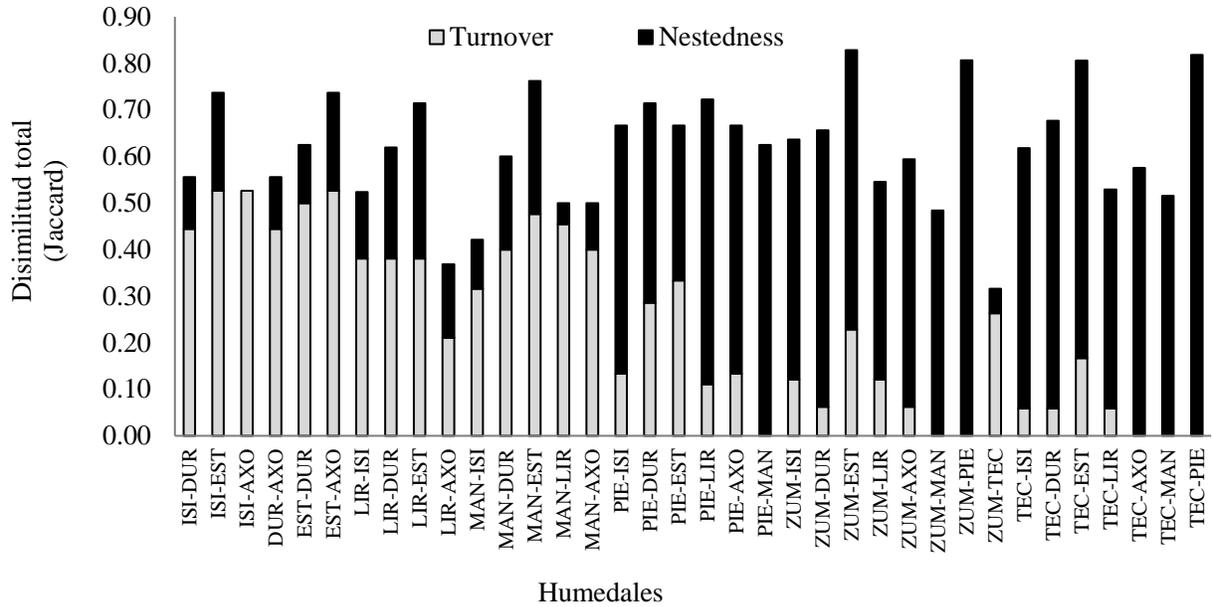


Figura 6. Diversidad beta y sus componentes (turnover/recambio, nestedness/anidamiento) entre pares de humedales pequeños y grandes. EN orden de menor a mayor superficie: ISI= Isidro, DUR= Durazno, EST= Estanzuela, Lirios= LIR, AXO= Axotlán, MAN= Manantial, PIE= Piedad, ZUM= Zumpango, TEC= Tecocomulco. Los sitios están ordenados de menor a mayor superficie.

Discusión

A pesar de que los humedales ocupan una mínima proporción en la región del centro de México, mantienen una alta riqueza de aves con el 17 % de la riqueza de especies de aves acuáticas registradas en México. El presente trabajo aporta nuevos registros de aves para el estado de Hidalgo mismos que contribuyen con el conocimiento de la avifauna estatal, en específico para el grupo de las aves acuáticas, que han sido poco estudiadas en el país (Navarro-Sigüenza et al., 2014). Además, con un mayor esfuerzo de muestreo se podrían registrar algunas especies adicionales en estos sitios, sobre todo aquellas migratorias transitorias, de las cuales se tiene poca información sobre los patrones de movimiento y distribución a lo largo de la ruta migratoria del centro del país.

Comunidad de aves acuáticas migratorias y su relación con el tamaño del humedal. La pérdida mundial del hábitat natural de muchas especies ha resultado en paisajes conformados por muchos parches pequeños y algunos parches grandes (Riva y Fahrig, 2022b). Tal es el caso de los humedales en regiones donde existe una gran influencia humana como en el centro de México.

En este trabajo se destaca la importancia de los humedales grandes en la conservación de la avifauna acuática migratoria en especial al considerar que mantienen la mayor riqueza de especies a nivel regional. En principio, la riqueza y abundancia local se asociaron positivamente con el tamaño del humedal, sin embargo, se deben considerar otros hábitats disponibles a nivel regional, sobre todo al momento de inferir los efectos del tamaño del parche sobre la biodiversidad (Riva y Fahrig, 2022b).

En términos de creación y mantenimiento, los humedales pequeños representan una opción económica y práctica al momento de realizar el manejo del hábitat (Ma et al., 2010). Estos pequeños humedales deben representar refugios importantes para la avifauna cuando los humedales grandes se secan completamente, como sucede en Tecocomulco y Zumpango. En estos casos sería importante evaluar en qué medida contribuyen a mantener la riqueza regional y también es necesario considerar estrategias para que los humedales temporales retengan agua por más tiempo agua beneficiando la agricultura, la ganadería y la biodiversidad.

Vale la pena resaltar el caso de Tecocomulco, ya que, a pesar de ser el humedal con mayor superficie, la abundancia de algunas especies fue menor, presentado una mayor equidad en la comunidad. Esto puede deberse a diversos factores, por un lado, este humedal presenta la mayor cobertura de vegetación acuática emergente (>75 %), lo que puede disminuir la riqueza de especies como aves zambullidoras y buscadores aéreos, mientras que favorece a otras como aves de superficie y Passeriformes acuáticas (Kačergytė et al., 2021) o incluso restringir la detección de ciertas especies de aves. Al mismo tiempo se deben considerar factores asociados a las actividades humanas que se realizan en este humedal, entre ellas la presión por turismo y la cacería, que constantemente producen disturbio en la temporada no reproductiva.

Un humedal grande o varios pequeños (SLOSS). La literatura reciente muestra el interés en retomar el debate SLOSS, ya que muchos estudios están validando la importancia de proteger un conjunto de parches pequeños de hábitat puesto que sustentan una mayor riqueza total de especies que los parches grandes ($SS > SL$) en un 52 % de los estudios revisados por Fahrig (2020). En contraste con los estudios que respaldan la selección de un parche grande sobre varios pequeños que representan el 11 % de los estudios y el resto que no fueron concluyentes (Fahrig, 2020). En este trabajo, las curvas de acumulación de especies (Quinn- Harrison) señalan a los humedales grandes como los de mayor riqueza, aunque la curva de acumulación de especies en dirección de los humedales pequeños al grande acumuló rápidamente especies, pero no alcanzó a

la curva de los humedales grandes a pequeños ni se entrecruzaron entre sí, mostrando una mayor riqueza de especies en el escenario de un humedal grande (SL>SS). En el estudio realizado por Kačergytė et al. (2021) las curvas de acumulación de especies de Quinn-Harrison se cruzaron entre sí sugiriendo que los resultados no son concluyentes para la comparación del SLOSS en la riqueza de especies, entonces, la diversidad gamma sería similar entre el escenario de un solo humedal grande o varios humedales pequeños de la misma área total.

En los humedales grandes el componente de la diversidad beta dominante fue el anidamiento, lo que sugiere que se deben conservar estos sitios (SL>SS). En el caso del conjunto de humedales pequeños, el componente recambio fue dominante, lo que indica que los humedales pequeños pueden aportar algunas especies a la diversidad regional, complementando la diversidad de aves acuáticas migratorias en el centro del país. No obstante, resulta importante considerar la creación y mantener los humedales pequeños para la conservación de las aves acuáticas migratorias, considerando que estos humedales pequeños existentes no son suficientes para igualar la superficie de un humedal grande del área de estudio. En conjunto los humedales pequeños representan el 7 y 5 % respecto al área de Zumpango y Tecocomulco.

La riqueza de aves en el conjunto de humedales pequeños puede deberse a que cada uno de ellos presenta características específicas, por ejemplo niveles de inundación distintos, relacionados a su vez con una mayor superficie con profundidad media a baja, lo que los hace susceptibles a mantener una estructura de la comunidad distinta que beneficia a muchas aves playeras, esto se refleja en los humedales como Isidro y Manantial en donde la comunidad estuvo representada por aves playeras medianas y pequeñas como *T. melanoleuca* y *C. minutilla*. Considerando esta característica y pensando en el declive de las poblaciones de aves playeras, los humedales pequeños pueden tener un papel importante en su conservación en la región. También resaltamos considerar las características de las especies ya que en el caso de los buscadores aéreos (gaviotas y charranes; familia Laridae) éstos fueron registrados en los humedales grandes, lo que destaca la importancia de conservar los humedales grandes.

Respecto a la abundancia, para las especies más abundantes como el Pato Golondrino (*A. acuta*) y el Pato Cucharón Norteño (*S. clypeata*) ha sido asociadas a humedales eutrofizados (Barragán-Severo et al., 2002). A lo largo de la temporada de migración se registran con frecuencia en Zumpango, y Manantial, en donde la abundancia de las aves de superficie (patos y cercetas principalmente) representó más de la mitad de los individuos contabilizados, mientras

que, la abundancia de aves playeras como el Falaropo Pico Largo (*P. tricolor*) que fue del 95 % del total de individuos contabilizados durante la temporada puede ocurrir en otros humedales como Piedad. A pesar de su reducido tamaño, los humedales artificiales creados con fines humanos distribuidos al largo de la ruta migratoria del centro de México y en especial en el centro del país, contribuyen al mantenimiento de las aves acuáticas migratorias. Una estrategia que incluya los humedales grandes y mantenga un conjunto humedales pequeños a escala regional sería valiosa para la conservación de las aves acuáticas, lo anterior considerando la mínima superficie que ocupan actualmente en la zona.

En general, los resultados de este trabajo confirman la importancia de mantener humedales grandes pues albergan a la mayoría de las especies de la región, sin embargo, es también importante el mantenimiento y creación de humedales pequeños como hábitats para varias especies de aves acuáticas. En su caso, aun cuando los recursos para la conservación de las aves acuáticas migratorias sean limitados, es fundamental mantener los grandes humedales para contribuir a su conservación.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca de Doctorado otorgada a AJRC (Número de beca 665390). Al Programa de Doctorado en Ciencias en Biodiversidad y Conservación de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

Literatura citada

- Arroyo-Rodríguez, V., Arasa-Gisbert, R., Arce-Pañe, N. P., Cervantes-López, M. J., Cudney-Valenzuela, S. J., Galán-Acedo, C., Hernández-Ruedas, M. A., San-José, M., Fahrig, L. 2022. The importance of small rainforest patches for biodiversity conservation: a multi-taxonomic assessment. In *Biodiversity Islands: Strategies for conservation in human-dominated environments*: 41-60 (F. Montagnini, Eds.). Springer Cham.
- Barragán-Severo J, López-López E, Babb Stanley, K. A. 2002 Spatial and temporal variation patterns of a waterfowl community in a reservoir system of the Central Plateau, México. *Hydrobiologia*, 467: 123-131. Doi: 10.1023/A:1014969606303
- Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19: 134–143. Doi: 10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x

- BirdLife International. 2022. *Estado de conservación de las aves del mundo 2022. Enfoques y soluciones para la crisis de la biodiversidad*. BirdLife International.
- Blackwell, M. S. A., Pilgrim, E. S. 2011. Services écosystémiques fournis par les petits milieux humides. *Hydrological Sciences Journal*, 56(8): 1467–1484. Doi: 10.1080/02626667.2011.630317
- Calderón, J., Moreno, C. E. 2019. Diversidad beta como disimilitud: su partición en componentes de recambio y diferencias en riqueza. In: *La biodiversidad en un mundo cambiante: fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*: 203-222 (C. E. Moreno, Eds.). 2019. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. México.
- CCA, Comisión para la Cooperación Ambiental. 1999. *Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves de América del Norte*. Canadá: Comisión para la Cooperación Ambiental.
- Chao, A., S. M. Lee. 1992. Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American Statistical Association*, 8: 210–217. Doi: 10.2307/2290471
- Chesser R. T., Burns K.L., Cicero C., Dunn J. L., Kratter A. W., Lovette I. L., Rasmussen P. C., Remsen J. V., Stotz D. F., Winker, K. 2019. Sixtieth supplement to the American Ornithological Society's check-list of North American Birds. *Auk*, 136: 1-23.
- Colwell, R. K. 2000. *EstimateS*: Statistical estimation of species richness and shared species from samples (Software and User's Guide). <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>
- Diamond, J. 1976. Island Biogeography and Conservation: Strategy and Limitations. *Science*, 1027–1032. Doi: 10.1126/science.193.4257.1027
- DOF, Diario Oficial de la Federación. 2003. Decreto área natural Protegida Categoría Parque Estatal para la Protección y Fomento del Santuario del Agua Laguna de Zumpango. México. Gaceta del gobierno. México.
- DOF, Diario Oficial de la Federación. 2010. *Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestre-categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión o cambio lista de especies en riesgo*. México.
- DOF, Diario Oficial de la Federación. 2019. *Actualización de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna*

silvestre-categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión o cambio lista de especies en riesgo. México.

- Dun, J. L., Aldefer, J. 2006 *Field guide to the birds of North America. National Geographic.* Washington, U. S. A.
- Edge, C., B., Fortin, M. J., Jackson, D. A., Lawrie, D., Stanfield, L., Shrestha, N. 2017. Habitat alteration and fragmentation differentially affect beta diversity of stream fish communities. *Landscape Ecology*, 32: 647-662. Doi: 10.1007/s10980-016-0472-9
- Elmqvist T., Setälä H., Handel S. N., van der Ploeg S., Aronson J., Blignaut J. N., Gómez-Baggethun E., Nowak D. J., Kronenberg J., De Groot R. 2015. Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. *Current Opinion Environmental Sustain*, 14: 101–108. Doi: 10.1016/j.cosust.2015.05.001
- EEM, Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. 2005. *Los ecosistemas y el bienestar humano: humedales y agua.* Informe. World Resources Institute, Washington, D. C.
- ESRI. 2015. *ArcGIS Online.* Software para crear y compartir mapas. <https://www.esri.com/es-es/arcgis/products/arcgis/>
- Fahrig, L. 2020. Why do several small patches hold more species than few large patches? *Global Ecology and Biogeography*, 29(4): 615–628. Doi: 10.1111/geb.13059
- Fahrig, L., Watling, J. I., Arnillas, C. A., Arroyo-Rodríguez, V., Jörger-Hickfang, T., Müller, J., Pereira, H. M., Riva, F., Rösch, V., Seibold, S., Tschardtke, T., May, F. 2022. Resolving the SLOSS dilemma for biodiversity conservation: a research agenda. *Biological Reviews*, 97(1): 99–114. Doi: 10.1111/brv.12792
- Gallego, M., Aizen, J. C. (2011). *Manual de conservación: actuaciones administrativas y judiciales para proteger la biodiversidad.* Ministerio para la transición ecológica y el reto demográfico.
- Gibbs, J. P. 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 14: 314-317. Doi: 10.1046/j.1523-1739.2000.98608.x
- Gil, G., Moreno, C. E. 2007. Los análisis de complementariedad aplicados a la selección de reservas de la biosfera: efecto de la escala. In *Hacia una cultura de conservación de la diversidad biológica:* 63-70 (G. Halfter, S. Guevara, y A. Melic, Eds.).
- Haase, D. 2017. Urban wetlands and riparian forest as a nature-based solution for climate change adaptation in cities and their surroundings. In *Nature-based solutions to climate change*

- adaptation in urban areas, linkages between science, policy and practice: 11-122* (Kabisch, N., Korn, H., Stadler, A. Boon. Eds.). Springer Open. Germany.
- Horwitz, P., Finlayson, C. M. 2011. Wetlands as settings for human health: Incorporating ecosystem services and health impact assessment into water resource management. *BioScience*, 61(9): 678–688. Doi: 10.1525/bio.2011.61.9.6
- Howell, S. N. G, Webb, S. 1995 *A Guide to the birds of México and Northern Central America*. Mississippi, U. S. A.
- IUCN, International Union for Conservation of Nature. 2018. The IUCN Red list of threatened species. <http://www.iucnredlist.org/>
- Kačergytė, I., Arlt, D., Berg, Å., Žmihorski, M., Knappe, J., Rosin, Z. M., Pärt, T. 2021. Evaluating created wetlands for bird diversity and reproductive success. *Biological Conservation*, 257: 109084. Doi: 10.1016/j.biocon.2021.109084
- Keddy, P. A. 2010. *Wetland Ecology: Principles and Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ma, Z., Cai, Y., Li, B., Chen J. 2010. Managing wetland habitats for waterbirds: an international perspective. *Wetlands*, 30: 15-27.
- Magurran, A. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, U.K.
- Mellink, E., Luévano, J., Riojas-López, M. E. 2018. Half a century of changes in waterbird populations in a semiarid wetland *Wetlands Ecology and Management*, 26(6): 1047–1060. <https://doi.org/10.1007/s11273-018-9630-y>
- Mitsch, W. J., y Gosselink, J. G. (2015). *Wetlands Fifth Edition (Vol. 5)*.
- Mitsch, W. J., Bernal, B., Hernández, M. E. 2015. Ecosystem services of wetlands. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 11(1): 37-41. Doi: 10.1080/21513732.2015.1006250
- Navarro-Sigüenza, A. G., Rebón-Gallardo, Ma. F., Gordillo-Martínez, A., Townsend Peterson, A., Berlanga-García, H., y Sánchez-González, L. A. 2014. Biodiversidad de las aves en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: S476-S495.
- Newton, A., Icely, J., Cristina, S., Perillo, G. M. E., Turner, R. E., Ashan, D., Cragg, S., Luo, Y., Tu, C., Li, Y., Zhang, H., Ramesh, R., Forbes, D. L., Solidoro, C., Béjaoui, B., Gao, S., Pastres, R., Kelsey, H., Taillie, D., Kuenzer, C. 2020. Anthropogenic, direct pressures on coastal wetlands. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8: 144. Doi: 10.3389/fevo.2020.00144

- O'Brien M, Crosslesy R., Karlson, K. 2006. *The shorebirds guide*. New York, USA.
- Parker, K. A., Springall, B. T., Garshong, R. A., Malachi, A. N., Dorn, L. E., Costa-Terryll, A., Mathis, R. A., Lewis, A. N., MacCheyne, C. L., Davis, T. T., Rice, A. D., Varh, N. Y., Li, H., Schug, M. D., Kalcounis-Rueppell, M. C. 2018. Rapid increases in bat activity and diversity after wetland construction in an urban ecosystem. *Wetlands*, 39: 717-727. Doi: 10.1007/s13157-018-1115-5
- Peña-Díaz, S. 2019. Condiciones hídricas en la cuenca del Valle de México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 10(2): 98-127. Doi: 10.24850/j-tyca-2019-02-04.
- Quinn, J. F., Harrison, S. P. 1988. Effects of habitat fragmentation and isolation on species richness: evidence from biogeographic patterns. *Oecología*, 75: 132–140. Doi: 10.1007/BF00378826
- R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.Rproject.org/>
- Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martín, T., De Sante, D., Milá, B. 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. California, U. S. A.
- RAMSAR. 2003. *Ficha informativa de los Humedales de RAMSAR, Laguna de Tecocomulco*. RAMSAR. México.
- Richter, K. O., Azous A. L. 1995. Amphibian occurrence and wetland characteristics in the Puget Sound Basin. *Wetlands* 15: 305-312. Doi: 10.1007/BF03160711
- Riva, F., Fahrig, L. 2022a. Protecting many small patches will maximize biodiversity conservation for most taxa: the SS > SL principle. *Authorea*, Doi: 10.22541/au.165149884.48729499/v1
- Riva, F., Fahrig, L. 2022b. Small patches are disproportionately important for biodiversity conservation, despite ecosystem decay. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1797451/v1>
- SCR. Secretaría de la Convención de Ramsar. 2018. *Perspectiva mundial sobre los humedales: Estado de los humedales del mundo y sus servicios a las personas*. Suiza.
- SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2009. *Plan de manejo tipo para el manejo, conservación y aprovechamiento sustentable de aves acuáticas y playeras*. Dirección General de Vida Silvestre. SEMARNAT. México.
- Sibley D. A. 2016. *Guide to the Sibley birds*. New York, U. S. A.

- Skagen, S. K., Granfors, D. A., Melcher, C. P. 2008. On determining the significance of ephemeral continental wetlands to North American migratory shorebirds. *Auk*, 125(1): 20–29. Doi: 10.1525/auk.2008.125.1.20
- Sundar, K. S. G., Kittur, S. 2013. Can wetlands maintained for human use also help conserve biodiversity? Landscape-scale patterns of bird use of wetlands in an agricultural landscape in north India. *Biological Conservation*, 168: 49-56. Doi: 10.1016/j.biocon.2013.09.016
- Tjørve, E. 2010 How to resolve the SLOSS debate: Lessons from species-diversity models. *Journal of Theoretical Biology*, 264: 604-612. Doi: 10.1016/j.jtbi.2010.02.009
- Weller, M. 2003. *Wetlands bird's habitat resources and conservation implications*. Australia. Cambridge University Press.
- Wetlands International. 2010. *Guidance on waterbird monitoring methodology: field protocol for waterbird counting*. Report prepared by Wetlands International.
- WHSRN, Western Hemisphere Shorebird Reserve Network. 2023. *Shorebird monitoring*. <https://whsrn.org/>

Capítulo 3.

Effect of Firework Festivities on Bird Richness and Abundance at a Natural Protected Wetland in Central Mexico

Efecto de las festividades pirotécnicas en la riqueza y abundancia de aves en un humedal natural protegido en el centro de México

Effect of Firework Festivities on Bird Richness and Abundance at a Natural Protected Wetland in Central Mexico

ARACELI J. RODRÍGUEZ-CASANOVA¹, IRIANA ZURIA^{1,*}, AND DANTE A. HERNÁNDEZ-SILVA²

¹Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Centro de Investigaciones Biológicas, Mineral de la Reforma, Hidalgo, México

²Wild Forest Consulting S. C. Huitchila, Tepalcingo, Morelos, México

*Corresponding author; E-mail: izuria@uaeh.edu.mx

Abstract.—Firework festivities have been present in the culture and traditions of many human populations around the world, however their effects on bird populations in natural habitats are not well understood. Changes in bird species richness and abundance related to two firework festivities at the lagoon of Zumpango, Mexico, were evaluated in March and April of 2019. Six point counts were established at the edge of the lagoon to record bird species richness and abundance before, during, and after the events. Additionally, noise levels were measured at each point-count. In total, 80 bird species were observed, including 49 aquatic species. The most abundant were Ruddy Duck (*Oxyura jamaicensis*) and Wilson's Phalarope (*Phalaropus tricolor*). The values of species richness and abundance significantly decreased the days when the events took place, while noise levels increased. Furthermore, basal noise levels (mean = 54.80 dB) are considered high for this natural protected area. Results show that high impact human festivities have negative consequences for birds, and these activities should be limited or restricted in regional, national, and globally important bird conservation areas such as the lagoon of Zumpango. Received 27 Sept 2021, accepted 3 Jan 2023.

Key words.—Anthropized wetland, breeding, disturbance, explosions, human activity, management, migration, noise, waterbirds

Waterbirds 45(3): 277-286, 2022

Understanding how different human activities affect wildlife, inside and outside natural protected areas, is necessary to reach conservation goals. Human recreational activities, such as hunting or fishing, and the presence of terrestrial, aerial, and water transports can cause disturbance for wildlife (Bélanger and Bédard 1989; Brow 1990, Bregnballe *et al.* 2009; Valente and Fischer 2011; Ramli and Norazlimi 2017), and may be of particular concern in areas that provide critical habitat for threatened and declining bird populations, especially in important conservation sites (Gill 2007), and for vulnerable species such as migratory aquatic birds. Particularly, fireworks festivities should be considered as high impact disturbances, yet little is known about their consequences when they occur near sensitive bird habitats and populations.

Fireworks displays have been an important element in the culture and entertainment of many communities around the World, and they are commonly used even though they produce negative effects on the environment, particularly for animals. These effects include an increase of stress

and changes in individual behavior in pets and zoo animals (Rodewald *et al.* 2014; Gates *et al.* 2019), as well as in many wildlife species (Acosta *et al.* 2008; Shamoun-Baranes *et al.* 2011; Pedreros *et al.* 2016). Fireworks produce loud noises, vibrations, visual effects and generate various pollutants that are deposited in the soil or water as a result of the chemical materials used to manufacture them (Palaneeswari and Muthulakshmi 2012; Robles-González *et al.* 2017). Fireworks contain toxic heavy metals like aluminum, lead, mercury, copper, and strontium (Palaneeswari and Muthulakshmi 2012; Calderón-Contreras 2013; Robles-González *et al.* 2017), and the explosions fill the air with small particles that include metals, and noxious gases such as sulfur dioxide (SO₂), nitrogen dioxide (NO₂), carbon monoxide (CO) and nitrous acid (HONO; Retama *et al.* 2019), affecting human and wildlife health in many ways.

Although firework displays are common in urban sites, they also occur near sensitive bird habitats and even inside conservation protected areas directly affecting wildlife. For example, a breeding colony of Brandt's

Cormorants (*Urile penicillatus*), Pelagic Cormorants (*U. pelagicus*), Black Oystercatchers (*Haematopus bachmani*) and Western Gulls (*Larus occidentalis*) was monitored in the Golden Gate National Recreational Area in the United States, before and after a firework display (Acosta *et al.* 2008). The birds showed changes in their behavior and some pairs left their nest. During New Year's celebrations, the behavior of birds in wetlands, lakes, and river floodplains near a city in the Netherlands was documented for three years with weather radar (Shamoun-Baranes *et al.* 2011). The birds showed a negative and immediate response and moved in massive flocks away from the urban area when fireworks were lit.

Some studies have shown that waterbirds are apparently more sensitive than other birds to disturbances related to sudden noises; for example, during hunting activities when sporadic detonations occur causing noises that alert birds. However, it's unclear if this is due to the ecologically sensitivity of waterbirds (Bregnballe *et al.* 2009) or to hunting intensity.

Firework displays are very common in Mexico, as they are part of cultural and social traditions since colonial times (Calderón-Contreras 2013; Robles-González *et al.* 2017; Vázquez-Mantecón 2017). Firework activity during Christmas and New Year's festivities, as well as other important celebrations such as Independence Day, and many religious festivals, is responsible for a substantial increase in pollution. Besides the thrilling explosions, pollution can be sufficiently intense to trigger warnings of low visibility and hazy conditions at airports (e.g., Mexico City, Retama *et al.* 2019). In Mexico, firework entertainment is additionally accompanied by other anthropogenic disturbances such as loud music, increased traffic, and human presence which also affect wildlife (Pease *et al.* 2015; Battisti *et al.* 2016).

In this study we focused on a natural protected wetland in central Mexico. The Lagoon of Zumpango is an important feeding and resting site for thousands of migratory birds and represents a very important nesting site for many resident species (Rodríguez-Casanova 2017).

We evaluated the effect of two traditional firework festivities on bird species richness and abundance in this lagoon, which is subjected to many anthropic pressures, including firework activity.

METHODS

Study Area

The lagoon of Zumpango is located in the northern part of the Valley of Mexico (19° 47' 25" N, 99° 7' 51" W) at 2,200 m above sea level, in the municipalities of Zumpango de Ocampo and Teoloyucan (IMTA 2012; Fig. 1). This lagoon represents one of the last wetland relicts in the Basin of Mexico and is home to a great variety of plants and animals (Ezcurra 2003; Rodríguez-Casanova 2017). The lagoon is part of a natural protected area "State Park for the protection and promotion of lagoon of Zumpango water sanctuary" that includes five permanent lagoons: Zumpango, Axotlan, La Piedad, Espejo Lirios, and Tierras Blancas. The lagoon of Zumpango is the largest body of water, and the protected area also includes its runoff, the vegetated areas, and the urban and agricultural zones that surround the lagoon (POGEM 2003; Fig. 1). The lagoon has an area of 1,860 ha, a perimeter of 18 km, a maximum water depth of 6 m and a water capacity of 100 million m³. The climate in the region is semiarid with rains in summer, and an annual precipitation of 600 to 800 mm (INEGI 2009). The minimum temperature is 2°C and maximum 31°C (IMTA 2012). The vegetation around the lagoon includes native plants such as Maguey (*Agave salmiana*), Tree Cholla (*Cylindropuntia imbricata*) and non-native trees that are typical of altered sites such as Peruvian pepper tree (*Schinus molle*), Tasmanian blue gum (*Eucalyptus globulus*), Tree tobacco (*Nicotiana glauca*), Blue jacaranda (*Jacaranda mimosifolia*) and Horsetail She-oak (*Casuarina equisetifolia*). The vegetation in the interior of the lagoon occupies only 2% of the total area and includes native and non-native trees such as Bonpland willow (*Salix bonplandiana*), Babylon willow (*Salix babylonica*), and aquatic vegetation like Tule (*Scirpus* spp.) and Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*).

The lagoon of Zumpango is an important habitat for the conservation of birds in central Mexico, as more than 110 species have been registered, of which 53 % are winter visitors and the rest are permanent resident species (Rodríguez-Casanova 2017). According to monthly counts in the lagoon since 2018, the abundance of birds increases during November and December, and during the final part of the migration season between February and April. During this period, a slight increase in the number of migratory birds, such as ducks and shorebirds, is observed, particularly in February and at the beginning of March, and the most abundant species at this time is the Northern Shoveler (*Spatula clypeata*; family Anatidae) with counts that exceed 100,000 individuals. The

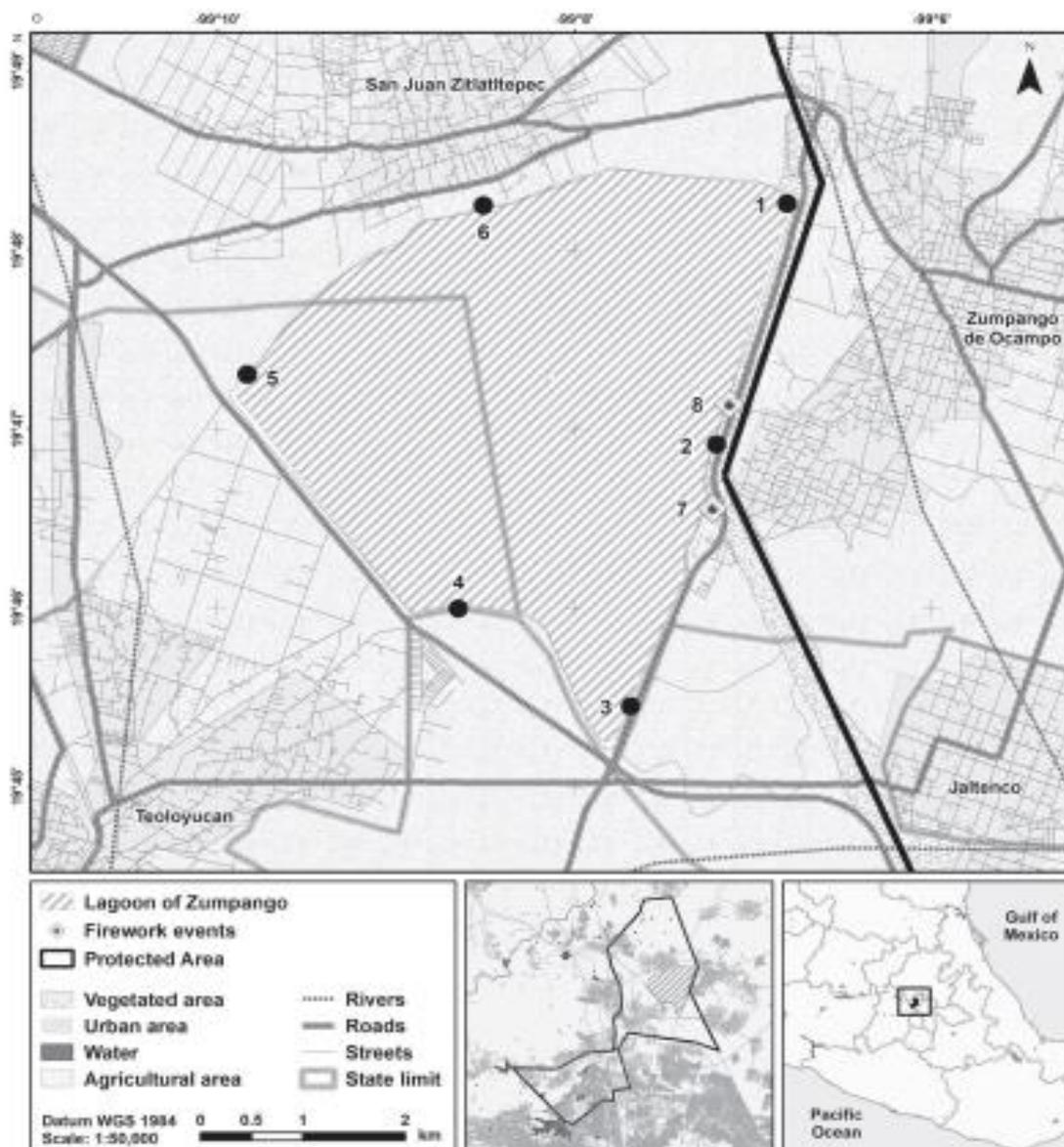


Figure 1. Location of the lagoon of Zumpango, in the State of Mexico. The location of sampling sites and firework events is included: 1) San Pedro north, 2) San Pedro south, 3) Cola de pato, 4) Teoloyucan south, 5) Teoloyucan north, 6) San Juan Zitaltepec, 7) Firework event “Zumpango iluminado” and 8) Firework event “Tradicional quema de Judas”.

abundance of *S. clypeata* drastically decreases during mid-March. The second most abundant species is the Ruddy Duck (*Oxyura jamaicensis*) with almost 20,000 individuals. On the other hand, shorebirds (family Scolopacidae) are more abundant in April, and the Wilson’s Phalarope (*Phalaropus tricolors*) is the most abundant species exceeding 25,000 individuals. Furthermore, 22 species of waterbirds breed in the lagoon, with a breeding season that starts in March (Rodríguez-Casanova 2017). Seven species present

in the lagoon are listed as protected by the Mexican government NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF 2019) and 18 species are listed at the international level according to the NMBCA (2000).

Close to the lagoon (< 500 m), fireworks are manufactured and sold in establishments, and detonations are frequently heard. Fluctuating water levels, urbanization, pollution, presence of vehicles, people, domestic and farm animals are some of the anthropogenic disturbances that are present in the area throughout the year.

Data Collection

The study was carried out around two different firework festivities in 2019. Both events took place on the periphery of the lagoon (Fig. 1). The first event, called “Zumpango iluminado”, took place on March 31 and lasted 13 hours; it started at 09:00 hr and ended with a firework spectacle at 22:00 hr, that included intense explosions that lasted approximately 30 min. Sporadic firework explosions were heard throughout the day as well as loud music. Additionally, aerostatic balloons were deployed over the lagoon and many people and vehicles were present in the surrounding area. The second event called “Tradicional quema de Judas” occurred on April 22, starting at 12:00 hr and ended with fireworks burned at 19:00 hr, for 30 min. This event had a total duration of 7.5 continuous hours, and included loud music, mechanical rides, and the presence of large numbers of people and vehicles throughout the day. At night, 10 firework castle structures (around 10 m high) were burned.

To evaluate the effect of these festivities on avifauna, we counted and identified birds at three points in time: the day before each event, the days in which the events occurred, and the day after each event. We registered birds using six point counts that were located at the edge of the lagoon (Fig. 1). Selected points allowed a clear view above the water level, and there was no vegetation or other structures that obstructed the view. All surveys were conducted on sunny and windless days. Points were separated at least 1,500 m to ensure data independence (Ralph *et al.*, 1996); starting point and trajectory direction were alternated to avoid sampling bias. Observations took place in the morning from 07:00 to 12:00 hr. “San Pedro south” was the closest site to the location where fireworks were launched during displays, located at 958 m from the first site and 184 m from the second site, and the furthest site was “Teoloyucan north” located at 4,700 m from both event sites.

Each point was surveyed simultaneously by three observers, who registered species richness and abundance of each species observed. When flocks were small (< 100 individuals), all birds were counted, and for large flocks (> 100 individuals), abundance was estimated using the “block” method, which consists of counting the number of individuals in a portion of the flock, to use it as a standardized measure to count the rest of flock (Wetland International 2010). We recorded all bird species and their abundances at each point during a 20 to 25 min sampling period, depending on species richness and number of individuals. Binoculars (8 x 42 mm and 10 x 42 mm) and a spotting scope (20 x 40 x 60) were used as well as field guides for species identification (O’Brien *et al.* 2006; Sibley 2014; Dun and Alderfer 2017). We determined the conservation status of species according to the Neotropical Migratory Bird Conservation Act (NMBCA 2000). We obtained the conservation risk category for Mexico from NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF 2019). We also indicate which birds are listed in the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES 2017). We classified birds according to their residence status based on

Howell and Webb (1995). The taxonomical classification and scientific names are those suggested by the American Ornithological Society (AOS; Chesser 2021).

We measured noise levels at each sampling point during bird counts (in the morning), using a digital sound pressure level meter (American Recorder model SLP-8810, with a frequency scale from 31.5 Hz to 8 kHz and an accuracy of 1.5 dB). The sound level meter was attached to a tripod set at 1.5 m above ground level and was positioned vertically. We took measurements at the four cardinal directions (north, south, east, and west). We recorded noise levels during 10 min at 5 sec intervals to obtain a total of 120 measurements per visit and per site from which we obtained averages and intervals per site.

Data Analysis

For both events, we obtained inventory completeness with the Chao1 estimator in Spade R (Chao *et al.* 2015). We estimated species richness one day before the events, the day of both events and the day after the events, using the sample coverage recommended by Chao and Jost (2012) which evaluates the accuracy of species inventories based on rarefaction or extrapolation. We calculated species richness to the same sample coverage ($Sc = 0.99$), and we compared richness estimates based on their confidence intervals (IC 95%); the iNEXT program was used for these analyses (Chao and Jost 2012; Hsieh *et al.* 2013). If intervals did not overlap, then we concluded that samples were significantly different (Hsieh *et al.* 2013). The study of species diversity allows identification of changes likely due to human disturbances and this method is adequate for comparing communities when sampling effort has been standardized (Moreno *et al.* 2017).

A permutational analysis of variance (PERMANOVA; Anderson and Walsh 2013) was carried out to evaluate differences in bird abundance between the three moments (before, during and after the events), considering each site as a replicate ($n = 6$). The Bray-Curtis similarity distance was used, and 9999 permutations were specified in the procedure. The analysis was done separately for each of the two events (March “Zumpango iluminado” and April “Tradicional quema de Judas”) and the maximum abundance of each species was used. When significant differences were found, we used multiple comparisons between pairs of moments. These analyses were performed using Past ver 4.03 (Hammer *et al.* 2001). For the event “Tradicional quema de Judas”, Wilson’s Phalarope (*P. tricolor*) was excluded from the analysis because it is considered a transitory species with very high numbers registered between the end of April and mid-May, and its presence obscured abundance patterns of all other species at this period.

Finally, the sum of maximum abundances at each sampling site for the three moments (before, during and after festivity events) are shown graphically. The linear distance from each sampling point to the event site, which corresponds to the origin of the disturbance, was measured using a satellite image in ArcGis 10.3 (ESRI 2015), and these distances were included in the graphs.

Due to the limited number of replicates for each sampling point, statistical differences between points were not analyzed.

RESULTS

We registered 75 bird species in March (estimated completeness based on Chao 1 estimator = 87%) and 65 species in April (estimated completeness = 97%). When considering both months, total bird richness included 80 species of which 49 were aquatic and 31 were terrestrial. These 80 species represent 14 orders and 31 families (Appendix 1). The richest families were Anatidae and Scolopacidae with 10 species each. In general, the most abundant species were the Ruddy Duck ($n = 13,753$) in March and the Wilson's Phalarope ($n = 7,881$) in April. The least abundant species were the Sanderling (*Calidris alba*), the American Kestrel (*Falco sparverius*), and the Tricolored Heron (*Egretta tricolor*), with only one observed individual.

Forty-three species are considered permanent residents, 26 are winter visitors and 11 are considered transients (Appendix 1). The Clark's Grebe (*Aechmophorus clarkii*), the Sanderling, the Lesser Yellowlegs (*Tringa flavipes*), and the Gull-billed Tern (*Larus delawarensis*) are listed in the NMBCA (2000). In addition, the Mexican Duck (*Anas diazi*) is considered threatened by the Mexican government (DOF 2019). The Black-bellied Whistling-Duck (*Dendrocygna autumnalis*), the Fulvous Whistling-Duck (*D. bicolor*), the Broad-billed Hummingbird (*Cynanthus latirostris*), Osprey (*Pandion haliaetus*) and American Kestrel (*Falco sparverius*) are listed in CITES 2017 (Appendix 1).

We observed a significant change in species richness as a result of festivities (Fig. 2). Species richness was highest on the days before both events, significantly decreased the days when the events took place, and then, slightly increased afterwards, but not to richness levels observed before the events (Fig. 2). Bird richness before festivities at San Pedro south (the closest sampling point to the event sites) included 59 species (73.7% of the lagoon total richness). In March, be-

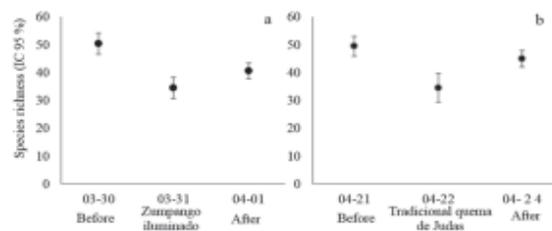


Figure 2. Contrasts comparing bird species richness registered before, during and after each event: (a) March "Zumpango iluminado" and (b) April "Tradicional quema de Judas" 2019, at the lagoon of Zumpango, Mexico.

fore "Zumpango iluminado" we registered unique species of shorebirds like Sanderling, Western Sandpiper (*C. mauri*), and Pectoral Sandpiper (*C. melanotos*) which were not registered during and after the firework festivity. Also at this site, in April before "Tradicional quema de Judas" we observed species like the Black-bellied Whistling-Duck and Royal Tern (*Thalasseus maximus*) which also were not observed during and after the event. At other sites (e.g., San Pedro north and Teoloyucan north) we also observed some species prior to the events that were not observed after the events, including the Osprey, the Green Heron (*Butorides virescens*), and the Cactus Wren (*Campylorhynchus brunneicapillus*).

The days of the events, the magnitude of the decrease in species richness appeared to be related to the taxonomic Order, for example, we found a decrease of 73.70% in Charadriiformes, 65.10% in Pelecaniformes, 44.50% in Anseriformes, 22.60% in Gruiformes, 9.90% in Podicipediformes and 100% in aquatic Passeriformes. In the case of terrestrial birds, abundance decreased 100% for Accipitriformes and Cathartiformes and 45.40% for terrestrial Passeriformes during the events.

Bird abundance was also negatively affected during festivities (Fig. 3). The PERMANOVA results showed statistically significant differences between the moments for "Zumpango iluminado" ($F = 2.78$; $P = 0.04$), with differences between before and during the event ($P = 0.03$), but no differences were found when we compared before and after ($P = 0.18$) as well as between during

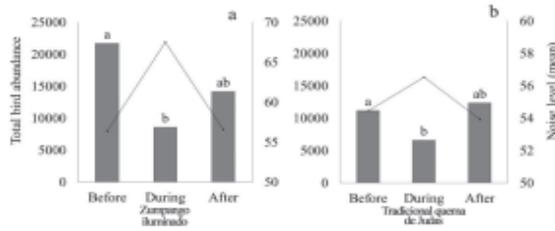


Figure 3. Total bird abundance registered before, during and after each event: (a) March “Zumpango iluminado” and (b) April “Tradicional quema de Judas” 2019, at the lagoon of Zumpango, Mexico. Lines represent mean noise levels in decibels (dB).

and after the event ($P = 0.23$). In the second event “Tradicional quema de Judas” we also found statistically significant differences between moments ($F = 3.32$; $P = 0.04$), with significant differences before and during the event ($P = 0.002$), but no differences were found between before and after ($P = 0.27$) and between during and after the event ($P = 0.16$). In both cases, a partial recovery of abundances was observed the days after the festivities.

In “Zumpango iluminado” the most affected species was the Ruddy Duck, one of the most abundant species in March, which presented a drastic decrease (maximum abundance before the event 12,671, during 4,069, and after 7,322 individuals). Also, abundance of the American Coot (*Fulica americana*) decreased substantially. For the second event, “Tradicional quema de Judas”, we observed a similar pattern; bird abundance decreased the days when the events occurred, affecting abundance of species such as the Clark’s Grebe, the Snowy Egret (*Egretta thula*), and the Black-necked Grebe (*Podiceps nigricollis*). In this case, abundance recovered to pre-event levels (Fig. 3b)

For the first event, the most dramatic decrease in abundance during and after the festivity was observed at San Pedro south (the closest site to firework event; Fig. 4). At other sites such as San Pedro north, San Juan Zitaltepec and Teoloyucan north (sites that were located more than 3,000 m from the event site; Fig. 4) bird abundance decreased during the festivity, but then recovered almost completely after the

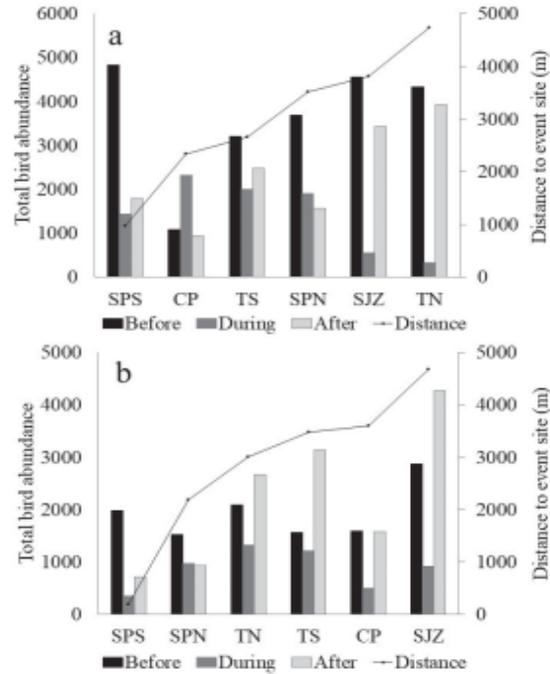


Figure 4. Total bird abundance at each sampling point ($n = 6$) before, during and after each event: (a) March “Zumpango iluminado” and (b) April “Tradicional quema de Judas” 2019, at the lagoon of Zumpango, Mexico. Lines represent distance to event sites and sites are ordered according to these distances. SPN = San Pedro north, SPS = San Pedro south, CP = Cola de pato, TS = Teoloyucan south, TN = Teoloyucan north, and SJZ = San Juan Zitaltepec.

event. Particularly in Cola de pato, bird abundance increased during the event, probably due to some individuals relocating from San Pedro south. In “Tradicional quema de Judas” a similar pattern was observed, since abundance at San Pedro south (again the closest site to the event site) decreased during and after the event, and at Teoloyucan north, Teoloyucan south and San Juan Zitaltepec (which are also some of the furthest sites to the firework event, at $> 3,000$ m), bird abundance decreased during, and increased after the event (Fig. 4). Therefore, movements of individuals between sites appear to be common, but no complete recovery of total abundances was registered after festivities. Particularly, we observed changes in the abundance of many migratory waterbirds including dabbling ducks and shorebirds.

Noise levels in the lagoon varied from 27.70 dB to 82.92 dB (Mean = 54.80 dB). Sites with the highest noise levels were located near important streets and included San Pedro south, Cola de pato and Teoloyucan south. As expected, we found higher noise levels on the days of both events, when abundance decreased. Noise levels were higher on average during “Zumpango iluminado” (Mean = 66.07 dB), than during “Tradicional quema de Judas” (Mean = 56.27 dB).

DISCUSSION

This study presents evidence of changes in species richness and abundance of birds as a result of two traditional fireworks festivities in which disturbance was related to a substantial increase in noise levels, the presence of large numbers of pedestrians, aerostatic balloons in the sky and firework explosions throughout the day. The impact of specific activities such as firework explosions may also be increased by the presence of other activities occurring at the same time, like the intensification of vehicle and pedestrian traffic, and the presence of massive objects in the sky. Although many birds may be tolerant to certain levels of disturbance, massive and extremely high human disturbance can significantly affect bird behavior, forcing many individuals to flee the site, especially shorebirds and ducks, as reported in this study. In some cases, birds appeared to move between areas of the wetland in response to disturbances, potentially searching for protection. We observed that bird abundance drastically decreased at sites that are closer to the festivity site, while abundances increased at furthest (> 3,000 m) sites.

Such movements could be related to the presence of vegetation used as a refuge, because sites such as Teoloyucan north and San Juan Zitlaltepec, which have vegetated areas, experienced increases in bird abundance during and after the events. This immediate response to intense disturbance (i.e., high number of pedestrians, and vehicles, and firework explosions) has been documented in other studies as a fast escape

response in a short time (Shamoun-Baranes *et al.* 2011). Other human activities have also been shown to trigger a flee response, for example, pedestrian and bicycle traffic (Pease *et al.* 2015), and the presence of flying objects (Kempf and Hüppop 1998). Furthermore, frequent recreational activities may have additive effects; for example, in this study the time lapse between the two firework events was short (20 days), so it was difficult to assess if the bird community had recovered from the first event when the second one started.

The impact of fireworks has been documented for many biological groups and their effects can be diverse, mainly because many animals are affected by vibrations (Acosta *et al.* 2008; Graham and Cooke 2008; Pedreros *et al.* 2016). Even though fireworks may not directly kill birds, they can cause confusion or disorientation during flight, especially for flocks at night (Shamoun-Baranes *et al.* 2011). It's important to consider that dabbling ducks and shorebirds were the most affected groups. Some waterbirds, such as shorebirds and gulls, commonly occupy open wetlands, which makes them more susceptible to human disturbance; for example, to pedestrians that walk along a shoreline. Also, recreational activities limit the capacity of a site as a stop-over area, resulting in a reduction of feeding times (Martín *et al.*, 2014).

The effects of noisy activities on bird breeding and long-term survival are mostly unknown for many areas. However, the interruption of breeding and feeding activities can be expected (Acosta *et al.*, 2008). Specifically, noise levels produced by firework explosions can be higher than 170 dB, and it has been experimentally demonstrated that birds escape a site when noise levels are above 85 dB (Brown 1990). These noise levels can even produce damages to the human ear (Clark and Bohne 1999; WHO 1999). Basal noise levels are also critical inside natural protected areas. For example, in the Mesa Verde National Park in Colorado, USA, sound levels are normally around 35 dB (Barber *et al.* 2011), while in the lagoon of Zumpango we see higher basal noise lev-

els (54.80 dB), similar to those registered for Mexican urban areas (e.g., Xalapa: 54.79 dB; Carral-Murrieta *et al.* 2020). The effects of these higher basal and persistent noise levels on wildlife are unknown.

Also unknown are the long-term effects produced by fireworks which pollute soil and water, especially with metals like aluminum, lead, mercury, copper, and strontium which may affect breeding success (Palaneeswari and Muthulakshmi 2012; Calderón-Contreras 2013; Robles-González *et al.* 2017). Additionally, many fireworks explode at night, and at this time the effect on wildlife is very difficult to evaluate because sophisticated and expensive technology is usually necessary to count birds (e.g., nocturnal radars; Shamoun-Baranes *et al.* 2011). Therefore, it is common to study these effects as daily fluctuations of individuals the morning immediately after disturbances (Pedreros *et al.* 2016). More research is needed in order to measure responses in different groups of birds, and to disentangle the effect of different types of disturbances associated to festivities. Greater replication of bird counts in time is strongly recommended.

The lagoon of Zumpango is a very important area for the conservation of resident and migratory bird species at the national and international level (Rodríguez-Casanova 2017). Many other continental wetlands in Mexico and Latin America are also affected by high impact human activities. Therefore, it becomes critical to regulate festivities that include fireworks, loud music, and intense traffic at the same time, especially inside and in the periphery of wetlands. For the lagoon of Zumpango, we recommend the relocation of festivities to areas where birds do not nest, feed, or rest, such as to the northeast portion in the of lagoon. The establishment of protected zones for waterbirds will be beneficial for many resident and migratory species. Finally, the conservation of vegetated areas will provide refuges for many individuals.

ACKNOWLEDGMENTS

This contribution is part of AJRC's dissertation in the doctoral program in Biodiversity and Conservation

at UAEH, with a scholarship from CONACYT 665390. We thank field assistants and anonymous reviewers for their useful suggestions.

LITERATURE CITED

- Acosta, S., J. Thayer, W. Merkle and S. Bishop. 2008. Ecological studies of seabirds on Alcatraz Island. Unpublished report, U.S. National Park Service, Golden Gate National Recreation Area National Park Service, San Francisco, California, U.S.A.
- Anderson, M., J. and D., and C. Walsh. 2013. PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: What null hypothesis are you testing? *Ecological Monographs* 83: 557–574.
- Barber, R. J., C. L. Burdett, S. E. Reed, K. A. Warner, C. Formichella, K. R. Crooks, Dave M. Theobald and K. M. Frisrup. 2011. Anthropogenic noise exposure in protected natural areas: estimating the scale of ecological consequences. *Landscape Ecology* 26: 1281–295.
- Bélanger, L. and J. Bédard. 1989. Responses of staging Greater Snow Geese to human disturbance. *The Journal of Wildlife Management* 3: 713–719.
- Bregnballe, T., K. Aaen, and A. D. Fox. 2009. Escape distances from human pedestrians by staging waterbirds in a Danish wetland. *Wildfowl* 2: 115–130.
- Brow, A. L. 1990. Measuring the effect of aircraft noise on sea birds. *Environment International* 16: 587–592.
- Burnham, K. P. and D. R. Anderson. 2004. Multimodel inference: understanding AIC and BIC model selection. *Sociological Methods and Research* 33: 261–304.
- Calderón-Contreras, R. 2013. Análisis de la sustentabilidad de la pirotecnia en la comunidad de San Mateo Tlalchichilpan, Estado de México. Thesis, Universidad Autónoma del Estado de México, México.
- Carral-Murrieta, C. O., M. García-Arroyo, O. H. Marín-Gómez, J. R. Sosa-López and I. MacGregor-Fors. 2020. Noisy environments: untangling the role of anthropogenic noise on bird species richness in a Neotropical city. *Avian Research* 11: 32–39.
- Chao, A. and L. Jost. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* 93: 2533–2547.
- Chao, A., K. H. Ma, T. C. Hsieh and C.H. Chiu. 2015. Spade R. Species-richness Prediction and Diversity Estimation in R. <https://chao.shinyapps.io/>, accessed 2 September 2022.
- Chesser, R. T., S. M. Billerman, K. L. Burns, C. Cicero, J. L. Dunn, B. E. Hernández-Baños, A. W. Kratter, I. J. Lovette, N. A. Mason, P. C. Rasmussen, J. V. Remsen, Jr., D. F. Stotz, and K. Winker. 2021. Check List of North American Birds. American Ornithological Society. <http://checklist.aou.org/taxa>, accessed 5 September 2022.
- Clark, W. W. and B. A. Bohne. 1999. Effects of noise on hearing. *American Medical Association* 281: 1658–1659.

- Convención sobre el Comercio Internacional de Especies de Flora y Fauna Silvestres (CITES). 2017. Apéndices I, II y III. México.
- Diario Oficial de la Federación (DOF). 2019. Modificación del Anexo Normativo III. Lista de especies en riesgo de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestre-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo, publicada el 30 de diciembre del 2010. México.
- Dun, J. L. and J. Alderfer. 2017. Field guide to the birds of North America. National Geographic. Washington D.C, U.S.A.
- ESRI (2015). ArcGIS. Software para crear y compartir mapas. [Software]. Recuperado de <https://www.esri.com/es-es/arcgis/products/arcgis/>
- Ezcurra, E. 2003. De las chinampas a la megalópolis: el medio ambiente en la Cuenca de México, Fondo de Cultura Económica, México.
- Gates, M. C., S. Zito, J. K. Walker and A. R. Dale. 2019. Owner perceptions and management of the adverse behavioral effects of Fireworks on companion animals: an update. *New Zealand Veterinary Journal* 1: 1–6.
- Gill, J. A. 2007. Approaches to measuring the effects of human disturbance on birds. *Ibis* 149: 9–14.
- Graham, A. L. and S. J. Cooke. 2008. The effects of noise disturbance from various recreational boating activities common to inland Waters on the cardiac physiology of a freshwater fish, the largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 1315–1324.
- Hammer, O., D. A. Haper and P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontologia Electronica* 4: 1–9.
- Howell, S. N. G. and S. Webb. 1995. A Guide to the birds of México and Northern Central America. Oxford University Press, Mississippi, U.S.A.
- Hsieh, T. C., K. M. Ma and A. Chao. 2013. iNEXT online: interpolation and extrapolation. <https://chao.shinyapps.io/iNEXTOnline/>, accessed 3 October 2022.
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). 2012. Plan estratégico para la recuperación ambiental de la laguna de Zumpango. Diagnóstico e identificación de retos, problemas, estrategias, objetivos, acciones y proyectos primarios. México.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos, Zumpango, México.
- Kempf, N. and O. Hüppop. 1998. What effect do airplanes have on birds? A summary. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 30: 17–28.
- Martín, B., S. Delgado, A. de la Cruz, S. Tirado and M. Ferrer. 2014. Effects of human presence on the long-term trends on migrants and resident shorebirds: evidence of local population declines. *Animal Conservation* 18: 1–9.
- Moreno, C. E., J. M. Calderón-Patrón, V. Arroyo-Rodríguez, F. Barragán, F. Escobar, Y. Gómez-Ortiz, and I. Zuria. 2017. Measuring biodiversity in the Anthropocene: a simple guide to helpful methods. *Biodiversity Conservation* 26: 2993–2998.
- Neotropical Migratory Bird Conservation Act (NMB-CA). 2000. Bird species considered as neotropical migrants under the neotropical migratory bird conservation act. U.S.A.
- O'Brien, M., R. Crosslesy and K. Karlson. 2006. The shorebirds guide. Houghton Mifflin Company. New York, U.S.A.
- Palaneeswaria, T. and C. Muthulakshmi. 2012. A study on attitude of fireworks manufacturers in Sivakasi towards eco-friendly fireworks. *International Journal Trade Commerce* 1: 204–212.
- Pease, M. L., R. K. Rose, and M. J. Butler. 2015. Effects of human disturbances on the behavior of wintering ducks. *Wildlife Society Bulletin* 33: 103–112.
- Pedreiros, E., M. Sepúlveda, J. Gutiérrez, P. Carrasco, and R. A. Quiñones. 2016. Observations of the effect of a New Year's Fireworks display on the behavior of the South American sea lion (*Otaria flavescens*) in a colony of central-south Chile. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 06: 1029–6244.
- Periódico Oficial del Gobierno del Estado de México (POGEM). 2003. Decreto del Área Natural Protegida con la categoría de "Parque Estatal para la Protección y fomento del Santuario del Agua Laguna de Zumpango". *Gaceta de Gobierno*. México.
- R development Core Team. 2022. R: a language and environment for statistical computing v 4.2.0. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ralph, C. J., G. R. Geupel, P. Pyle, T. Martín, D. De Sante and B. Milá. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Pacific Southwest Research Station. Albany, California. U.S.A.
- Ramli, R. and N. A. Norazlimi. 2017. The effects of disturbance on the abundance and foraging behavior of shorebirds and waterbirds in the tropical mudflat areas. *Sains Malaysian* 46: 365–372.
- Robles-González, I. V., R. Reyna-Velarde, C. Guerrero-Barajas, V. S. Robles González and A. Ordaz. 2017. La quema masiva de pirotecnia: un espectáculo que contamina. *Revista Bio Ciencias* 4: 1–18.
- Rodewald, A., U. Ganslober and T. Kölpin. 2014. Influence of Fireworks on zoo animals: studying different species at the Zoopark Erfurt during the Classic Nights. *International Zoo News* 61: 264–271.
- Rodríguez-Casanova, A. J. 2017. Ecología de aves en la Laguna de Zumpango, Estado de México. Thesis. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Hidalgo, México.
- Shamoun-Baranes, J., A. M. Dokter, H. van Gasteren, E. E. van Loon, H. Leijnse and W. Bouten. 2011. Birds flee in mass from New Year's Eve Fireworks. *Behavioral Ecology* 22: 1173–1177.
- Sibley, D. A. 2014. Guide to the Sibley birds. Chanticleer Press, New York, U.S.A.
- Valente, J. J. and R. A. Fischer. 2011. Reducing human disturbance to waterbirds communities near corals

- of engineer's project. *Dredging Operations and Environmental Research* 29: 1–16.
- Wetland International. 2010. *Guidance on waterbird monitoring methodology: Field Protocol for waterbird counting*. Wetland International, U.S.A.
- World Health Organization (WHO). 1999. *Guidelines for community noise*. Stockholm University and Karolinska Institute, U.S.A.

Discusión general

Las perspectivas en la conservación se han diversificado, al punto de considerar aspectos como la funcionalidad, las interacciones y las metacomunidades. Existe una alta presión para detener la pérdida de los ecosistemas y su biodiversidad, y ha surgido la necesidad de reconocer patrones de la diversidad entre sitios en una región y así, fomentar su conservación. No obstante, el mayor desafío está en preservar suficiente hábitat para evitar la mayor pérdida de especies (Tjørve, 2010).

En el caso particular de los humedales, un punto clave en su conservación es reconocer que el agua es el principal factor que controla el medio y la biodiversidad (Ma et al., 2010). De este modo, las características bióticas, físicas, y químicas son resultado del hidropereodo que tiene un papel moderador (Mitsch y Gosselink, 2015; Keddy, 2010; Ma et al., 2010) así, el periodo de inundación y la heterogeneidad ambiental, son importantes en el manejo de los ecosistemas (Mitsch y Gosselink, 2015; Keddy, 2010; Ma et al., 2010; Murray et al., 2013). En especial para aquellas especies que dependen de los humedales, ya que su ciclo biológico está estrictamente ligado con el agua, como es el caso de las aves acuáticas (Weller, 2003; Keddy, 2010; Quesquelle et al., 2014; RAMSAR, 2018; RAMSAR, 2021).

En los humedales el uso de hábitat por las aves puede depender no solo de su disponibilidad, sino también de las interacciones bióticas, pues los individuos interactúan entre sí y cuando se habla de esfuerzos de conservación se da prioridad a las aves o a los anfibios, mientras que grupos como los peces no se consideran ya sea por la falta de estudios, salvo en casos especiales cuando se trata de especies importantes para la conservación (Kačergytė et al., 2021). Por esta razón, surge la necesidad trabajar también con otros grupos biológicos, aunque en este caso la protección de los hábitats para las aves acuáticas puede favorecer a otros grupos que habiten estos ecosistemas.

Es claro que el humano necesita agua, y para ello, ha incrementado los lugares que ayuden a tener a su disposición este recurso, creando un gran número de cuerpos de agua que sirven como reservorios. Si bien, los cuerpos de agua creados en paisajes desprovistos de este recurso pueden proporcionar o complementar el hábitat para grupos biológicos como las aves, se ha argumentado que no pueden reemplazar por completo a los humedales naturales (Ma et al., 2010), además se sabe que no están pensados con fines de conservación.

En regiones como el centro de México, los humedales naturales han desaparecido en gran proporción o en su totalidad y han sido transformados a lo largo del tiempo, por lo que sólo quedan remanentes de grandes humedales y un conjunto de humedales pequeños que han sido creados con el principal objetivo de ser utilizados como vasos reguladores, presas o estanques con fines productivos, dejando de lado la meta de preservar, y conservar la biodiversidad en esta región que ha perdido y transformado estos ecosistemas.

Actualmente el panorama incluye a un número limitado de humedales inmersos en un paisaje antrópico, con pocos humedales grandes y muchos pequeños, pero la mayoría es estacional, por lo que dependen de la temporada de lluvias para mantener un nivel de agua. Debido a la sequía de los últimos años, la mayoría del tiempo están secos, incluso aquellos humedales grandes considerados perennes lo que trae consecuencias para el componente biótico.

En términos de conservación, los resultados obtenidos en este trabajo se suman a los ejemplos de regiones en donde se presenten condiciones similares con algunos parches grandes y una mayor cantidad de parches pequeños. Algunos autores han mencionado la necesidad de generalizar los resultados obtenidos por las diferencias en las extensiones de estudio que se han analizado, así como por la disposición espacial de los parches grandes y pequeños (Riva y Fahrig 2022), de los cuales, será sumamente difícil igualar entre regiones, ya que como ocurre con los humedales del centro de México los humedales pequeños representan una mínima superficie.

A medida que el tamaño de los parches en un conjunto se vuelve más diferente se dificulta una aproximación más certera al momento de intentar igualar el área de los humedales pequeños respecto a un humedal grande, tal como ocurrió en el primer capítulo en donde los humedales pequeños estaban representados por miles de parches (con superficie menor de 1 ha), que sumados representaban una mínima superficie acumulada, en comparación con los cuerpos de agua grandes. Por esta razón, como se había mencionado en otros estudios, se hace hincapié en que se necesita considerar en estudios futuros una mayor representatividad de parches pequeños con la finalidad de igualar el área de un parche grande, esto permitirá evaluar el conjunto de parches pequeños y determinar si, éstos pueden mantener más especies como se ha propuesto en la literatura reciente en donde se ha abordado el debate SLOSS (Riva y Fahrig, 2022).

Además, la selección de sitios para mantener a las especies deberá considerar algunas cuestiones importantes como son: ¿Se quiere proteger tantas especies como sea posible? o ¿Se busca preservar especies raras, o amenazadas? Así, en lugar de que una de las dos estrategias del

debate SLOSS sea la mejor, la solución podría enfocarse en los factores que varían entre sitios e identificar principios generales frente al conocimiento limitado (Arroyo-Rodríguez et al., 2022; Fahrig et al. 2022).

El debate SLOSS había sido estudiado principalmente con la riqueza de especies en los sitios, sin considerar la abundancia o el número de parejas y crías producidas como en el estudio de Kačergytė et al. (2021). Con los objetivos de cualquier estrategia de conservación se requiere considerar el éxito reproductivo, por lo que futuras investigaciones deberían centrarse en otros componentes de la biodiversidad. Así, se pueden plantear preguntas al momento de crear humedales para la conservación. ¿Cómo podemos mejorar la diversidad de aves reproductoras al construir humedales para la biodiversidad? ¿Son importantes el tamaño de ciertos elementos del hábitat construido y el contexto del paisaje para atraer especies de humedales? ¿Cómo se relacionan estas características con la reproducción? Estas son algunas preguntas que pueden estudiarse en futuros estudios.

En diversos estudios se ha hecho hincapié en que la consideración del tamaño de los parches no puede compensar la pérdida de hábitat, esto implica que el hábitat continuo no debe fragmentarse para la conservación, ya que implica pérdida (Caro et al., 2022). Además, hoy en día los grandes parches de hábitat son escasos en regiones dominadas por humanos y pueden cumplir funciones específicas (Arroyo-Rodríguez et al., 2022; Fahrig et al., 2022). Reconocer el valor de los hábitats disponibles permitirá optimizar la protección del hábitat independientemente del tamaño de los parches (Riva y Fahrig, 2022). Un hecho es que, con respecto a los humedales, la conservación generalmente se ha enfocado en los grandes, puesto que resguardan una alta diversidad de especies (Keddy, 2010).

En resumen, antes de favorecer parches de hábitat grandes sobre los pequeños (SL>SS) o beneficiar a los parches pequeños sobre los grandes (SS>SL) primero se debe evaluar cuál es la mejor estrategia. Las investigaciones recientes en conservación se basan cada vez más en los principios de representatividad y complementariedad que generalmente conducen a la recomendación de múltiples áreas para la conservación (Tjørve, 2010), y es que se debe considerar la capacidad de dispersión de los organismos, y en el caso de las aves acuáticas migratorias, se requieren hábitats adecuados a lo largo de sus rutas de migración.

Aunado a esto, faltan estudios que se enfoquen en los efectos de las actividades antropogénicas sobre estos ecosistemas y su biodiversidad (RAMSAR, 2021), por esta razón en

la parte final de esta tesis se mostró que, por ser un humedal grande un reservorio de una importante riqueza de especies, se deben restringir perturbaciones, ya que ocasionan efectos negativos en la riqueza y abundancia de las especies. Por lo tanto, sería importante evaluar el efecto de la perturbación sobre la riqueza y abundancia de las aves acuáticas en los humedales pequeños.

Conclusiones

- Esta tesis aporta información de los humedales en la Cuenca de México, en particular se enfocó en las aves acuáticas para promover su conservación en la región centro de México. Mantener los humedales grandes favorece la conservación de la diversidad de aves acuáticas migratorias en esta región en donde los humedales son escasos y presentan perturbaciones antropogénicas que afectan a la avifauna acuática migratoria.
- El análisis espacial de los humedales permitió reconocer su baja disponibilidad en la Cuenca de México. La mayoría de los sitios son pequeños e intermitentes, están destinados a actividades agrícolas y el crecimiento urbano se relaciona con su desaparición ya que el número de humedales disminuye conforme disminuye la distancia a la ciudad.
- Persisten cuatro remanentes de grandes humedales, de los cuales Tecocomulco es el único humedal que presenta condiciones naturales, los demás son artificiales y son utilizados como vasos reguladores del recurso hídrico en el centro de México.
- En la actualidad los humedales disponibles están en un constante proceso de desecación, siendo los humedales grandes los más afectados ya que se han secado por completo, mientras que algunos humedales pequeños se mantienen, aunque con un nivel bajo de agua. Ante la acelerada pérdida de los humedales grandes, los humedales pequeños podrían aportar los únicos hábitats disponibles para las especies.
- La relación entre la riqueza de aves y el tamaño del humedal fue positiva, conforme aumenta el tamaño del humedal, aumenta la riqueza. Los humedales que presentaron la mayor riqueza de especies fueron Tecocomulco y Zumpango, ambos representan los sitios de mayor tamaño.
- Los resultados muestran que los humedales grandes conservan la mayor riqueza de aves; así mismo, la mayor proporción de la diversidad beta se debe al anidamiento por

diferencias en el número de especies, lo cual sugiere que se debe conservar un humedal grande ($SL > SS$).

- Se recomienda conservar los humedales grandes que quedan en la Cuenca de México ya que mantienen la avifauna acuática migratoria. Pero también debe ser efectiva la conservación de humedales pequeños en los que se registran especies únicas, para favorecer la conservación de aves acuáticas migratorias a nivel regional.
- Al comparar la riqueza y abundancia de aves antes, durante y después, de dos eventos de fuegos artificiales ocurridos en un humedal se detectó un impacto negativo, es decir, la pirotecnia disminuye la riqueza y abundancia de aves. Los eventos ocasionaron que las aves buscaran refugio en sitios alejados en el humedal. Por esta razón, dichas actividades deben restringirse en los únicos refugios de la avifauna acuática migratoria.
- La avifauna acuática enfrenta la reducción de sus hábitats en el centro de México, a esto, debemos sumar la perturbación que ocurre en su hábitat, resultado de un sinnúmero de actividades humanas.
- Los resultados presentados contribuyen al conocimiento sobre el valor que tienen los humedales de paisajes antropizados para la conservación de las aves acuáticas migratorias en la región.

Literatura citada

- Arroyo-Rodríguez, V., Arasa-Gisbert, R., Arce-Pañe, N. P., Cervantes-López, M. J., Cudney-Valenzuela, S. J., Galán-Acedo, C., Hernández-Ruedas, M. A., San-Jose, M., y Fahrig, L. (2022). The importance of small rainforest patches for biodiversity conservation: a multi-taxonomic assessment. En F. Montagnini (Ed.), *Biodiversity Islands: Strategies for conservation in human-dominated environments* (pp. 41–60). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-92234-4_2
- Caro, T., Rowe, Z., Berger, J., Wholey, P. y Dobson, A. (2022). An inconvenient misconception: climate change is not the principal driver of biodiversity loss. *Conservation Letters*, 15(3), e12868. <https://doi.org/10.1111/conl.12868>
- Fahrig, L., Watling, J. I., Arnillas, C. A., Arroyo-Rodríguez, V., Jörger-Hickfang, T., Müller, J., Pereira, H. M., Riva, F., Rösch, V., Seibold, S., Tschardtke, T., y May, F. (2022).

- Resolving the SLOSS dilemma for biodiversity conservation: a research agenda. *Biological Reviews*, 97(1), 99–114. <https://doi.org/10.1111/brv.12792>
- Kačergytė, I., Arlt, D., Berg, Å., Żmihorski, M., Knape, J., Rosin, Z. M., y Pärt, T. (2021). Evaluating created wetlands for bird diversity and reproductive success. *Biological Conservation*, 257. 257, 109084. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109084>
- Keddy, P. A. (2010). *Wetland ecology: principles and conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ma, Z., Cai, Y., Li, B., y Chen, J. (2010). Managing wetland habitats for waterbirds: an international perspective. *Wetlands*, 30, 15-27.
- Mitsch, W. J., y Gosselink, J. G. (2015). *Wetlands*. Wiley. 5ed. U. S. A.
- Murray, C. G., Kasel, S. Loyn, R. H. Hepworth G. y Hamilton, A. J. (2013). Waterbird use of artificial wetlands in an Australian urban landscape. *Hydrobiologia*, 716, 131-146.
- Quesquelle, P E., K. E. Lindsay, y L. Fahrig. (2014). Low reproductive rate predicts species sensitivity to habitat loss: a meta-analysis of wetland vertebrates. *PLoS ONE*, 9(3), e90926. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0090926>
- Riva, F., y Fahrig, L. (2022). Protecting many small patches will maximize biodiversity conservation for most taxa: the SS>SL principle. *Authorea*. <https://doi.org/10.22541/au.165149884.48729499/v1>
- RAMSAR. (2018). *Perspectiva mundial sobre los humedales, estado de los humedales del mundo y de los servicios que prestan a las personas*. Informe. Secretaria de la Convención RAMSAR. Edición especial 2021. Suiza.
- RAMSAR. (2021). *Sitios designados como Humedales de Importancia Internacional*: <https://www.ramsar.org/es/humedal/mexico>
- Tjørve, E. (2010). How to resolve the SLOSS debate: Lessons from species-diversity models. *Journal of Theoretical Biology*, 264, 604-612. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2010.02.009>
- Weller, M. (2003). *Wetlands bird's habitat resources and conservation implications*. Australia. Cambridge University Press.