



UNIVERSIDAD DE ORIENTE
NÚCLEO DE SUCRE
ESCUELA DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA

ESTRUCTURA COMUNITARIA Y PERSPECTIVAS DE CONSERVACIÓN DE
LA AVIFAUNA EN LA LAGUNA EL MAGUEY, BARCELONA, ESTADO
ANZOÁTEGUI, VENEZUELA

YALICIA ALEJANDRA CARVAJAL MORENO

TRABAJO DE GRADO PRESENTADO COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OPTAR EL TÍTULO DE LICENCIADA EN BIOLOGÍA

ESTRUCTURA COMUNITARIA Y PERSPECTIVAS DE CONSERVACIÓN DE
LA AVIFAUNA EN LA LAGUNA EL MAGUEY, BARCELONA, ESTADO
ANZOÁTEGUI, VENEZUELA

APROBADO POR:

M.Sc. Gedio C. Marín Espinoza Asesor

M.Sc. Antulio Prieto coasesor

Jurado

Jurado

INDICE GENERAL

DEDICATORIA	i
AGRADECIMIENTO	ii
LISTA DE TABLAS	iii
LISTA DE FIGURAS	iv
RESUMEN.....	v
INTRODUCCIÓN	1
METODOLOGÍA	9
Área de estudio.....	9
Metodología de campo.....	10
Índices ecológicos.....	10
RESULTADOS.....	15
DISCUSIÓN	24
CONCLUSIONES	31
RECOMENDACIONES.....	33
BIBLIOGRAFÍA	35
ANEXOS	50
Hoja de Metadatos	58

DEDICATORIA

A mi familia que es lo más grande que puedo poseer. Especialmente a mi abuelo (*in memoriam*), Juan Carvajal por haberme enseñado muchísimas cosas que hoy en día aplico y a mi amada abuela Iris Carvajal, lo más valioso que me ha dado Dios aparte de mi madre y mi padre.

AGRADECIMIENTO

A:

Dios, por estar siempre en mi camino y ser mi compañero en todo momento.

Mis padres: Yalicia y Juan a mis hermanos, Joana, Juan y Virginia por su confianza depositada y formar parte de mí vida.

El Prof. Gedio Marín por brindarme la oportunidad de entrar al fascinante mundo de las aves.

Los Profs. Jorge Muñoz y Antulio Prieto, por su aporte en la realización de este trabajo.

Mis amigas Veronica, Nancy, Alina, Jenny y Linaida por creer en mí y estar a mi lado, por soportarme y brindarme una mano amiga cuando la necesite.

Todas esas personas que aprecio y son especiales para mí, algunos ya los nombré y otros muchos que no lo haré por no querer olvidar alguno, pero Uds. saben que forman parte de ellas.

Los profesores que contribuyeron con mi formación como bióloga y como persona, así como a los trabajadores del Departamento de Biología.

Para finalizar, quiero agradecer a todos esos buenos y malos momentos que estuvieron presentes durante mi carrera, ya que me ayudaron a crecer como persona y esforzarme por ser mejor cada día.

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Lista de la avifauna de la laguna El Maguey, Barcelona, estado Anzoátegui, Venezuela.....	16
Tabla 2. Valores de Diversidad (H'), Equitabilidad (J'), Riqueza Específica (S_{Chao1}) y Dominancia (ID), y Promedio ($\pm DE =$ desviación estándar) a lo largo de todo el período de estudio, en laguna El Maguey, Barcelona, estado Anzoátegui.	19
Tabla 3. Valores bimestrales promedio ($\pm DE =$ Desviación estándar) de Abundancia Relativa (A), Diversidad (H'), Equitabilidad (J'), Riqueza específica (S_{Chao1}) y Dominancia (ID): enero y marzo (sequía): mayo-junio (inicio del período de lluvia); agosto-septiembre (período de lluvia), en laguna El Maguey, Barcelona, estado Anzoátegui	19
Tabla 4. Especies con los mayores índices de relevancia porcentual (RE) en la laguna El Maguey, Barcelona, estado Anzoátegui.	21
Tabla 5. Categoría de riesgo en especies de la Laguna El Maguey según el Libro Rojo de la Fauna Venezolana (Rodríguez y Rojas, 1999).	22
Tabla 6. Número de especies <i>versus</i> la extensión territorial de algunas lagunas litorales de Venezuela, Brasil, México, Argentina, Costa Rica y laguna El Maguey. 23	

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación geográfica relativa del área de estudio (circulo amarillo).....	9
Figura 2.- Laguna El Maguey (derecha) y Laguna Tronconal (izquierda)	14
Figura 3. Número de especies por familia observadas en la laguna de El Maguey, estado Anzoátegui, durante los bimestres muestreados (mayo-junio y agosto-septiembre de 2007, y enero y marzo de 2008).	15
Figura 4. Estatus de permanencia de la avifauna presente en la laguna de El Maguey, estado Anzoátegui: RE: Residente; MN: Migratoria Neártica; ML: Migratoria Local; MI: Migratoria Intratropical; MA: Migratoria Austral.	18
Figura 5. Curva acumulativa del número de especies en la laguna el Maguey	21
Figura 6. <i>Phoenicopterus ruber</i> (arriba) y <i>Himantopus mexicanus</i> (abajo), las especies con el mayor índice de relevancia.....	23

RESUMEN

En humedales de latitudes neárticas, la estructura de las comunidades que involucran aves acuáticas tiende a cambiar marcadamente durante su ciclo anual; gran parte de las poblaciones de varias especies migran estacionalmente hacia humedales neotropicales. La avifauna asociada a la laguna urbana El Maguey (72 ha), Barcelona, Estado Anzoátegui, se caracterizó comunitariamente sobre la base de índices ecológicos cualicuantitativos de Abundancia (A), Riqueza (S_{Chao1}), Diversidad (H' y β), Equitabilidad (J'), Dominancia (ID), Disimilaridad (U_{AB}) y Relevancia Específica (RE). En un bote inflable, tipo “dingi”, se realizaron observaciones y censos de aves con binoculares por el método de transectos de línea sin estimados de distancia, una vez al mes, durante seis meses: enero y marzo (E-M), período de sequía; mayo y junio (M-J), inicio de las lluvias; agosto y septiembre (A-S), período de lluvias; seleccionados así tanto para cubrir parte de las temporadas de lluvia y sequía, como para aprovechar el período de permanencia estacional de aves migratorias Charadriiformes y Ciconiiformes. Se censaron 1767 individuos, de 53 especies, agrupados en 24 familias y 12 órdenes. Las familias Scolopacidae ($n=8$) y Ardeidae ($n=7$) concentraron el mayor número de especies, aunque con muy pocos individuos por especie. La gallineta pico de plata (*Fulica caribaea*) resultó un nuevo registro para el estado Anzoátegui, y está categorizada como IC (insuficientemente conocida). La H' y la J' mostraron sus menores valores promedio en el bimestre E-M y los mayores en el A-S; en cambio, la S_{Chao1} mostró valores parecidos en todos los bimestres. El ID mayor en marzo deriva de la ingente cantidad de flamencos (*Phoenicopterus ruber*) y viudas patilargas (*Himantopus mexicanus*) observados ($n=263$ y 270 , respectivamente). El flamenco resultó la especie con el mayor porcentaje de relevancia específica ($RE=22,34\%$). El índice beta ($\beta=0,48$) indica una probabilidad moderada de un intercambio de especies entre la laguna de El Maguey y la vecina de Tronconal, ratificado por un índice de disimilaridad medianamente alto ($U_{AB}=57\%$) entre ambas lagunas. Estos resultados revelan una comunidad moderadamente estable y heterogénea. El aumento del volumen y profundidad del agua por el incremento de las lluvias se presume como una de las causas de los cambios en la composición de las especies, como se ha visto en otros humedales neotropicales. Independientemente de su extensión, se ratifica la importancia nacional e internacional de la laguna El Maguey como humedal, al albergar, aunque temporalmente, poblaciones apreciables de aves acuáticas, en especial el flamenco, una especie protegida a nivel hemisférico.

INTRODUCCIÓN

Los humedales constituyen menos del 6% de la superficie del planeta, y aportan, desde el punto de vista ecológico, el mayor porcentaje de la productividad biológica mundial y poseen un papel crítico en la regulación de los recursos hídricos; de hecho, la estabilización de la línea litoral, control de erosión, recarga y descarga de acuíferos subterráneos, purificación del agua, retención de nutrientes, sedimentos y contaminantes, sitios de pernocta, alimentación y reproducción de especies animales residentes y migratorias (Mitsch y Gosselink, 2000; Oficina de la Convención de Ramsar, 2000; Lindig-Cisneros y Zedler, 2005). Los humedales abarcan cerca del 7% de la masa continental de Sudamérica, y en Venezuela ocupan un 16,4% de la superficie total del territorio (Scott y Carbonell, 1986; Lentino y Bruni, 1994; Naranjo, 1995).

El hombre ha utilizado los humedales para diferentes actividades, con la consecuente degradación regional de los mismos (Antas *et al.*, 1986; Bildstein *et al.*, 1991; Lindig-Cisneros y Zedler, 2005); particularmente, los ecosistemas lagunares marino-costeros, los cuales representan el 13% de la línea litoral (Kjerfve, 1994). Su ubicación entre el territorio continental y el mar, y su escasa profundidad, los convierten en ecosistemas muy productivos, pero también de reconocida fragilidad a las actividades humanas. No obstante, los numerosos efectos del urbanismo sobre la ecología de las aves presentes hacen que los humedales de las áreas costeras urbanizadas respondan funcionalmente de forma diferente a los de áreas no urbanas (Riveros *et al.*, 1981; Lentino, 1989; Knoppers, 1994; Opheim, 1997; Alves y Pereira, 1998; Staniforth, 2002; González *et al.*, 2003; Guadagnin *et al.*, 2005; Hernández, 2005; Lindig-Cisneros y Zedler, 2005; Marín *et al.*, 2006; Villarreal, 2006; Cruz *et al.*, 2007).

Las exigencias ecológicas particulares de las especies, y en especial sus hábitos y estrategias alimentarias diferentes, conducen a las poblaciones, y particularmente a las aves acuáticas, a explotar de manera distinta los más variados hábitat con el inherente grado de espaciamento y competitividad (Brown y Dismore, 1986; Battley *et al.*, 2003; Paracuellos y Tellería, 2004). Sin embargo, gran parte de los planes de uso de estos escenarios lacustres se hacen sin consideración del valor ecológico de tales conductas (Shine y Klemm, 1999; Hackney, 2000; Getzner, 2002), por lo que han sido ostensiblemente dañados y destruidos o seriamente fragmentados, debido al crecimiento demográfico, actividades turísticas, urbanización, industrialización, deforestación, drenaje, desecamiento, vialidad, construcción de aeropuertos y obras hidráulicas, entre otros (Shabman y Batie, 1978; Ehrenfeld, 2000; Gattenlöhner *et al.*, 2004).

En las últimas décadas, las poblaciones y hábitat de muchas especies de aves acuáticas que evolucionan en las lagunas costeras (playeros, pollas acuáticas, aves coloniales) han venido declinando ostensiblemente debido a los diversos efectos de las actividades antrópicas sobre su ecología (Amat *et al.*, 1985; McNeil *et al.*, 1985; Smit *et al.*, 1987; Weller, 1988; Erwin, 1996; Alves y Pereira, 1998; Rodríguez, 1999; Reynaud, 2002; Shu-Ping *et al.*, 2002; Taft *et al.*, 2002; U.S. EPA, 2002; Traut y Hostetler, 2003; Rosa *et al.*, 2003; Romano *et al.*, 2005; Kuijken, 2006; Marín *et al.*, 2006).

Por regla general, los patrones estructurales de las comunidades de aves que habitan lagunas litorales van a estar influenciados por factores intrínsecos y extrínsecos, que a su vez condicionan la aplicación de los criterios de valoración ecológica más convenientes (Amat, 1984; U.S. EPA, 2002, Getzner, 2002; Gattenlöhner *et al.*, 2004; Blanco *et al.*, 2008), sobre todo si estos humedales se encuentran enclavados en áreas costeras urbanas o suburbanas (Marín *et al.*, 2006).

En humedales de latitudes neárticas, la estructura de las comunidades que involucran aves acuáticas tiende a cambiar marcadamente durante su ciclo anual pues buena parte de las poblaciones de varias especies migran estacionalmente hacia los humedales neotropicales (Erwin, 1996). A menudo, tales desplazamientos conducen a que estos últimos incrementen su abundancia y riqueza específica, en particular con especies limícolas Charadriiformes (McNeil *et al.*, 1985; Morrison y Myers, 1987; Torres *et al.*, 2006; Blanco *et al.*, 2008; Di Giacomo y Parera, 2008). Adicionalmente, al menos en Venezuela, varias especies de Ciconiiformes practican movimientos locales temporales (intratropicales) hacia las lagunas litorales, durante la sequía y la interfase sequía-lluvia (McNeil *et al.*, 1985). Una vez terminada su época reproductiva en humedales interiores continentales, como los Llanos.

Muchas de las especies de aves que utilizan estas lagunas son migrantes de corta, media y larga distancia, y durante su permanencia transitoria en estos enclaves necesitan de los hábitat que ofrecen estos irremplazables humedales para pernoctar y reabastecerse, antes de proseguir hacia su destino definitivo; ejemplo de ello son las migraciones otoñales y primaverales de las aves Charadriiformes. Tanto es así, que muchas de ellas, a pesar de reproducirse en el Neártico, pueden pasar las dos terceras partes de su ciclo anual en latitudes tropicales (Burton y McNeil, 1975; Morrison y Myers, 1987; Di Giacomo y Parera, 2008) y generalmente resultan entre los grupos zoológicos más afectados por los impactos antrópicos (McNeil *et al.*, 1985; Elliott *et al.*, 2000).

A los factores extrínsecos se le suman otros intrínsecos, inherentes a las características etológicas y demográficas de cada especie, que de alguna manera afectan la sensibilidad de éstas ante las actividades humanas, y las hacen selectivamente susceptibles a la extinción local al no poder mantener el tamaño

mínimo panmítico necesario para asegurar su permanencia en el tiempo (Gilpin y Soulé, 1986).

Las limitaciones y los criterios de valoración ecológica de los humedales en función de las aves, de alguna u otra manera, implican número de aves que utilizan el ecosistema, fluctuaciones numéricas estacionales, diversidad de especies, presencia de especies amenazadas de extinción o características de la fauna local, regional, nacional o internacional, y presencia de especies protegidas por la legislación estatal, nacional y/o internacional (Amat *et al.*, 1985).

La planificación para el manejo efectivo de un área natural debe tener en consideración no sólo la heterogeneidad y dinámica de su entorno, condiciones climático, fisicoquímicas, cobertura florística, disponibilidad de recursos y agregación poblacional (Elmberg *et al.*, 1994; Comin y Herrera-Silveira, 2000; Caziani *et al.*, 2001; Fairbarn y Dinsmore, 2001; Amezaga *et al.*, 2002; Battley *et al.*, 2003), sino los disturbios y las poblaciones que la conforman, incluyendo los humanos cuando sus actividades representan una amenaza con respecto a los requerimientos biológicos de las especies (Sanderson *et al.*, 2002). Es por ello que en la actualidad, los diseños y criterios para la restauración de los humedales han dejado atrás las concepciones simplistas y los mismos se están basando en proyectos de alta factura técnica-científica, en lo que se ha denominado Manejo Adaptativo (Hackney, 2000); sin embargo, no es menos cierto que la planificación efectiva en materia de conservación requiere consideración integral de complicados factores biológicos, sociales y económicos (Fleishmann *et al.*, 1999; Sanderson *et al.*, 2002; Kuijken, 2006).

El número de aves que hacen uso de un sitio siempre ha sido uno de los atributos que más importancia ha recibido para valorar humedales; no obstante, tal

criterio soslaya especies que, sin ser numerosas, tienen exclusividad por determinados hábitat debido a sus particulares requerimientos ecológicos. Medir la abundancia relativa de cada especie permite identificar aquellas especies que por su escasa representatividad en la comunidad son más sensibles a las perturbaciones ambientales (Moreno, 2001).

La amplitud de las fluctuaciones numéricas de las diferentes especies va a depender de sus patrones comportamentales, por un lado, en cuanto a si son especies de condición oportunista o generalista, y por otro, de las oscilaciones climáticas (p. ej., períodos de sequía o lluvia inusualmente adelantados o prolongados), intensidad de las temperaturas medias anuales, condiciones fisicoquímicas, cobertura florística, disponibilidad de recursos y dinámica comunitaria (Amat *et al.*, 1985; Amezaga *et al.*, 2002).

La diversidad constituye otro de los atributos de importancia determinante para caracterizar este tipo de comunidades, pues relaciona a las especies con la abundancia de individuos (Moreno, 2001); sin embargo, los valores de diversidad se ven afectados por una serie de variables (Hurlbert, 1971), toda vez que van a estar condicionados a la estacionalidad climática y complejidad estructural del hábitat, y al tamaño del área muestreada, especialmente en los humedales tropicales dada su enorme riqueza (Getzner, 2002). Por otra parte, la diversidad informa acerca de la proporción de especies presentes pero no su identidad, esto es, la sustitución temporal de una especie por otra (Amat *et al.*, 1985).

En cada unidad paisajística se consigue un número determinado de comunidades, cuya biodiversidad presenta cambios que para ser comprendidos pasan por la separación de los componentes alfa (número de especies de un determinado hábitat, beta (intercambio o reemplazo de especies entre dos hábitat y gamma

(número total de especies de todos los hábitat estudiados de un ecosistema) (Whittaker, 1972; Crist *et al.*, 2003), de gran utilidad principalmente para medir y monitorear los efectos de las actividades humanas (Halffter, 1998), especialmente en ecosistemas acuáticos fragmentados (Guadagnin *et al.*, 2005; Gurrutxaga y Lozano, 2007). Esta manera de interpretar la diversidad resulta muy adecuada en el marco actual ante la acelerada transformación de los hábitat naturales, ya que una lista simple de especies para un ecosistema dado no es suficiente. Para monitorear el efecto de los cambios en el ambiente es necesario contar con información de la diversidad biológica de las comunidades naturales y modificadas (diversidad alfa) y también de las tasas de cambio en la biodiversidad entre distintas comunidades (diversidad beta), y así conocer su contribución a nivel regional (diversidad gamma) y poder diseñar estrategias de conservación (Moreno, 2001; Moreno y Halffter, 2001. Guadagnin *et al.*, 2005).

Identificar un cambio en la diversidad, ya sea en el número de especies, en la distribución de la abundancia de las especies o en la dominancia, alerta acerca de procesos empobrecedores (Magurran, 1988); además, una de las principales ventajas de este tipo de índices es que resumen mucha información en un solo valor y permiten hacer comparaciones rápidas y sujetas a comprobación estadística entre la diversidad de distintos hábitat o la diversidad de un mismo hábitat a través del tiempo (Moreno, 2001). Por ello, el análisis del valor de importancia de las especies adquiere sentido si se recuerda que el objetivo de medir la biodiversidad es no sólo suministrar información a la teoría ecológica (Ricklefs y Schutler, 1993; Rosenzweig, 1995), sino contar con parámetros que permitan tomar decisiones y/o plantear recomendaciones a favor de la conservación de taxa o ecosistemas amenazados, o también monitorear el efecto de las perturbaciones humanas en el ambiente (Moreno, 2001).

Las áreas costeras están entre las más productivas del mundo (Constanza *et al.*, 1993; Kjerfve, 1994), pero también son las que más aceleradamente se han urbanizado (Ehrenfeld, 2000); adicionalmente, a escala regional, muchos ecosistemas

marino-costeros a nivel del Caribe están definidos como “puntos calientes de biodiversidad” pues presentan áreas críticas de amenaza a la biota (Schreiber y Lee, 2000). Dentro de los ecosistemas costeros resaltan aquellos donde se desarrolla vegetación manglar, plantas terrestres emergentes que toleran diversos niveles de salinidad y que son propias de las costas marinas, lagunas, albuferas y estuarios tropicales y subtropicales, donde pueden formar grandes bosques (Suman, 1994). En Venezuela, los manglares se distribuyen a lo largo de la costa caribeña, estuarios y lagunas costeras hasta el delta del Orinoco (Conde y Alarcón, 1993). Estos ecosistemas son altamente productivos desde el punto de vista biológico, por lo que a ellos se asocian otras especies vegetales y organismos acuáticos, siendo quizá las aves el grupo zoológico mejor representado (McNeil *et al.*, 1985; Casler, 1987; Lentino, 1989; Lentino y Bruni, 1994; Díaz y Mendoza, 1997; Rodner, 2006).

Aproximadamente 470 especies de aves han sido señaladas en humedales costeros venezolanos (incluyendo las especies que habitan en la vegetación circundante, como el matorral acantoxeromorfo o tropófilo; o asociada, como el herbazal hidrófilo y psamófilo), 178 son aves acuáticas (incluye especies que eventualmente están en contacto con el medio líquido, o comen y/o se reproducen dentro de la vegetación hidrófila); asimismo, se han identificado alrededor de 80 especies de aves que habitan las formaciones de manglar y eneal, siendo los Charadriiformes y Ciconiiformes –especialistas en explotar las riberas y aguas someras– los órdenes con la mayor diversidad (Phelps y Meyer de Schauensee, 1979; Hilty, 2003; Rodner, 2006).

Independientemente de su extensión y grado de impacto urbano, las lagunas presentan hábitat para diversas especies de aves. Por ejemplo, en 13 humedales pequeños costeros del noroeste de Baja California, Ruiz-Campos *et al.* (2005), durante 11 meses, registraron 17 978 individuos pertenecientes a 187 especies y 47 familias; de ellas, 41% eran residentes permanentes, 39% visitantes estacionales y 20% visitantes ocasionales, y donde Anatidae (17 spp.), Scolopacidae (17 spp.) y

Laridae (12 spp.) fueron las familias de mayor riqueza específica. Alves y Pereira (1998), durante 12 meses, en una laguna urbana (Rodrigo de Freitas), en Río de Janeiro, Brazil, identificaron 31 especies de aves, 9 acuáticas y 22 terrestres.

En el oriente de Venezuela, Marín *et al.* (2006), durante 3 meses, en una laguneta costera endorreica de 27 ha (Punta Escarceo), aislada y con vegetación ribereña herbácea psamohálofila, censaron 2 171 aves en diciembre, comprendiendo los limícolas neárticos más del 80% de la dominancia, e identificando 24 especies durante todo el período de estudio; en cambio, en otra laguneta costera (Tronconal), pero urbana, de 33 ha, con vegetación manglar (*Avicennia germinans*) y eneal (*Tipha*, *Eleocharis*), durante 8 meses censaron un máximo de 253 individuos en octubre, predominando un paseriforme, *Agelaius icterocephalus* (Icteridae), e identificando 69 especies. En laguna de Los Patos, de composición florística similar a esta última pero de 150 ha, Díaz y Mendoza (1997), durante 7 meses, identificaron 57 especies predominando los Charadriiformes (p. ej., *Himantopus mexicanus*, *Rynchops niger*, *Tringa* spp., *Calidris* spp.) y Ciconiiformes (p. ej., *Egretta thula*, *Ardea alba*).

Debe resaltarse que muchas especies que utilizan estos enclaves están protegidas por varias organizaciones internacionales conservacionistas, como el International Waterfowl Research Bureau (IWRB) y la Red Hemisférica de Aves Playeras (Western Hemisphere Shorebird Reserve Network, 1993; Wetlands International, 2002), de la cual Venezuela es miembro. Entonces, partiendo de las premisas de que las aves acuáticas –y eventualmente algunas especies terrestres– pueden depender de las lagunas costeras neotropicales urbanas, de forma estacional o permanente, durante buena parte de su ciclo anual debido a la disponibilidad de recursos adecuados en estos hábitat de aguas someras (<1 m), que suelen ser fundamentales para la supervivencia de ese tipo de aves, y además resultan organismos centinelas ideales para el monitoreo de situaciones de contaminación, pudiendo revelar eventos potenciales de esta índole (Furness y Camphuysen, 1997; Wiese *et al.*, 2000; Green y Figuerola, 2003).

METODOLOGÍA

Área de estudio

La laguna El Maguey se encuentra ubicada en la zona norte costera de la ciudad de Barcelona, estado Anzoátegui, en la región nororiental de Venezuela ($10^{\circ}00'03''$; $10^{\circ} 15'53''$ N y $65^{\circ}34'50''$; $64^{\circ}47'53''$ O), abarcando los municipios Sotillo y Urbaneja (Figura 1). Esta laguna presenta una extensión en el espejo de agua de ~ 112 ha. La mayor parte de su ribera está rodeada de bosques de manglar de la especie *Avicennia germinans*. Debido al crecimiento anárquico de la ciudad y al establecimiento de muchos barrios no planificados y carentes de servicios de aguas negras, las aguas domésticas drenan hacia la laguna. La proliferación de vegetación hidrófila herbácea (eneal), principalmente tifa (*Typha dominguensis*), y flotante, como la bora (*Eichornia crassipes*).

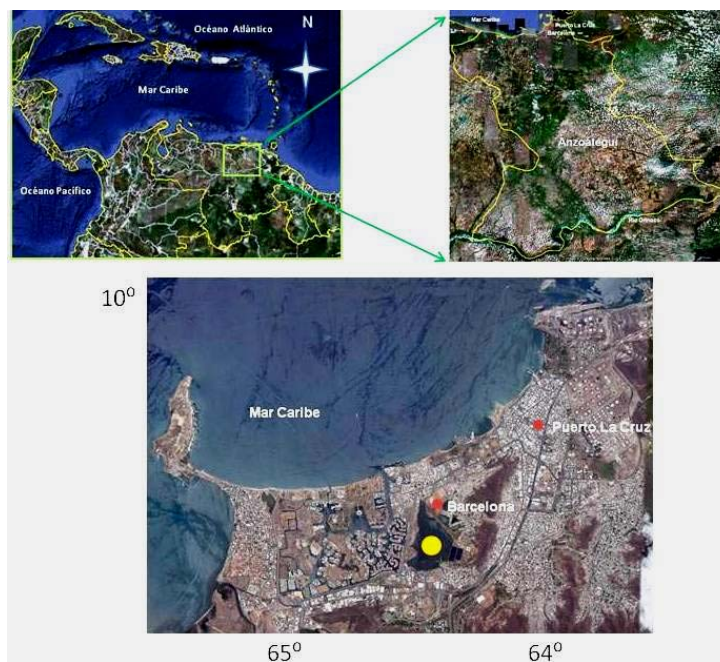


Figura 1. Ubicación geográfica relativa del área de estudio (circulo amarillo)

Metodología de campo

Se realizaron observaciones y censos de aves empleando binoculares Zeiss 10 x 40 y Tasco 10 x 42, utilizando el método de transectos de línea sin estimados de distancia (Wunderle, 1994). Con una cámara fotográfica digital Sony modelo Cyber Shot se registraron las imágenes de las aves presentes. El recorrido por el perímetro de la laguna se realizó en una embarcación inflable tipo “Dingui” (Anexo 1a-1b), mediante recorridos a pie a lo largo de la ribera norte a razón de dos horas de duración, aproximadamente, de 10 am – 12 m, una vez al mes, en tres bimestres: enero y marzo 2008 (período de sequía), mayo -junio 2007 (inicio de las lluvias) y agosto-septiembre 2007 (período de lluvias), seleccionados así tanto para cubrir parte de las temporadas de sequía y lluvia, como para aprovechar el período de permanencia estacional de aves migratorias Charadriiformes y Ciconiiformes.

Las aves observadas fueron identificadas y clasificadas con guías de aves de Venezuela (Phelps y Meyer, 1979; Lentino, 1997; Hilty, 2003) y Norteamérica (A.O.U., 1983). Las especies se catalogaron según el estatus de permanencia (migratoria neártica, migratoria local, migratoria austral, residente no nidificante, residente nidificante).

Índices ecológicos

Se determinaron índices para dar una visión cuantitativa relativa del comportamiento comunitario de los grupos ornítics más relevantes dentro de la laguna, estos fueron:

Abundancia relativa (A)

Se determinó contando el número de individuos por especie observados en cada muestreo, expresándolos en términos porcentuales.

$$A = \frac{N_i}{N_t} \times 100; \text{ donde:}$$

N_i = Número total de individuos de la especie "i"

N_t = Número total de individuos de todas las especie.

Riqueza Específica (Chao₁)

Se determinó con el estimador Chao₁ (Colwell y Coddington, 1994).

$$\text{Chao}_1 = S + \frac{a^2}{2b}; \text{ donde:}$$

S = Número total de especies identificadas.

a = Número de especies representadas por un solo individuo.

b = Número de especies representadas por sólo dos individuos.

Cuando b=0, se utiliza la fórmula:

$$\text{Chao}_2 = S + \left(\frac{a^2}{2b} + 1 \right) - \left[\frac{ab}{2}(b+1)^2 \right]$$

Diversidad (H')

Se determinó mediante la expresión de Shannon-Wiener (Krebs, 1989).

$$H' = - \sum p_i \ln p_i; \text{ donde:}$$

H' = Diversidad específica

p_i = Número de individuos de la especie "i" en relación al número total de individuos:

(N° ind/N° total)

Equitabilidad (J')

Se determinó mediante la expresión de Pielou (Krebs, 1989).

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}}; \text{ donde:}$$

H'_{\max} (Diversidad máxima) = $\ln(S)$

S = N° de especies

Dominancia (ID)

Se determinó mediante la expresión de Berger-Parker (Margalef, 1982).

$$ID = \frac{Y_1 + Y_2}{Y} ; \text{ donde:}$$

Y_1 = Número de individuos de la especie más numerosa en la muestra.

Y_2 = Número de individuos de la 2^{da} especie más numerosa.

Y = Número total de individuos de todas las especies.

Frecuencia de aparición (C)

Se calculó en términos de porcentaje mediante la expresión de Bodenheimer (Margalef, 1982).

$$C = \frac{p}{P} \times 100 ; \text{ donde:}$$

p = Número de muestreos donde aparece una especie determinada.

P = Número total de muestreos.

Índice de relevancia específica (RE)

Se utilizó para establecer el grado de importancia relativa porcentual de cada especie, sobre la base de su abundancia y el número de censos donde fue registrada (Romano *et al.*, 2005), mediante la expresión:

$$RE = \frac{N_i}{N_t} \times \frac{C_i}{C_t} \times 100 ; \text{ donde:}$$

N_i = Número total de individuos de la especie “i” censados durante todo el período de estudio.

N_t = Número total de individuos de todas las especies censados durante todo el período de estudio.

C_i = Número de censos donde fue observados individuos de la especie “i”.

C_t = Número total de censos.

Para profundizar en la dinámica comunitaria, se establecieron comparaciones con la vecina laguna urbana de Tronconal (Figura 2), de menor extensión (33 ha) y ya estudiada (Marín *et al.*, 2006), calculando los índices Diversidad Beta de Cody y Complementariedad.

Diversidad Beta de Cody (β)

Indica el grado de probabilidad de un intercambio o reemplazo de especies entre dos ecosistemas (Moreno, 2001).

$$\beta = 1 - \frac{c(a+b)}{2ab}; \text{ donde:}$$

a = Número de especies presentes en el sitio a.

b = Número de especies presentes en el sitio b.

c = Número de especies presentes en ambos sitios.

Complementariedad (C_{AB})

Este índice revela el grado de disimilitud porcentual en la composición de especies entre pares de biotas (Colwell y Coddington, 1994).

$$C_{AB} = \frac{U_{AB}}{S_{AB}} \times 100; \text{ donde:}$$

$S_{AB} = a + b - c$ y $U_{AB} = a + b - 2c$

S_{AB} : Riqueza total para ambos sitios combinados.

U_{AB} : Número de especies únicas a cualquiera de los dos sitios.

a = Número de especies presentes en el sitio A.

b = Número de especies presentes en el sitio B.

c = Número de especies presentes en ambos sitios.

Adicionalmente se obtuvo una curva acumulativa de especies. De igual modo, se elaboró una tabla comparativa entre el número de especies y la extensión de la laguna bajo estudio con respecto a otras lagunas del litoral venezolano y neotropical ya evaluadas.

Para analizar el grado de amenaza en las especies se utilizó la categorización del Libro Rojo de Venezuela (Rodríguez y Rojas, 1999). La aplicación de criterios de valor para las propuestas de actuación, manejo y conservación, se realizó siguiendo las recomendaciones cualitativas y cuantitativas de Amat *et al.* (1985), Constanza *et al.* (1993), Comin y Herrera-Silveira (2000), Getzner (2002) y Lindig-Cisneros y Zedler (2005).



Figura 2.- Laguna El Maguay (derecha) y Laguna Tronconal (izquierda)

RESULTADOS

En total se inventariaron 1 833 individuos, de 54 especies, agrupados en 24 familias y 12 órdenes (Tabla 1). Las familias Scolopacidae (n=8) y Ardeidae (n=7) concentraron el mayor número de especies, aunque con pocos individuos por especie (Figura 3).

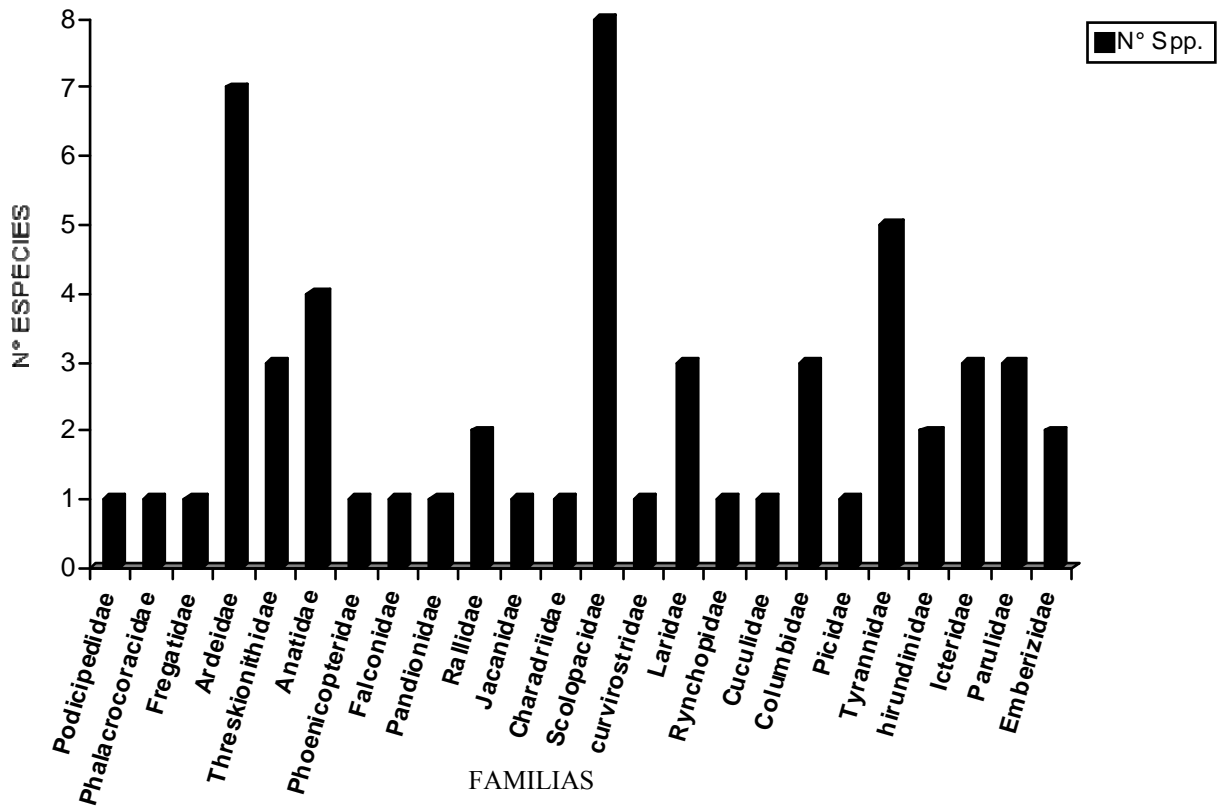


Figura 3. Número de especies por familia observadas en la laguna de El Maguey, estado Anzoátegui, durante los bimestres muestreados (mayo-junio y agosto-septiembre de 2007, y enero y marzo de 2008).

La gallineta pico de plata (*Fulica caribaea*) resultó un nuevo registro para el estado Anzoátegui, mientras la bandada de flamencos (*Phoenicopterus ruber*) presente en la laguna de El Maguey durante los meses de sequía, hace de Barcelona la única ciudad de Venezuela y el Caribe con una población de esta especie dentro de su casco urbano (Anexo 3b -2a).

Tabla 1. Lista de la avifauna de la laguna El Maguey, Barcelona, estado Anzoátegui, Venezuela.

	H	E	C
ORDEN: PODICIPEDIFORMES			
FAMILIA: Podicipedidae			
<i>Podylimbus podiceps</i> (buzo)	E-A	R	
ORDEN: PELECANIFORMES			
FAMILIA: Phalacrocoracidae			
<i>Phalacrocorax olivaceus</i> (cotúa olivácea)	A	R	n
FAMILIA: Fregatidae			
<i>Fregata magnificens</i> (tijereta de mar)			
ORDEN: CICONIIFORMES			
FAMILIA: Ardeidae			
<i>Ardea alba</i> (garza blanca real)	A-E-M	ML	n
<i>Egretta caerulea</i> (garcita azul)	A-E-M	ML	n
<i>Butorides striatus</i> (chicuaco cuello gris)	E-M	R	N
<i>Egretta thula</i> (chusmita)	A-E-M	ML	n
<i>Egretta tricolor</i> (garza pechiblanca)	A-E-M	ML	n
<i>Nycticorax nycticorax</i> (guaco)	M	R	n
<i>Nycticorax violaceus</i> (chicuaco enmascarado)	M-R	R	n
FAMILIA: Threskiornithidae			
<i>Eudocimus ruber</i> (corocoro rojo)	E-M-R	ML	n
<i>Phimosus infuscatus</i> (zamura)	E-M-R	ML	n
<i>Plegadis falcinellus</i> (corocoro castaño)	E-M-R	ML	n
ORDEN: ANSERIFORMES			
FAMILIA: Anatidae			
<i>Anas bahamensis</i> (pato malibú)	A-E	ML	n
<i>Anas discors</i> (barraquete aliazul)	A-E	ML	n
<i>Dendrocygna autumnalis</i> (güirirí)	A-E	ML	n
<i>Dendrocygna viduata</i> (yaguaso cariblanco)	A-E	ML	n
ORDEN: PHOENICOPTERIFORMES			
FAMILIA: Phoenicopteridae			
<i>Phoenicopus ruber</i> (flamenco)	A	MI	n
ORDEN: FALCONIFORMES			
FAMILIA: Falconidae			
<i>Caracara cheriway</i> (cari cari encrestado)	R	R	n
FAMILIA: Pandionidae			
<i>Pandion haliaetus</i> (águila pescadora)	A-M-R	MN	n
ORDEN: GRUIFORMES			
FAMILIA: Rallidae			
<i>Gallinula chloropus</i> (gallineta de agua)	A-E-M	R	N
<i>Fulica caribaea</i> (gallineta pico de plata)	A-E-M	R	??

ORDEN: CHARADRIIFORMES

FAMILIA: Jacanidae

Cont. Tabla 1	H	E	C
<i>Jacana jacana</i> (gallito de laguna)	A-E-M	R	N
FAMILIA: Charadriidae			
<i>Vanellus chilensis</i> (alcaraván)	R	ML	N
FAMILIA: Scolopacidae			
<i>Actitis macularia</i> (playero colector)	M-R	MN	N
<i>Calidris minutilla</i> (playerito menudo)	R	MN	N
<i>Calidris</i> sp. (playerito)	R	MN	n
<i>Tringa flavipes</i> (tigüi-tigüe chico)	R	MN	n
<i>Tringa melanoleuca</i> (tigüi-tigüe grande)	R	MN	n
FAMILIA: Recurvirostridae			
<i>Himantopus mexicanus</i> (viuda patilarga)	E-R	R	n
FAMILIA: Laridae			
<i>Phaethusa simplex</i> (guanaguanare fluvial)	A	ML	n
<i>Sterna antillarum</i> (gaviota filico)	A	ML	n
FAMILIA: Rynchopidae			
<i>Rynchops niger</i> (pico de tijera)	A	ML	n
FAMILIA: Laridae			
<i>Phaethusa simplex</i> (guanaguanare fluvial)	A	ML	n
<i>Sterna albifrons</i> (gaviota filico)	A	ML	n
FAMILIA: Rynchopidae			
<i>Rynchops niger</i> (pico de tijera)	A	ML	n
ORDEN: CUCULIFORMES			
FAMILIA: Cuculidae			
<i>Crotophaga ani</i> (garrapatero común)	M	R	N
ORDEN COLUMBIFORMES			
FAMILIA: Columbidae			
<i>Columbina squammata</i> (palomita maraquita)	R	R	N
<i>Columbina passerina</i> (tortolita grisácea)	R	R	N
<i>Zenaida auriculata</i> (paloma sabanera)	(*)	ML	n
ORDEN: PICIFORMES			
FAMILIA Picidae			
<i>Melanerpes rubricapillus</i> (carpintero habado)	M	R	N
ORDEN: PASSERIFORMES			
FAMILIA: Tyrannidae			
<i>Fluvicola pica</i> (viudita acuática)	E-M	R	N
<i>Myiozetetes similis</i> (pitrre copete rojo)	M	R	N
<i>Pitangus sulphuratus</i> (crístofué)	M	R	N
<i>Tyrannus melancholicus</i> (pitrre chicharrero)	M	R	N

<i>Tyrannus savanna</i> (atrapamoscas tijereta)	M	MA	n
FAMILIA: Hirundinidae			
<i>Tachycineta albiventer</i> (golondrina de agua)	A	R	N
<i>Progne</i> sp. (golondrina)	A	ML	n
FAMILIA: Icteridae			
Cont. Tabla 1	H	E	C
<i>Agelaius icterocephalus</i> (turpial de agua)	E-M-R	R	N
<i>Molothrus bonariensis</i> (tordo mirlo)	M	R	N
FAMILIA: Parulidae			
<i>Coereba flaveola</i> (reinita común)	M	R	N
<i>Dendroica petechia</i> (canario de mangle)	M	??	??
<i>Sicalis flaveola</i> (canario de tejado)	M	R	N
<i>Seiurus noveboracensis</i> (reinita de charcos)	M	MN	N
FAMILIA: Emberizidae			
<i>Saltator coerulescens</i> (lechocero ajicero)	M	R	N
<i>Sporophila minuta</i> (espiguero canelillo)	M	ML	N

H: Hábitat, E: Estatus, C: Condición, L: Migrotoria local, E: Eneal, M: Manglar, R: Ribera, N: Migratoria neártica, A: Austral

Abundancia

La mayor abundancia relativa de individuos se presentó en el bimestre E-M y la menor en A-S (Tabla 3). En cuanto a la riqueza específica, las aves residentes, las migratorias locales y las migratorias neárticas, en ese orden, presentaron la mayor riqueza de especies (Figura 4).

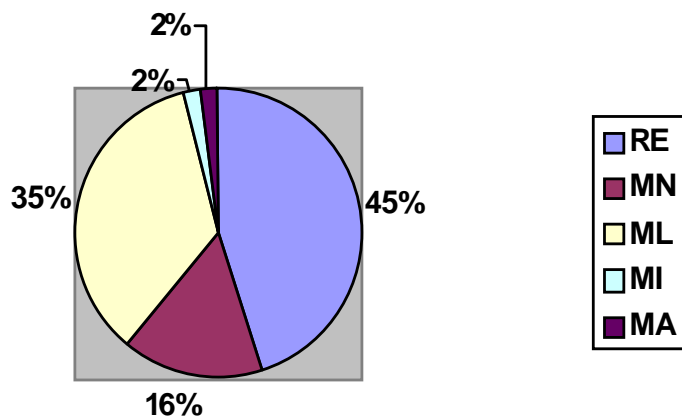


Figura 4. Estatus de permanencia de la avifauna presente en la laguna de El Maguey, estado Anzoátegui: RE: Residente; MN: Migratoria Neártica; ML: Migratoria Local; MI: Migratoria Intratropical; MA: Migratoria Austral.

Diversidad de Shannon-Wiener (H')

En general, la diversidad, durante todo el período de estudio, arrojó un promedio considerable (Tabla 2), siendo mayor en el bimestre A-S y menor en el E-M (Tabla 3).

Equitabilidad (J')

Para la equitabilidad, la cual refleja el grado de uniformidad en la distribución de las especies, se obtuvo un resultado similar, con un grado de uniformidad promedio considerable (Tabla 2), alcanzando su mayor valor en el bimestre A-S y el menor en el E-M (Tabla 3).

Tabla 2. Valores de Diversidad (H'), Equitabilidad (J'), Riqueza Específica (S_{Chao1}) y Dominancia (ID), y Promedio ($\pm\text{DE}$ = desviación estándar) a lo largo de todo el período de estudio, en laguna El Maguey, Barcelona, estado Anzoátegui.

MESES \ INDICES	INDICES			
	H' (bit.ind ⁻¹)	J'	S_{Chao1}	ID (%)
MAYO	2,89	0,58	32,00	64,09
JUNIO	4,05	0,85	30,12	26,90
AGOSTO	4,43	0,88	32,57	20,53
SEPTIEMBRE	4,29	0,89	31,6	22,42
ENERO	3,43	0,78	22,5	42,66
MARZO	2,50	0,53	32,00	75,60
Promedio $\pm\text{DE}$	3,59 \pm 0,78	0,75 \pm 0,15	30,13 \pm 3,82	42,02 \pm 23,19

Tabla 3. Valores bimestrales promedio ($\pm\text{DE}$ = Desviación estándar) de Abundancia Relativa (A), Diversidad (H'), Equitabilidad (J'), Riqueza específica (S_{Chao1}) y Dominancia (ID): enero y marzo (sequía): mayo-junio (inicio del período de lluvia); agosto-septiembre (período de lluvia), en laguna El Maguey, Barcelona, estado Anzoátegui

MESES \ INDICES	INDICES				
	A	H' (bit.ind ⁻¹)	J'	S_{Chao1}	ID (%)
MAYO-JUN	35,88%	3,69 \pm 1,13	0,71 \pm 0,19	31,06 \pm 1,32	45,49 \pm 26,29

AGO-SEP	8,49%	4,36±0,09	0,88±0,07	32,08±0,68	21,47±1,33
---------	-------	-----------	-----------	------------	------------

ENE y MAR	55,63%	2,96±0,65	0,65±0,17	27,25±6,71	59,13±23,29
-----------	--------	-----------	-----------	------------	-------------

DE= Desviación estandar

Riqueza (S_{Chao1})

En contraste, la riqueza, excepto en enero, se mantuvo parecida a lo largo de todos los meses muestreados (Tabla 2), con su mayor valor promedio en A-S y el menor en E-M (Tabla 3).

Dominancia (ID)

En los meses de presencia mayoritaria de flamencos (*P. ruber*) y viudas patilargas (*Himantopus mexicanus*) (Anexo 2a), la dominancia fue ostensible en detrimento de la diversidad; lo contrario sucedió, por ejemplo, en los meses donde la presencia de flamencos fue escasa, como junio, agosto y septiembre (Tabla 1), donde sólo se observaron 6, 2 y 1 ejemplares, respectivamente.

Curva acumulativa del número de especies

La curva acumulativa del número de especies presentó un incremento sostenido durante los 6 meses de muestreo (Figura 5), lo que pudiera indicar que de seguir el monitoreo, ésta pudiera seguir tal patrón de incremento, sobre todo si tomamos en cuenta que durante el bimestre agosto-septiembre se inicia la migración otoñal de aves del Neártico hacia latitudes ecuatoriales.

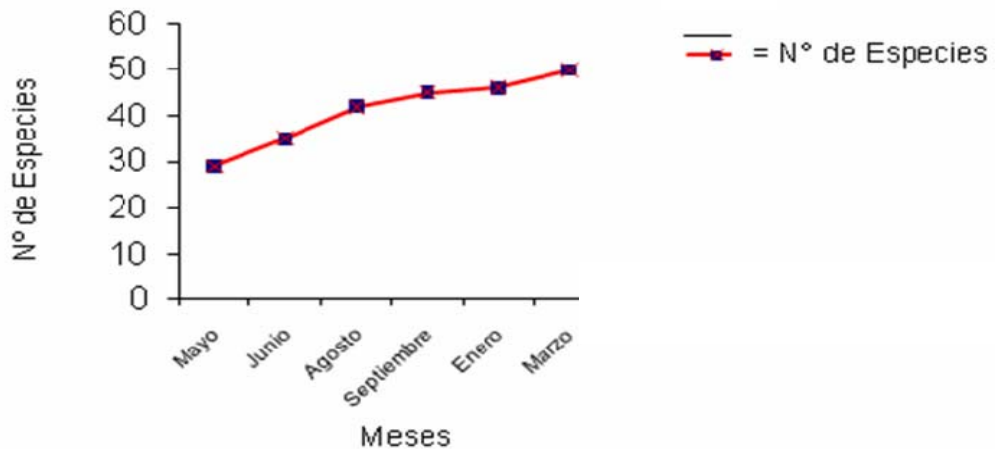


Figura 5. Curva acumulativa del número de especies en la laguna el Maguey

Diversidad beta (β) y complementariedad (U_{AC})

El índice de reemplazo obtenido ($\beta= 0,48$) indica poca probabilidad eventual de un intercambio de especies entre las lagunas El Maguey y Tronconal, ratificado con un U_{AC} (57%) que revela un grado de disimilitud moderadamente alto entre las especies de ambas lagunas.

Relevancia específica (RE)

De acuerdo a la RE, la cual combina la abundancia relativa y la frecuencia de aparición, el flamenco (*Phoenicopterus ruber*) y la viuda patilarga (*Himantopus mexicanus*) (Figura 6) resultaron las especies con los mayores valores porcentuales de importancia (Tabla 4).

Tabla 4. Especies con los mayores índices de relevancia porcentual (RE) en la laguna El Maguey, Barcelona, estado Anzoátegui.

ESPECIE	RE (%)
<i>Phoenicopterus ruber</i>	27,6
<i>Himantopus mexicanus</i>	15,26
<i>Gallinula chloropus</i>	4,72
<i>Eudocimus ruber</i>	4,09

Análisis de especies amenazadas

En la tabla 5 se resumen las especies con algún grado de amenaza.

Gallineta pico de plata (*Fulica caribaea*) (Anexo 3b)

Vista en mayo (un individuo) y marzo (dos individuos). Además de ser un nuevo registro para el estado Anzoátegui, está categorizada en el Libro Rojo como IC (insuficientemente conocida).

Corocoro colorado (*Eudocimus ruber*) (Anexo 4b)

Es una especie incluida en el apéndice II del CITES (1992), estando en el

Libro Rojo de Venezuela en la categoría MR (Menor Riesgo) (Rodríguez y Rojas, 1999).

Águila pescadora (*Pandion haliaetus*)

Es una especie migratoria (Anexo 6a), protegida a nivel del Caribe; se le considera como amenazada localmente en Estados Unidos, en el Acta Mundial de Especies Amenazadas.

Flamenco (*Phoenicopterus ruber*) (Anexo 2b),

Es una especie protegida en áreas circuncaribeñas, estando en Venezuela categorizada como en riesgo menor casi amenazado (Rodríguez y Rojas, 1999).

Tabla 5. Categoría de riesgo en especies de la Laguna El Maguey según el Libro Rojo de la Fauna Venezolana (Rodríguez y Rojas, 1999).

ESPECIE	LR	CITES	D-1485
<i>Phoenicopterus ruber</i>	MRca	II	Veda
<i>Eudocimus ruber</i>	MRpm	II	Veda
<i>Fulica caribaea</i>	IC	-	-
<i>Anas bahamensis</i>	IC	-	-

MRca: Menor riesgo casi amenazado; MRpm: Menor riesgo preocupación menor; IC: Insuficientemente conocida. Nomenclatura: LR: Categoría en la Lista Roja de la Fauna Venezolana 1997; CITES (Convención Internacional sobre el Comercio de Especies de Plantas y Animales Amenazados): Clasificación según el CITES (1992); D-1485: Animales vedados para la caza en Venezuela según Decreto N° 1485 del 11/09/96.



Figura 6. *Phoenicopterus ruber* (arriba) y *Himantopus mexicanus* (abajo), las especies con el mayor índice de relevancia

En la tabla 6 se compara la cantidad de especies identificadas en laguna El Maguey con respecto a otras lagunas de Venezuela y Latinoamérica. Tomando en cuenta la extensión.

Tabla 6. Número de especies *versus* la extensión territorial de algunas lagunas litorales de Venezuela, Brasil, México, Argentina, Costa Rica y laguna El Maguey.

LAGUNA	EXTENSIÓN	Nº SPP.
El Maguey (Edo. Anzoátegui)	112 ha	53
Tronconal (Edo. Anzoátegui) ¹	33 ha	69
Los Patos (Edo. Sucre) ²	150 ha	104
Chacopata (Edo. Sucre) ³	700 ha	96
Punta Escarceo (Edo. Sucre) ⁴	27 ha	24
Tacarigua (Edo. Miranda) ⁵	18 400 ha	135
Los Olivitos (Edo. Zulia) ⁶	33 000 ha	98
Rodrigo de Freitas (Brasil) ⁷	233 ha	31
Agua Dulce (México) ⁸	318 ha	73
La Felipa (Argentina) ⁹	400 ha	72
Mata Redonda (Costa Rica) ¹⁰	372 ha	51

1: Marín *et al.* (2006); 2: Díaz y Mendoza (1997); 3: McNeil *et al.*, 1985; 4: Marín *et al.* (2006); 5: Lentino (1989); 6: Casler (1987); Alves y Pereira (1998); 8: Hernández (2005); 9: Brandolin *et al.* (2007); 10: Villarreal (2006)

DISCUSIÓN

El comportamiento comunitario de las aves que habitan humedales costeros depende de factores intrínsecos y extrínsecos, como tamaño y diversidad de hábitat, oscilaciones hidroperiódicas en la profundidad y transparencia, disponibilidad alimentaria, estructura de la vegetación, accesibilidad, latitud, desarrollos urbanísticos e impactos antrópicos (Antas *et al.*, 1986; Naranjo, 1995; Colwell y Taft, 2000; Mitsch y Gosselink, 2000; Asir y Ramachandran, 2005; Bolduc y Afton, 2008; Mahaulpatha *et al.*, 2008; Moreno-Ostos *et al.*, 2008). Por otro lado, existe una abundancia diferencial en las fluctuaciones poblacionales entre las aves acuáticas y las terrestres en relación a las variaciones climáticas estacionales (Alves y Pereira, 1998; Torres *et al.*, 2006; Marín *et al.*, 2006; Brandolin *et al.*, 2007). Estas variables, a su vez, determinan la aplicabilidad de los criterios de estimación ecológica más adecuados, máxime si estos escenarios se hallan ubicados en zonas litorales urbanas o suburbanas pues, a nivel global, las fajas costeras presentan las tasas más elevadas de urbanización (Ehrenfeld, 2000).

Independientemente de los procedimientos de valoración ecológica, la asociación de las aves a los humedales, particularmente en las lagunas litorales, indudablemente varía con la especie, especialmente en cuanto al tiempo de pernocta y la utilización que hacen de los distintos hábitat; tales factores, al combinarse con la abundancia relativa de individuos y la riqueza de especies, revelan el nivel de importancia del humedal e influyen definitivamente en el diseño, planificación y manejo conservacionista, muy a pesar de la extensión del espejo de agua (Gibbs, 1993; Semlitsch y Bodie, 1998; Marín *et al.*, 2006).

El hecho de que no se presentaran diferencias bimestrales acusadas, durante los tres períodos evaluados, para los cálculos de riqueza y equitabilidad indicaría que, aunque de poca extensión relativa, la laguna El Maguey presenta condiciones estacionales mínimas de disponibilidad alimentaria y seguridad antidepredatoria tanto

para especies residentes como migratorias. Por su parte, la curva acumulativa de especies varió sostenida, aunque moderadamente, durante los lapsos estudiados, sin llegar a estabilizarse, lo que pudiera indicar que de proseguir los muestreos podría incrementarse la cantidad de especies que utilizan este humedal.

En cuanto a la abundancia relativa, en el bimestre de sequía se encontró un mayor porcentaje de abundancia mostró la menor riqueza específica y diversidad. En cualquier caso, los valores de diversidad para los tres bimestres se consideran moderadamente altos, si nos atenemos a los criterios de Margalef (1982), quien postula que en las poblaciones aviares la diversidad poblacional fluctúa entre 1,8 y 5,2 bits /ind¹, y mientras mayor sea la diversidad mayor sería la estabilidad de ecosistema. De cualquier manera, en esta laguna la equitabilidad reveló sólo diferencias moderadas en la uniformidad distribucional entre el bimestre de sequía con respecto al de lluvia (Tabla 2).

Debe resaltarse que la elevación del nivel del agua, si bien no sesgó abiertamente la riqueza específica intermensual sí tendió a afectar la abundancia al reducir o desaparecer hábitat potenciales y, en consecuencia, concentrar a los individuos en manchones u obligarlos a moverse hacia otros humedales, lo que, eventualmente, puede generar subestimaciones o sobreestimaciones en los índices ecológicos que se estén evaluando (Colwell y Taft, 2000; Bolduc y Afton, 2008); una situación similar ha sido reseñada en humedales de India (Asir y Ramachandran, 2005), Sri Lanka (Mahaulpatha *et al.*, 2008), Florida, E.U.A. (David, 1994), Brasil (Alves y Pereira, 1998), Chile (González *et al.*, 2003), México (Alvarado y Hernández, 2004), Costa Rica (Villarreal, 2006) y Venezuela (Marín *et al.*, 2006).

Independientemente de su extensión, la poca abundancia numérica y riqueza específica relativa de las aves limícolas Charadriiformes en la laguna El Maguey –al contrario de otras lagunas del litoral nororiental (McNeil *et al.*, 1985; Díaz y Mendoza, 1997) (Tabla 6)– puede deberse, en parte, a que la abrupta pendiente de las riberas producto del relleno con escombros y el urbanismo en los alrededores

de la laguna destruyó gran parte de las orillas del cuerpo lagunar, lo que impide una zonación adecuada de los microhábitat para este grupo de aves típicamente ribereñas, por lo que su presencia quedó circunscrita principalmente a unos pocos ejemplares, a excepción de individuos del playero coleador (*Actitis macularia*) y la viuda patilarga. El playero coleador pulula entre los ramajes y neumatóforos del manglar, y promontorios cercanos a la superficie de agua; de hecho presentó el mayor índice de dominancia para el mes de septiembre (22,42%). Por su parte, la viuda patilarga presentó en marzo la población más grande de todas las especies identificadas en la laguna.

Por comparación, en la capital africana de Dakar, Senegal, un humedal con una extensión original de 35 ha fue reducido a 13 ha producto de la urbanización indiscriminada, provocando una disminución de la diversidad en un 25%, siendo las aves migratorias las más afectadas (Reynaud, 2002); otro tanto sucedió en la laguna Tronconal, a escasos kilómetros de la laguna El Maguey (Marín *et al.*, 2006).

Por el contrario, las Ciconiiformes tuvieron una mayor riqueza, ya que, entre otros rasgos, su envergadura corporal les permite explotar tanto aguas someras como un poco más profundas (Marín *et al.*, 2003). No obstante, la elevación del nivel de agua tiende a disminuir el número de individuos y especies. En todo caso, y a pesar de ser un humedal marino costero urbanizado, las garzas fue el segundo grupo con el mayor número de especies en la laguna El Maguey; de hecho, el chicuaco enmascarado (*Nycticorax violaceus*) fue la especie dominante en dos (junio y agosto) de los seis meses evaluados.

La presencia permanente de Ciconiformes en la laguna de El Maguey era de esperarse pues Venezuela, después de Colombia, es el país en el mundo con el mayor número de especies en este orden (Olivares, 1973; Lentino, 1997). Sin embargo, la heterogeneidad del hábitat –en particular, el tipo de vegetación predominante–, en combinación con la disponibilidad de presas y las fluctuaciones hidropéridicas y físico-químicas pueden condicionar parámetros como la dominancia y abundancia

para este orden de aves (Alvarado y Hernández, 2004; Hoyer *et al.*, 2006), y en especies de las familias Phoenicopteridae (Asir y Ramachandran, 2005) y Jacanidae (Mahaulpatha *et al.*, 2008).

En ecosistemas lagunares, la relación existente entre la superficie territorial y el número de aves, por un lado, y la diversidad de microhábitat que ofrecen, por otro, tienden a subvalorar sitios de extensión reducida que, indudablemente, tienen importancia vital para ciertas especies (Brown y Dinsmore, 1986; Gibbs, 1993; Semlitsch y Bodie, 1998; Marín *et al.*, 2006). Es por ello que las propuestas de actuación conservacionista deben tomar en cuenta tanto los criterios cuantitativos (p. ej., densidad específica-área, diversidad beta) como los cualitativos (p. ej., especies amenazadas y/o raras).

El avistamiento de 17 individuos del corocoro castaño (*Plegadis falcinellus*) resulta de gran relevancia (Anexo 4b), pues a pesar de que es un tresquiornítido de amplia distribución continental (A.O.U, 1984; Phelps y Meyer de Schauensee, 1979; Hilty, 2003), los registros de su presencia en el norte de Venezuela son muy puntuales; tanto es así, que fueron vistos sólo en el mes de marzo, y, presumiblemente, la laguna de el Maguey sirvió otrora como hábitat frecuente para esta especie; de hecho, también se le vio una vez en abril en la vecina laguna de Tronconal (Marín *et al.*, 2006). Otro tanto resulta con la presencia de la gallineta pico de plata, un nuevo registro para el estado Anzoátegui, catalogada en el Libro Rojo de Venezuela como insuficientemente conocida (Rodríguez y Rojas, 1999).

Pudiera sugerirse que las lagunas costeras del eje estatal Miranda-Anzoátegui-Sucre (Lentino, 1989; Díaz y Mendoza, 1997) pudieran presentar una relevancia singular donde se visualiza el concepto de conectividad (Marín *et al.*, 2006), en el sentido de permitir el flujo de una especie al funcionar como parcelas con recursos (Taylor *et al.*, 1993). Sin embargo, el rellnamiento total o parcial de estos cuerpos de agua, a causa de los urbanismos mal planificados, ha ocasionado disminución y fragmentación de potenciales hábitat originariamente más grandes e interconectados,

provocando aislamiento poblacional, lo que ha podido conducir a la desaparición paulatina y forzada de especies. La pérdida de la heterogeneidad del paisaje implica la pérdida de la diversidad de hábitat, impidiendo la coexistencia de grupos de especies y, por ende, disminución de la riqueza específica (Atauri y De Lucio, 2001; De Lucio *et al.*, 2003).

Por ello, cuando la fragmentación de un ecosistema acuático tiene lugar evidentemente se afectan los movimientos individuales y grupales de las especies, y entonces los pequeños espejos de agua remanentes cobran importancia vital (Brown y Dishmore, 1986; Fahrig y Merriam, 1994; Haig *et al.*, 1997), pues varias especies de aves acuáticas necesitan utilizar múltiples hábitat para poder satisfacer sus requerimientos vitales (Gibbs, 1993; Boettcher *et al.*, 1995; Haig *et al.*, 1997); este tipo de estudios son particularmente escasos en humedales sudamericanos (Caziani *et al.*, 2001). En este sentido, al determinar la diversidad beta entre las lagunas El Maguey y Tronconal se obtuvo un valor de reemplazo que revela poca probabilidad de intercambio de especies entre ambos cuerpos de agua, ratificado por un índice de complementariedad que arrojó una disimilitud mayor a 50%; tanto es así, que un ictérido (*Agelaius icterocephalus*) abarcó el mayor porcentaje de dominancia durante varios meses en la laguna Tronconal (Marín *et al.*, 2006), y en El Maguey esta especie sólo fue vista en un mes, unos pocos individuos.

Además de la destrucción del hábitat, la alteración química de la calidad del agua producto del vertido de efluentes polutantes es otro factor que directa o indirectamente puede afectar las lagunas urbanas y a las aves acuáticas (Comín y Herrera-Silveira, 2000; Hamilton *et al.*, 2005; Marín *et al.*, 2006). El reciclaje de nutrientes en los ecosistemas acuáticos está controlado por el potencial redox y por las transformaciones microbianas de nutrientes que tienen lugar en condiciones en las que el oxígeno no siempre es abundante; en estas condiciones se inhibe la descomposición normal, y el carbono orgánico se acumula en los sedimentos. Dependiendo de su posición en la interfaz entre los ecosistemas terrestres y acuáticos,

las lagunas urbanas reciben cantidades variables de escorrentía pluvial, doméstica e industrial, que afectan en última instancia a su productividad primaria neta y a la limitación de nutrientes específicos; debiéndose recordar también que la mayoría de las lagunas se comportan como sumideros netos del nitrógeno y el fósforo procedentes de ecosistemas terrestres (Schlesinger, 2000). Estas alteraciones afectarían a especies piscívoras como las garzas (Elliott *et al.*, 2000; Crozier y Gawlik, 2002) o provocar la desaparición de presas habituales para aves limícolas Charadriiformes, o para las buceadoras, p. ej., los patos (*Anas spp.*, *Dendrocygna spp.*) (Hamilton *et al.*, 2005; Marín *et al.*, 2006).

Mención aparte debe hacerse con flamencos, cuya población en Venezuela se ha venido incrementando. Censos en la década del 90 revelaron que se ha duplicado con respecto a los inventarios realizados en las décadas de los 70 y 80, y se ha afirmado que Venezuela concentra el 38% de la población del Caribe (Espinoza *et al.*, 2000). La viuda patilarga no presenta problemas de riesgo poblacional en ningún ámbito de su distribución según el Acta Global de Especies Amenazadas; en cambio, el águila pescadora, que es un migrante habitual hacia Venezuela, al menos en algunas regiones de Norteamérica se considera con algún grado de amenaza; ésta es una especie valiosa pues es bioindicadora de calidad ambiental en los cuerpos de agua donde habita (Gibson, 2007).

En retrospectiva, los altos valores de importancia obtenidos para el flamenco y la viuda patilarga, en combinación con la presencia de especies con problemas de densidad poblacional y/o con historias naturales escasamente conocidas, u otras catalogadas en Libro Rojo de Venezuela con algún grado de amenaza (Rodríguez y Rojas, 1999), resaltan la relevancia de la laguna El Maguey para las aves acuáticas. Al parecer, este humedal fue hace unas décadas parte de una importante red lagunar, ahora fragmentada por desarrollos urbanísticos, pero que aún conserva hábitat adecuados para aves acuáticas residentes y migratorias de otras latitudes, por lo que es inminente desarrollar programas de monitoreo a más largo plazo para su

conservación definitiva bajo algún estatus legal como Área Bajo Régimen de Administración Especial (ABRAE).

CONCLUSIONES

En total se inventariaron 1833 individuos, de 53 especies, agrupados en 24 familias y 12 órdenes.

Las familias Scolopacidae y Ardeidae concentraron el mayor número de especies (n=8 y n=7, respectivamente), aunque con muy pocos individuos por especie, excepto para el Chicuaco Enmascarado (*Nycticorax violaceus*); de hecho, esta garza fue dominante en junio y agosto.

La Gallineta Pico de Plata (*Fulica caribaea*) resultó un nuevo registro para el estado Anzoátegui, y está categorizada en el Libro Rojo como IC (insuficientemente conocida).

La diversidad y la equitabilidad mostraron sus menores valores promedio en el bimestre enero-marzo y los mayores en el agosto-septiembre; en cambio, la riqueza mostró valores parecidos en todos los bimestres.

El ID mayor en marzo deriva de la ingente cantidad observada de flamencos (*Phoenicopterus ruber*) y viudas patilargas (*Himantopus mexicanus*); de hecho, el flamenco resultó la especie con el mayor porcentaje de relevancia específica.

Los resultados revelan una comunidad moderadamente estable y heterogénea; sin embargo, el aumento del volumen y profundidad del agua por el incremento de las lluvias se presume como una de las causas de los cambios en la composición y distribución de las especies, como se ha visto en otros humedales neotropicales. Un ejemplo fue el éxodo masivo de la población de flamencos durante el bimestre de lluvia y su reaparición posterior en el bimestre de sequía, conjuntamente con tres especies de patos (*Dendrocygna autumnalis*, *D. viduata* y *Anas discors*) no observados en los otros bimestres.

Independientemente de su extensión, se ratifica la importancia nacional e internacional de la laguna El Maguey como humedal al albergar, aunque temporalmente, poblaciones apreciables de aves acuáticas, en especial el flamenco, una especie protegida a nivel hemisférico. Si se toma en cuenta que gran parte de la

cuenca y la vegetación natural que otrora circundaba esta laguna se encuentra seriamente e irreversiblemente dañada por desarrollos urbanísticos, era de esperarse que lo que sobrevive actualmente de esta laguna sea un ejemplo dramático de cómo los efectos físico-químicos y la fragmentación producto de perturbaciones antrópicas aceleran los procesos de colmatación y eutrofización en los escenarios acuáticos; sin embargo, las aves son un bioindicador evidente de que todavía se puede recuperar y restaurar lo que aún queda.

RECOMENDACIONES

Se debe promover el establecimiento de una zona de protección alrededor del sitio para salvar la franja ribereña, la remoción selectiva de escombros para expandir las riberas y el control periódico del estado trófico de las aguas, pudieran ser puntos imprescindibles a ejecutar, de manera de contribuir a la preservación de esta laguna. Pero sobre todo, el aleccionamiento a los habitantes para que participen de estas actuaciones, con actividades educativas y científicas.

En este sentido, los objetivos y planes deben ser bien claros, involucrando a la opinión pública al momento de presentar las propuestas de restauración y sus potenciales beneficios (Fleishmann *et al.*, 1999; Ehrenfeld, 2000; Hackney, 2000; Sanderson *et al.*, 2002;), pues tanto o más difícil es evaluar la heterogeneidad de opiniones de una población humana como la complejidad de un ecosistema (Marín *et al.*, 2006). Los criterios y metas ejecutados en este estudio serán de importancia capital en la preservación definitiva como Área Bajo Régimen de Administración Especial (ABRAE) de la laguna El Maguey.

Sin embargo, debe reconocerse que puede existir en el ámbito de la laguna El Maguey una variedad de dimensiones, aparte de la de manejo adaptativo, que no se pueden incluir en los análisis de datos de este estudio; éstas incluyen orientaciones para la generación de ingresos mediante el ecoturismo, la educación ambiental, la seguridad en la periferia de sus límites y la protección de recursos culturales e históricos. Estos aspectos pueden resultar tan importantes para el uso y planificación futura de la laguna como el manejo para la conservación de la biodiversidad, en consecuencia, debe tomarse en cuenta en los talleres de integración. Por ello, paralelo a esta investigación, se llevaron a cabo jornadas de concienciación pública, a través de talleres y entrenamiento en el campo para grupos de vecinos, con la finalidad de que estas actividades vayan ejerciendo una presión socioambiental en las decisiones que deben tomarse en los altos niveles por las autoridades encargadas de los asuntos

ambientales para la preservación definitiva de este valioso humedal

En fin, estas recomendaciones deben estar dirigidas a quienes tomen las decisiones, empleando lenguaje y argumentos adecuados, a sabiendas de que la implementación o no de las recomendaciones usualmente queda más allá del control de la persona o equipo científico que realizó el estudio; no obstante, la amplia difusión de los resultados, junto con la comunicación eficiente con las entidades a cargo de la administración del área de estudio, incrementarán la probabilidad de que se adopten tales recomendaciones.

BIBLIOGRAFÍA

Alvarado, L. y Hernández, S. 2004. Distribución estacional y uso de hábitat de Ciconiformes en la Reserva Playón de Mismaloya, Jalisco, México. Bol. Centro Invest. Biol., 38: 1-14.

Alves, M. y Pereira, E. 1998. Richness, abundance and seasonality of bird species in a lagoon of an urbana area (Lagoa Rodrigo de Freitas) of Río de Janeiro, Brazil. Ararajuba, 6(2): 110-116.

Amat, J.; Díaz, P.; Herrera, M.; Jordano, P.; Obeso, J. y Soriguer, R. 1985. Criterios de valoración de zonas húmedas de importancia nacional y regional en función de las aves acuáticas. Publ. Agr., Pesq. Aliment., 35:1-45.

Amezaga, J.; Santamaría, L. y Green, J. 2002. Biotic wetland connectivity-supporting a new approach for wetland policy. Acta Oecol., 23: 213-222.

Antas, P.; Silva, F.; Alves, M. y Lara-Resende, S. 1986. Brazil. En:Directory of Neotropical Wetlands. Scott, D. Y. y Carbonell, M. (eds). International Union for Conservation, Nature and Natural Resources (IUCN). Cambridge. Págs. 60-104.

A.O.U. (American Ornithologist Union). 1984. Field guide of the birds of North America. Forst Ed. Washington, D.C., U.S.A.

Asir, R. y Ramachandran, S. 2005. Factors influencing flamingo (*Phoenicopterus roseus*) in the Pulicat lagoon ecosystem, India. Wetland Ecol. Manag., 13: 69-72.

Atauri, J. y De Lucio, J. 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecol.*, 16(2): 147-159.

Battley, P.; Poot, M.; Wiersma, P.; Gordon, C.; Ntiamoa-Baidu, D. y Piersma, T. 2003. Social foraging by waterbirds in shallow coastal lagoon in Ghana. *Waterbirds*, 26(1): 26-34.

Bildstein, K.; Bancroft, G.; Dugan, P.; Gordon, D.; Erwin, R.; Nol, E.; Payne, L. y Senner, S. 1991. Approaches to the conservation of coastal wetlands in the Western Hemisphere. *Wilson Bull.*, 103: 218-254.

Blanco, D.; López-Lanús, B. y Baigún, R. 2007. Mapping waterbird distribution and migration in South America. *Wetlands International*. Buenos Aires, Argentina.

Boettcher, R., Haig, S. y Bridges, W. 1995. Distribution of nonbreeding American Avocets in coastal South Carolina. *Condor*, 97: 68-81.

Bolduc, F. y Afton, A. 2008. Monitoring waterbird abundance in wetlands: The importance of controlling results for variation in water depth. *Ecol. Modelling*, 216: 402-408.

Brandolin, P.; Martori, R. y Ávalos, M. 2007. Variaciones temporales de los ensambles de aves de la Reserva Natural de Fauna La Felipa (Córdoba, Argentina). *Hornero*, 22(1): 1-8.

Brown, M. y Dismore, J. 1986. Implications of marsh size and isolation for marsh bird management. *J. Wildl. Manag.*, 50: 392-397.

Burton, J. y McNeil, R. 1975. Les routes de migration automnale de treize espèces d'oiseaux de rivage Nordaméricains. *Revue Géogr. Montreal*, 29: 305-334.

Casler, C. 1987. Inventario de los vertebrados del área de Quisiro y la Ciénaga de Los Olivitos, Dtto. Miranda-Edo. Zulia. En: *Impacto ambiental de las granjas camaroneras en el área de Quisiro y en la Ciénaga de Los Olivitos, Estado Zulia: Fauna y Flora*. Casler, C. (ed). Centro Invest. Biol. Univ. del Zulia, Maracaibo. Págs. 35-65.

Caziani, S.; Derlindati, E.; Talamo, A.; Sureda, A.; Trucco, C. y Nicolossi, G. 2001. Waterbird richness on Altiplano wetlands of northwestern Argentina. *Waterbirds*, 24: 103-117.

Colwell, R. y Coddington, J. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philos. Trans. Royal Soc., (series B)*, 345: 101-118.

Colwell, M. y Taft, O. 2000. Water communities in managed wetlands of varying water depth. *Waterbirds*, 23: 45-55.

Comin, F. y Herrera-Silveira, J. 2000. The role of birds on the trophic structure and nutrients cycles of aquatic ecosystem: a review. En: *Limnology and Waterfowl, Monitoring, Modelling and Management. Workshop, Aquatic Birds Working Group*. Comin, F.A., Herrera-Silveira, J. y Ramírez, J. (eds). *Societas Internationalis Limnologiae*. Universidad Autónoma de México. Págs. 205-218.

Conde, J. y Alarcón, C. 1993. Los manglares de Venezuela. En: *International Society for Mangrove Ecosystems. Informe Técnico del Proyecto Conservación y Aprovechamiento Sostenible de Bosques de Manglar en las Regiones América Latina*

y África. Proyecto ITTO/ISME PD114/90(F). Parte I: América Latina. Págs. 199-229.

Constanza, R., Kemp, W.; y Boyton, W. 1993. Predictability, scale, and biodiversity in coastal and estuarine ecosystems: implications and management. *Ambios*, 22: 88-96.

Crist, T.; Veech, J.; Gering, J. y Summerville, K. 2003. Partitioning species diversity across landscapes and regions: A hierarchical analysis of alpha, beta, and gamma diversity. *Am. Nat.*, 162: 732-743.

Crozier, G. y Gawlik, D. 2002. Avian response to nutrient enrichment in an oligotrophic wetland, the Florida Everglades. *Condor*, 104(3): 631-642.

Cruz, Z.; Angulo, F.; Burger, H. y Borgesa, R. 2007. Evaluación de aves en la laguna El Paraíso, Lima, Perú. *Rev. Peruana Biol.*, 14(1): 139-144.

David, P. 1994. Wading bird use of lake Okeechobee relative to fluctuating waters levels. *Wilson Bull.*, 106(4): 719-732.

De Lucio, J.; Atauri, J.; Sastre, P. y Martínez, C. 2003. Conectividad y redes de espacios naturales protegidos: del modelo teórico a la visión práctica de la gestión. Centro de Cooperación del Mediterráneo UICN. España.

Díaz, O. y Mendoza, C. 1997. Estructura de la comunidad de aves en el parque litoral Laguna de Los Patos, Cumaná, Venezuela. *Saber*, 9(2): 36-44.

Di Giacomo, A. y Parera, A. 2008. 20 high priority areas for the conservation of nearctic migratory birds in the southern cone grassland of South America. *Alliances*

for the Conservation of Grassland of the Southern Cone of South America/Neotropical Migratory Bird Conservation/BirdLife International. Argentina.

Ehrenfeld, J. 2000. Evaluating wetlands within an urban context. *Ecol. Eng.*, 15(4): 253-265.

Elliott, J.; Harris, M.; Wilson, L.; Whitehead, P. y Norstrom, R. 2000. Monitoring temporal and spatial trends in polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) in eggs of Great Blue Heron (*Ardea herodias*) on the coast of British Columbia, Canada, 1983-1988. *Ambios*, 30(7): 416-428.

Elmberg, J.; Nummi, P.; Poysa, H. y Sjoberg, K. 1994. Relationships between species number, lake size and resource diversity in assemblages of breeding waterfowl. *J. Biogeog.*, 21: 75-84.

Erwin, M. 1996. Dependence of waterbirds and shorebirds on shallow-water habitat in the Mid-Atlantic coastal region: an ecological profile and management recommendations. *Estuaries*, 19(2): 213-219.

Espinoza, F.; Parra, L.; Aranguren, J.; Martino, A.; Quijada, M.; Pirela, D.; Rivero, R.; Gutiérrez, R.; Jiménez, N.; Leal, S. y León, E. 2000. Numbers and distribution of Caribbean Flamingo in Venezuela. *Waterbirds*, 23: 80-86.

Fairbairn, S. y Dinsmore, J. 2001. Local and landscape-level influences on wetland bird communities of the prairie pothole region of Iowa, USA. *Wetlands*, 21: 41-47.

Farigh, S. y Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conser. Biol.*, 8: 50-59.

Fleishmann, E.; Wolff, G.; Boggs, C.; Ehrlich, P.; Launer, A.; Niles, J. y Ricketts, T. 1999. Conservation in practice: overcoming obstacles to implementation. *Conser. Biol.*, 13(2): 50-52.

Furness, R. y Camphuysen, K. 1997. Seabirds as monitors of the marine environment. *ICES J. Mar. Sci.*, 54: 726-737.

Gattenlöhner, U.; Hammerl-Resch, M. y Jantschke, S. 2004. Restauración de humedales: Manejo sostenible de humedales y lagos someros. Global Nature Fund. Alemania.

Getzner, M. 2002. Investigating public decisions about protecting wetlands. *J. Environ. Manag.*, 64: 237-246.

Gibbs, J. 1993. Importance of small wetlands for the persistence of populations of wetland-associated animals. *Wetlands*, 13: 25-35.

Gibson, J. 2007. Special animal abstract for *Pandion haliaetus* (Osprey). Michigan Natural Features Inventory. Lansing, MI, USA.

Gilpin, M. y Soulé, M. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. En: *Conservation Biology, the Science of Scarcity and Diversity*. Soulé, M.E. (ed). Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts. Págs.19-34.

González, A.; Sepúlveda, P. y Marquet, P. 2003. Habitat characteristics and aquatic bird community structure in urban wetland. VII Neotropical Ornithological Congress. Chile. Págs. 198-199.

Green, A. y Figuerola, J. 2003. Aves acuáticas como bioindicadoras de humedales. En: Ecología, manejo y conservación de los humedales. Paracuellos, M. (ed). Instituto de Estudios Almerienses. España. Págs. 47-60.

Guadagnin, D.; Schmitz, A.; Carvalho, L. y Maltchik, L. 2005. Spatial and temporal patterns assemblages in fragmented wetlands of Southern Brazil. *Waterbirds*, 28(3): 261-404.

Gurrutxaga, M. y Lozano, P. 2007. Criterios para contemplar la conectividad del paisaje en la planificación territorial y sectorial. *Invest. Geog.*, 44: 75-88.

Hackney, C. 2000. Restoration of coastal habitats: expectation and reality. *Ecol. Eng.*, 15(3-4): 165-170.

Haig, S.; Hehlman, D. y Oring, L. 1997. Avian movements and wetland connectivity in landscape conservation. *Conserv. Biol.*, 12: 749-758.

Halfpter, G. 1998. A strategy for measuring landscape biodiversity. *Biol. Int.*, 36: 3-17.

Hamilton, A.; Robinson, W.; Taylor, I. y Wilson, B. 2005. The ecology of sewage treatment gradients in relation to their use by waterbirds. *Hydrobiologia*, 534: 91-108.

Hernández, V. 2005. Aves acuáticas de la laguna de Agua Dulce y el estero El Ermitaño, Jalisco, México. *Rev. Biol. Trop.*, 53(1-2).

Hilty, S. 2003. *Birds of Venezuela*. Princeton University Press. Princeton and Oxford, USA.

Hollamby, S.; Afrema-Azihumi, J.; Waigo, S.; Cameron, K.; Gandolf, A.; Norris, A. y Sikarsie, J. 2006. Suggested guidelines for use of avian species as biomonitors. *Environ. Monit. Asses.*, 118:1-3.

Hoyer, M.; Notestein, S.; Frazer, T. y Canfield, D. 2006. A comparison between aquatic birds of lake and coastal rivers in Florida. *Hydrobiologia*, 567: 5-18.

Hurlbert, S. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 52: 577-586.

Kjerfve, B. 1994. Coastal lagoons processes. Elsevier. New York, USA.

Knoppers, B. 1994. Aquatic primary production in coastal lagoons. En: Coastal Lagoons Processes. Kjerfve, B. (ed). Elsevier Science Publishers. Amsterdam, Holanda. Págs. 243-286.

Krebs, C. 1989. Ecological methodology. Harper-Collins Publisher, New York, USA.

Kuijken, E. 2006. A short history of waterbird conservation. En: Waterbirds around the world. Boere, G., Galbraith, C. y Sroud, D. (eds). The Stationery Office. Edinburg, UK. Págs. 52-59.

Lentino, M. 1989. Avifauna de la Laguna de Tacarigua. *Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle*, 9(24): 187-209.

Lentino, M. 1997. Lista actualizada de las aves de Venezuela. En: Vertebrados actuales y fósiles de Venezuela. La Marca, E. (ed). Museo de Ciencias y Tecnología de Mérida, Venezuela. Págs. 143-202.

Lentino, M. y Bruni, A. 1994. Humedales costeros de Venezuela: Situación ambiental. Sociedad Conservacionista Audubon de Venezuela. Caracas, Venezuela.

Lindig-Cisneros, R. y Zedler, J. 2005. La restauración de humedales. En: Temas sobre la Restauración Ecológica. Sánchez, O.; Peters, E.; Márquez, R., Vega, E.; Portales, G., Valdéz, M. y Azuara, D. (Eds). Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, U.S. Wildlife Services, Unidos para la Conservación A.C. México. Págs. 201-213.

Magurran, A. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press. New Jersey, USA.

Margalef, R. 1982. Ecología. Ediciones Omega S.A. Barcelona, España.

Mahaulpatha, W.; Mahaulpatha, W. y Wasantha, K. 2008. Effects of water-level fluctuation and invasive water plants of pheasant-tailed jacana (*Hydrophasianus chirugus*) at the Annaiwilundawa Ramsar site of northwestern Sri Lanka. *Wetland Ecol. Manag.*, 16: 33-42.

Marín, G.; Bastidas, L. y Guevara, E. 2003. Algunos componentes y aspectos ecológicos de la dieta de aves Ciconiiformes en ecosistemas marino costeros del estado Sucre. *Saber*, 15: 75-77.

Marín G.; Blanco, L.; Prieto, A.; Muñoz, J. y Alzola, R. 2006. Dependencia de pequeñas lagunetas y charcas costeras para la avifauna residente y migratoria: dos casos en Venezuela. *Bol. Inst. Oceanog. Venezuela*, 45(2): 149-163.

McNeil, R.; Ouellet, H. y Rodríguez, J. 1985. Urgencia de un programa de conservación de los ambientes costeros (lagunas, planicies fangosas, laderas costeras

y manglares) del Norte de América del Sur. Bol. Soc. Venez. Cienc. Nat., 50(143): 449-474.

Mitsch, W. y Gosselink, J. 2000. Wetlands. John Wiley y Sons. New York, USA.

Moreno, C. 2001. Métodos para medir la diversidad. M & T- Manuales y Tesis SEA. Vol.1. Zaragoza, España.

Moreno, C. y Halffer, G. 2001. Spatial and temporal analysis of alpha, beta and gamma diversities in a fragmented landscape. Biodivers. Conserv., 10: 367-382.

Moreno-Ostos, E.; Paracuellos, M.; De Vicente, I.; Nevado, J. y Pizarro-Cruz, L. 2008. Response of waterbirds to alternating clear and turbid water phases in two shallow Mediterranean lakes. Aquat. Ecol., 42: 701-706.

Morrison, R. y Myers, J. 1987. Wader migration systems in the New World. Wader Study Group Bull., 7: 57-69.

Naranjo, I. 1995. An evaluation of the first inventory of South American wetlands. Vegetatio, 118: 125-129.

Oficina de la Convención de Ramsar. 2000. Manuales Ramsar para el uso racional de los humedales. Oficina de la Convención Ramsar. Gland, Suiza.

Olivares, A. 1973. Las ciconiiformes colombianas. Proyer. Colombia.

Opheim, T. 1997. Wetland losses continue but have slowed. Natl. Wetlands Newlett., 19: 7-9.

Paracuellos, M. y Tellería, L. 2004. Factors affecting the distribution of a waterbird community: The role of habitat configuration and bird abundance. *Waterbirds*, 27: 446-453.

Phelps Jr., W. y Meyer de Schauensee, R. 1979. *Una Guía de las Aves de Venezuela*. Gráficas Armitano. Caracas, Venezuela.

Reynaud, P. 2002. Effects of urbanization on the avifauna of a fragile wetland in Dakar, a fast-growing town in tropical Africa. 23rd International Ornithological Congress, Beijing, China. pp.179.

Ricklefs, R. y Schutler, D. 1993. *Species diversity in ecological communities*. University of Chicago Press. Chicago, USA.

Riveros, G.; Serey, I. y Drouilly, E. 1981. Estructura y diversidad de la comunidad de aves acuáticas de la Laguna El Peral, Chile central. *Anales Museo Hist. Nat. Valparaiso*. 14: 189-196.

Rodner, C. 2006. *Waterbirds in Venezuela*. Sociedad Conservacionista Audubon de Venezuela. Caracas, Venezuela.

Rodríguez, J. y Rojas, F. 1999. *Libro rojo de la fauna venezolana*. Segunda Edición. Provita-Fundación Polar. Caracas, Venezuela.

Romano, M.; Barberis, I.; Pagano, G. y Maidagan, J. 2005. Seasonal and interannual variation in waterbird abundance and species composition in the Melincué saline lake, Argentina. *Eur. J. Wildl. Res.*, 51: 1-13.

Rosa, S.; Palmeirim, J. y Moreira, F. 2003. Factors affecting waterbird abundance and species richness in an increasingly urbanized area of the Tagus Estuary in Portugal. *Waterbirds*, 26(2): 226-232.

Routledge, R. 1998. Measurements and estimates. En: *Statistical methods from adaptive management studies*. Sit, V. y Taylor, B. (Eds). Res. Br., B.C. Min. For., Res. Br., Land Manage. Handb. No. 42. Victoria, British Columbia. Págs. 55-68.

Rosenzweig, M. 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.

Ruiz-Campos, G.; Palacios, E.; Castillo-Guerrero, J.; González-Guzman, S. y Batche-González, E. 2005. Composición espacial temporal de la avifauna de humedales pequeños costeros y hábitat adyacentes en el noroeste de Baja California, México. *Cienc. Mar.*, 31(3): 553-576.

Sanderson, E.; Redford, K.; Vedder, A.; Coppolillo, P. y Ward, S. 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape Urban Plan.*, 58: 41-5.

Schlesinger, W. 2000. *Biogeoquímica: Un análisis del cambio global*. Editorial Ariel. Barcelona, España.

Schreiber, E. y Lee, D. 2000. West Indians seabirds: a disappearing natural resource. En: *Status and conservation of West Indians seabirds*. Schreiber, E. y Lee, D. (eds). Society of Caribbean Ornithology, Spec. Publication N° 1. Ruston, LA, USA. págs. 1-10.

Scott, D. y Carbonell, M. 1986. *Inventario de humedales de la región neotropical*. IWRB Slimbridge y UICN. Cambridge, UK.

Semlitsch, R. y Bodie, J. 1998. Are small, isolated wetlands expendable? *Conserv. Biol.*, 12: 1129-1133.

Shabman, L. y Batie, S. 1978. Economic value of natural coastal wetlands: A critique. *Coastal Zone Manag. J.*, 4: 231-247.

Shine, C. y Klemm, C. 1999. *Wetlands, water and the law: Using law to advance wetland conservation and wise use.* IUCN. Gland, Switzerland.

Shu-Ping, Z.; Zhengwang, Z.; Quan-Hi, S.; Ji-Liang, X. y Dongping, L. 2002. The influence of landscape pattern on waterbird communities in wetlands. 23rd International Ornithological Congress, Beijing, China. pp 142.

Smit, C.; Lambeck, R. y Wolff, W. 1987. Threats to coastal wintering and staging areas of waders. *Wader Study Group Bull.*, 49(7): 105-113.

Staniforth, R. 2002. Effects of urbanization on bird populations in the Canadian Central Arctic. *Arctic*, 55(1): 87-93.

Suman, D. 1994. *El ecosistema de manglar en América Latina y la cuenca del Caribe: su manejo y conservación.* Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, Universidad de Miami, Miami, Florida y The Tinker Foundation. New York, USA.

Tabilo, E.; Jorge, R.; Riquelme, R.; Mondaca, A.; Labra, C.; Campuzano, J.; Tabilo, M.; Varela, M. y Sallaberry, M. 1996. Management and conservation of the habitats used by migratory shorebirds at Coquimbo, Chile. En: *Shorebird Ecology and Conservation in the Western Hemisphere.* Hicklin P. (Ed). International Wader Studies and Canadian Wildlife Service. Peterborough, U.K. Págs. 79-84.

Taft, O.; Colwell, M.; Isola, C. y Safran, R. 2002. Waterbird responses to experimental drawdown: implications for the multispecies management of wetland mosaics. *J. Appl. Ecol.*, 39(6): 987-1001.

Taylor, P.; Fahring, L.; Henein, K. y Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68(3): 571-573.

Torres, M.; Quintero, Z. y Takano, F. 2006. Variación estacional en la abundancia y diversidad de aves limícolas en el refugio de vida silvestre Pantanos de Villa, Lima-Perú. *Ecol. Apl.*, 51(1-2): 119-125.

Traut, A. y Hostetler, M. 2003. Urban lakes and waterbirds: Effects of development on avian behavior. *Waterbirds*, 26(3): 209-302.

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 2002. Methods for evaluating wetlands condition: Biological assessment methods for birds. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency. Washington, D.C., USA.

Villarreal, J. 2006. Aves acuáticas del refugio de fauna silvestre Laguna de Mata Redonda, Costa Rica. *Zeledonia*, 10(2):1-10.

Weller, M. 1988. Issues and approaches in assessing cumulative impacts on waterbird habitat in wetlands. *Environ. Manag.*, 12(5): 695-701.

Western Hemisphere Shorebird Reserve Network. 1993. Western hemisphere shorebird reserve network site profiles. WA Pub. N°4. Wetlands for Americas. Manomet (USA) y Buenos Aires (Argentina).

Wetlands International. 2002. Waterbird populations estimates. Third Edition. Wetland International Global Series N°12. Wageningen, Netherlands.

Whittaker, R. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21: 213-251.

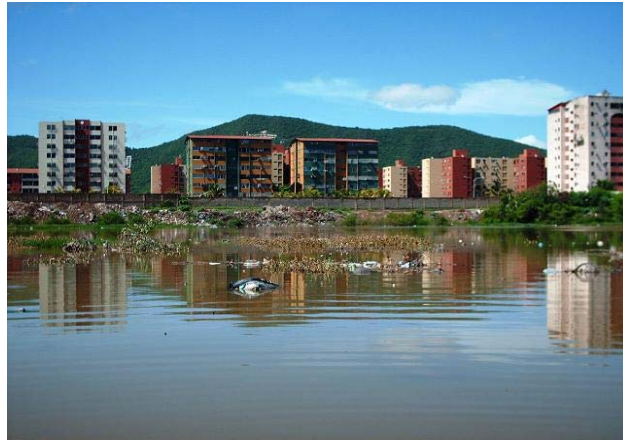
Wiese, F.; Montevecchi, W.; Davoren, G.; Huettmann, F.; Diamond, A. y Linke, J. 2001. Seabirds at risk around offshore oil platforms in the Northwest Atlantic. *Mar. Pollut. Bull.*, 42: 1285-1290.

Wunderle J. 1994. Métodos para contar aves terrestres del Caribe. Gen. Tech. Rep. SO-100. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. New Orleans, USA.

ANEXOS

Anexo 1

a)



Zona de muestreo

b)



Bote inflable tipo dingui

Anexo 2

a)



Himantopus mexicanus (Viuda patilarga), una de las especies con mayor abundancia numérica.

b)



Phoenicopterus ruber (Flamenco), la especie con el mayor índice de relevancia específica.

Anexo 3

a)



Gallinula chloropus (Gallineta de agua)

b)



Fulica caribaea (Gallineta pico de plata)

Anexo 4

a)



Nycticorax violaceus (Chicuaco enmascarado)

b)



Eudocimus ruber (Corocoro colorado).

Anexo 5

a)



Dendrocygna autumnalis (Guriri)

b)



Dendrocygna viduata (Yaguaso cariblanco)

Anexo 6

a)



Pandion haliaetus (Aguila pescadora)

b)



Phoenicopterus ruber (Flamenco moribundo)

Cont anexo 6



Hoja de Metadatos

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 1/5

Título	ESTRUCTURA COMUNITARIA Y PERSPECTIVAS DE CONSERVACION DE LA AVIFAUNA DE LA LAGUNA URBANA EL MAGUEY, BARCELON,ESTADO ANZOATEGUI.
Subtítulo	

Autor(es)

Apellidos y Nombres	Código CVLAC / e-mail	
YALICIA A. CARVAJAL M.	CVLAC	13.053.742
	e-mail	ALECMY@HOTMAIL.COM
	e-mail	
	CVLAC	
	e-mail	
	e-mail	
	CVLAC	
	e-mail	
	e-mail	
	CVLAC	
	e-mail	
	e-mail	

Palabras o frases claves:

AVES
LAGUNA
MAGUEY

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 2/5

Líneas y sublíneas de investigación:

Área	Subárea
CIENCIAS	BIOLOGIA

Resumen (abstract):

En humedales de latitudes neárticas, la estructura de las comunidades que involucran aves acuáticas tiende a cambiar marcadamente durante su ciclo anual; gran parte de las poblaciones de varias especies migran estacionalmente hacia humedales neotropicales. La avifauna asociada a la laguna urbana El Maguey (72 ha), Barcelona, Estado Anzoátegui, se caracterizó comunitariamente sobre la base de índices ecológicos cualicuantitativos de Abundancia (A), Riqueza (S_{Chao1}), Diversidad (H' y β), Equitabilidad (J'), Dominancia (ID), Disimilaridad (U_{AB}) y Relevancia Específica (RE). En un bote inflable, tipo “dingi”, se realizaron observaciones y censos de aves con binoculares por el método de transectos de línea sin estimados de distancia, una vez al mes, durante seis meses: enero y marzo (E-M), período de sequía; mayo y junio (M-J), inicio de las lluvias; agosto y septiembre (A-S), período de lluvias; seleccionados así tanto para cubrir parte de las temporadas de lluvia y sequía, como para aprovechar el período de permanencia estacional de aves migratorias Charadriiformes y Ciconiiformes. Se censaron 1767 individuos, de 53 especies, agrupados en 24 familias y 12 órdenes. Las familias Scolopacidae ($n=8$) y Ardeidae ($n=7$) concentraron el mayor número de especies, aunque con muy pocos individuos por especie. La gallineta pico de plata (*Fulica caribaea*) resultó un nuevo registro para el estado Anzoátegui, y está categorizada como IC (insuficientemente conocida). La H' y la J' mostraron sus menores valores promedio en el bimestre E-M y los mayores en el A-S; en cambio, la S_{Chao1} mostró valores parecidos en todos los bimestres. El ID mayor en marzo deriva de la ingente cantidad de flamencos (*Phoenicopterus ruber*) y viudas patilargas (*Himantopus mexicanus*) observados ($n=263$ y 270 , respectivamente). El flamenco resultó la especie con el mayor porcentaje de relevancia específica ($RE=22,34\%$). El índice beta ($\beta=0,48$) indica una probabilidad moderada de un intercambio de especies entre la laguna de El Maguey y la vecina de Tronconal, ratificado por un índice de disimilaridad medianamente alto ($U_{AB}=57\%$) entre ambas lagunas. Estos resultados revelan una comunidad moderadamente estable y heterogénea. El aumento del volumen y profundidad del agua por el incremento de las lluvias se presume como una de las causas de los cambios en la composición de las especies, como se ha visto en otros humedales neotropicales. Independientemente de su extensión, se ratifica la importancia nacional e internacional de la laguna El Maguey como humedal, al albergar, aunque temporalmente, poblaciones apreciables de aves acuáticas, en especial el flamenco, una especie protegida a nivel hemisférico.

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 3/5

Contribuidores:

Apellidos y Nombres	ROL / Código CVLAC / e-mail	
GEDIO MARIN	ROL	CA <input type="checkbox"/> AS <input type="checkbox"/> TU <input type="checkbox"/> JU <input type="checkbox"/>
	CVLAC	
	e-mail	
	e-mail	
ANTULIO PRIETO	ROL	CA <input type="checkbox"/> AS <input type="checkbox"/> TU <input type="checkbox"/> JU <input type="checkbox"/>
	CVLAC	
	e-mail	
	e-mail	
	ROL	CA <input type="checkbox"/> AS <input type="checkbox"/> TU <input type="checkbox"/> JU <input type="checkbox"/>
	CVLAC	
	e-mail	
	e-mail	

Fecha de discusión y aprobación:

Año Mes Día

2010	12	15
------	----	----

Lenguaje: _____

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 4/5

Archivo(s):

Nombre de archivo	Tipo MIME
TESIS_YC	

Alcance:

Espacial : (Opcional)

Temporal: (Opcional)

Título o Grado asociado con el trabajo:

LICENCIATURA

Nivel Asociado con el Trabajo: LICENCIADO

Área de Estudio:

BIOLOGIA

Institución(es) que garantiza(n) el Título o grado:

UNIVERSIDAD DE ORIENTE

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso –
5/5

Derechos: Los derechos de esta tesis no han sido publicados, solo se le otorga el derecho de ver el resumen de dicho trabajo

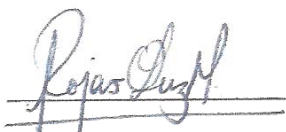


Yalicia Alejandra Carvajal Moreno

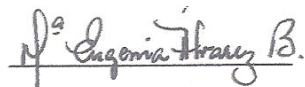
Autor



ASESOR



JURADO 1



JURADO 2

POR LA COMISIÓN DE TESIS:

