

COMPOSICIÓN TEMPORAL DE AVES ACUÁTICAS EN DOS LAGUNETAS SUBURBANAS LITORALES DE LA CIUDAD DE CUMANÁ, ESTADO SUCRE, VENEZUELA

JESÚS MUJICA M. & GEDIO MARÍN E.

¹*Departamento de Biología, Escuela de Ciencias, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.
gmarin@yahoo.com*

RESUMEN: En las últimas décadas, las poblaciones y hábitat de muchas especies de aves acuáticas que evolucionan en las lagunas costeras han venido declinando ostensiblemente, debido a los diversos efectos de las actividades antrópicas sobre su dinámica ecológica. Se analizó la variación estacional de la estructura comunitaria de la avifauna acuática asociada a dos lagunetas efímeras suburbanas situadas al oeste de Cumaná, El Estadio (EE) y Aeropuerto Viejo (AV), en términos de Abundancia Relativa (A_r), Riqueza (# spp.), Diversidad de Simpson (I), Equitabilidad (E_j), Similitud (S_j) y Relevancia Específica (RE), mediante conteos mensuales, utilizando el método de transecto de línea sin estimados de distancia, durante nueve (AV) y cinco (EE) meses. Se identificaron 31 especies agrupadas en 13 familias. Scolopacidae (10 spp.), Charadriidae (5 spp.) y Laridae (4 spp.) presentaron el mayor número de especies. Del total, 14 eran migratorias neárticas, 6 residentes y 11 migratorias intratropicales. La riqueza de especies fue ligeramente mayor en AV que en EE (24 spp. vs. 22 spp.). La I promedio fue mayor en AV que en EE, pero sin diferencias significativas. El índice S_j de especies entre ambas lagunetas fue de 41,66%. Las especies con el mayor RE fueron el flamenco (*Phoenicopterus ruber*), en EE, y los playeritos (*Calidris* spp.), en AV. Estos resultados estarían revelando la importancia de los pequeños humedales como sitios habituales de pernocta de especies de aves acuáticas residentes y migratorias, particularmente del flamenco, cuya presencia citadina reciente pudiera estar revelando el éxito de las iniciativas nacionales para su conservación.

Palabras clave: aves acuáticas migratorias, índices comunitarios, lagunetas,

ABSTRACT: In last decades, populations and habitats of aquatic birds inhabiting coastal lagoons have declined dramatically, because to several anthropic factors affecting their ecological dynamic. We evaluated an avian community associated to two lagoonlets sited to western Cumaná: El Estadio (EE) and Aeropuerto Viejo (AV), using transects fixed distance, during nine (EE) and five (AV) months, respectively. We calculated several seasonal community indexes, *i.e.*, Relative Abundance (RA), Richness (# spp.), Simpson Diversity (I), Evenness (J'), Occurrence (C), Similarity (S_j) and Specific Importance (SI). We identified 31 species, belonging to 13 families. Scolopacidae (10 spp.), Charadriidae (5 spp.) and Laridae (4 spp.) showed the highest species number. In all, fourteen was migrating Nearctic birds, six resident birds and eleven intratropical migrating birds. Richness was gently higher in AV than EE (24 spp. vs. 22 spp.). The I mean was higher in AV than EE but no significant differences. Species index S_j between lagoonlets resulted 41,66%. The flamingo (*Phoenicopterus ruber*) and small shorebirds belonging to genus *Calidris* spp. showed the higher RE in EE and AV, respectively. These results would be revealing the importance of small wetlands for migrating and resident aquatic birds, particularly the flamingo; the presence of this species in these suburban wetlands would be showing the successful conservation initiatives.

Key words: Community indices, lagoonlets, migrating aquatic birds

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, las poblaciones y hábitat de muchas especies de aves acuáticas que evolucionan en las lagunas costeras, *e. g.*, playeros (Scolopacidae, Charadriidae, Laridae), pollas acuáticas (Rallidae), aves coloniales (Ciconiiformes), han venido declinando ostensiblemente, debido, entre otros, a los diversos efectos de las actividades antrópicas sobre su dinámica ecológica (McNEIL *et al.* 1985; SMIT *et al.* 1987; WELLER 1988; ERWIN 1996; Elliott *et al.* 2000; U.S. EPA 2002; TRAUT & HOSTETLER 2003; BAKER *et al.* 2004; BURGER *et al.* 2004; KUIJKEN 2006;

MARÍN *et al.* 2006; ZOCKLER *et al.* 2003; FERNÁNDEZ & LANK 2008; OTTEMA & RAMCHARAN 2009; MARÍN *et al.* 2010; MORRISON 2011).

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 *et al.* 1985; U.S. EPA 2002; GUADAGNIN *et al.* 2005; BLANCO *et al.* 2007), sobre todo si estos humedales se encuentran enclavados en áreas costeras urbanas o suburbanas (EHRENFELD 2000;

ROSA 2003; TRAUT & HOSTETLER 2003; MARÍN *et al.* 2006; MARÍN *et al.* 2010).

Muchas de las especies de aves que utilizan estas lagunas son migrantes de corta, media (*e. g.*, ciconiiformes) y larga distancia (*e. g.*, charadriiformes), y durante su permanencia transitoria en estos enclaves necesitan de los hábitat que ofrecen estos irremplazables humedales para pernoctar y reabastecerse, antes de proseguir, en el caso de las aves playeras, hacia su destino definitivo durante sus migraciones otoñales y primaverales; 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 & McNEIL, 1975; MORRISON & ROSS, 1987; DI GIACOMO & PARERA, 2008), y generalmente resultan entre los grupos ornícticos más afectados por los impactos antrópicos (ZOCKLER *et al.* 2003; BURGER 2004; MORRISON *et al.* 2004; THOMAS *et al.* 2006; YASUÉ 2006; FERNÁNDEZ & LANK 2008; ALMEIDA 2011; LEVESQUE 2011).

Las áreas costeras están entre las más productivas del mundo (CONSTANZA *et al.*, 1993), pero también son las que más aceleradamente se han urbanizado (Ehrenfeld, 2000); adicionalmente, 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 & LEE 2000).

Independientemente de su extensión y urbanización, las lagunas y charcas litorales pueden servir como hábitat a diversas especies de aves. Ciertamente, 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 (FURNES & CAMPHUYSEN 1997; WIESE *et al.* 2001; GREEN & FIGUEROLA, 2003 HOLLAMBY 2006), por ello, las pequeñas lagunas y charcas litorales urbana pudieran ser ecológicamente valiosas para el mantenimiento de la diversidad local, regional, nacional e internacional de la avifauna, no sólo acuática sino terrestre, a pesar de su poca extensión relativa, y que su desaparición parcial o total pudiera reducir, entre otros, la conectividad

interpoblacional de las especies (HAIG *et al.* 1997; SEMLITSCH & BODIE 1998). En esta investigación se evaluó estructura comunitaria de las aves acuáticas, residentes y migratorias, asociadas a las lagunas temporarias suburbanas “El Estadio” y “Aeropuerto Viejo”, en Cumaná, estado Sucre.

METODOLOGÍA

Los inventarios de aves se llevaron a cabo en las lagunetas temporarias “El Estadio” y “Aeropuerto Viejo”, durante 9 y 5 meses, respectivamente. La laguna “El Estadio” está situada en los predios del campus universitario de la Universidad de Oriente (10°25'54" Lat. N; 64°11'26" Long. W), con un perímetro máximo de *ca.* 2,88 km del espejo de agua y 13,45 ha, mientras que la laguna “Aeropuerto Viejo” está ubicada en terrenos del antiguo aeropuerto de Cumaná (10°26'42" Lat. N; 64°11'24" Long. W), entre la avenida Universidad y el sector playa San Luis, con un perímetro máximo de *ca.* 1,44 km de espejo de agua y 6,12 ha; en algunos años, ambas lagunas suelen secarse completamente durante el período de sequía. Estos cuerpos de agua están distanciados *ca.* 870 m en línea recta, separados por urbanismos y vialidad (Figura 1).

Las observaciones y censos de aves se realizaron una vez al mes, utilizando el método de transecto de línea sin estimados de distancia para los conteos (WUNDERLE 1994); para ello fueron utilizados binoculares (10 x 40) por dos observadores, caminando a paso uniforme y pausas, desde las 0800 hasta las 1100 horas, bordeando las riberas, en un transecto aproximado de 400 m, en cada una.

Las aves observadas fueron identificadas y clasificadas con guías de aves de Venezuela (PHELPS &



Fig. 1. Lagunas Aeropuerto Viejo (AV) y El Estadio (EE).

MEYER DE SCHAUENSEE 1979; HILTY 2003) y Norteamérica (A.O.U. 1983). Las especies se catalogaron según el estatus de permanencia: migratoria neártica, migratoria intratropical, migratoria local y residente. En la lista de aves identificadas, la secuencia hipotética de los órdenes y familias se hizo según DEL HOYO *et al.* (1994), mientras que la nomenclatura específica siguió las utilizadas por HILTY (2003). Las diferentes especies para las respectivas familias fueron listadas en orden alfabético.

Con la finalidad de dar una visión cualitativa y cuantitativa relativa del comportamiento comunitario de las aves acuáticas más relevantes dentro de las lagunas analizadas, se ponderaron los siguientes índices ecológicos: Abundancia Relativa (A_R), esto es, número de individuos por especie; Riqueza (# spp.), Diversidad y Equitabilidad, mediante las expresiones de Simpson; Similitud entre lagunetas (Índice de Jaccard); Frecuencia de aparición, expresada como la frecuencia con que una especie aparece durante los muestreos realizados en un tiempo dado; Índice de relevancia específica; para establecer el grado de importancia relativa de cada especie sobre la base de su abundancia y el número de censos donde fue registrada (MORENO 2002; ROMANO *et al.* 2005).

Adicionalmente se estableció una curva de saturación de especies, y una tabla comparativa entre la riqueza de especies y la extensión de las lagunas bajo estudio con respecto a otras lagunas del litoral venezolano ya evaluadas. Para establecer diferencias entre la diversidad de ambas lagunas, se utilizó la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney para muestras no apareadas (FOWLER & COHEN 1996).

RESULTADOS

En total se inventariaron 2 540 individuos, de 31 especies, agrupados en 13 familias y 7 órdenes (Tabla 1). Scolopacidae (10 spp.), Charadriidae (5 spp.) y Laridae (4 spp.) presentaron el mayor número de especies (Tabla 1). De éstas, 14 eran migratorias neárticas, 11 migratorias intratropicales y 6 residentes (Tabla 1). Scolopacidae, Charadriidae y Laridae resultaron las familias con el mayor número de especies, aunque algunas con muy pocos individuos censados (Figura 2). La riqueza de especies fue ligeramente mayor en AV (24 spp.) que en EE (22 spp.).

Abundancia

Para la laguna El Estadio, la mayor concentración de

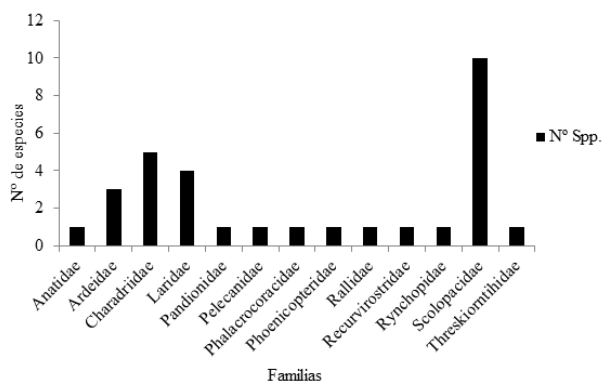


Fig. 2. Número de especies por familia observadas en las lagunas suburbanas de EE y AV.

individuos se presentó en octubre (n=351), y para Aeropuerto Viejo, en septiembre (n=368) (Figura 3).

Diversidad (λ) y Equitabilidad (E_λ)

Durante el período de lluvia (agosto-noviembre), la λ promedio fue mayor en EE ($0,78 \pm 0,04$) que en AV ($0,65 \pm 0,14$), pero no arrojó diferencias significativas (U Mann-Whitney: $U=22$; $P>0,05$), mientras que la E_λ promedio fue levemente superior en AV ($0,73 \pm 0,12$) que en EE ($0,57 \pm 0,32$) (Tablas 2 y 3).

Similitud de Jaccard

El índice S_j de especies entre ambas lagunas fue de 41,66%, lo que indicaría una similitud moderada entre ambas lagunas.

Frecuencia de aparición (C)

Durante todo el período de estudio, las especies con mayor frecuencia de aparición fueron el flamenco, para EE (C=100%), y la garza blanca real, para AV (C=100%) (Tabla 4).

Índice de Relevancia Específica (RE)

Las especies con el mayor RE fueron el flamenco, en EE (RE=45,45%), y los playeritos (*Calidris* spp.), en AV (RE=32,56%).

La revisión de especies amenazadas categorizó dos especies:

COROCORO COLORADO (*Eudocimus ruber*)

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 & ROJAS 1999). (Tabla 5)

TABLA 1. Lista de aves de las lagunas El Estadio y Aeropuerto Viejo, Cumaná, Estado Sucre, Venezuela. Estatus (E): Migratoria Neártica (MN), Migratoria Intratropical (MI), Residente (RE) Localidad (L): Laguna El Estadio (EE) y Laguna Aeropuerto Viejo (AV)

ORDEN: PELECANIFORMES	E	L
Familia: Pelecanidae		
<i>Pelecanus occidentalis</i> (Alcatraz)	RE	EE-AV
Familia: Phalacrocoracidae		
<i>Phalacrocorax brasilianus</i> (Cotúa)	RE	EE-AV
ORDEN: ANSERIFORMES		
Familia: Anatidae		
<i>Anas bahamensis</i> (Pato Malibú)	MI	EE
ORDEN: PHOENICOPTERIFORMES		
Familia: Phoenicopteridae		
<i>Phoenicopterus ruber</i> (Flamenco)	MI	EE-AV
ORDEN: CICONIIFORMES		
Familia: Ardeidae		
<i>Ardea alba</i> (Garza Blanca Real)	MI	EE-AV
<i>Egretta thula</i> (Chusmita)	MI	EE-AV
<i>Egretta tricolor</i> (Garza Pechiblanca)	MI	EE-AV
Familia: Threskiornithidae		
<i>Eudocimus ruber</i> (Corocoro Colorado)	MI	EE-AV
ORDEN: FALCONIFORMES		
Familia: Pandionidae		
<i>Pandion haliaetus</i> (Águila Pescadora)	MN	EE
ORDEN: GRUIFORMES		
Familia: Rallidae		
<i>Gallinula chloropus</i> (Gallineta de Agua)	RE	EE
ORDEN: CHARADRIIFORMES		
Familia: Recurvirostridae		
<i>Himantopus mexicanus</i> (Viuda Patilarga)	RE	EE-AV
Familia: Charadriidae		
<i>Charadrius collaris</i> (Turillo)	MI	EE
<i>Charadrius semipalmatus</i> (Playero Acollarado)	MN	AV
<i>Pluvialis dominica</i> (Playero Dorado)	MN	AV
<i>Pluvialis squatarola</i> (Playero Cabezón)	MN	EE-AV
<i>Vanellus chilensis</i> (Alcaraván)	RE	EE-AV
Familia: Scolopacidae		
<i>Actitis macularia</i> (Playero Coleador)	MN	EE-AV
<i>Calidris canutus</i> (Playero Pecho Rufo)	MN	AV
<i>Calidris fuscicollis</i> (Playero Rabadilla Blanca)	MN	AV
<i>Calidris mauri</i> (Playerito Occidental)	MN	AV
<i>Calidris minutilla</i> (Playerito Menudo)	MN	AV
<i>Calidris pusilla</i> (Playerito Semipalmeado)	MN	AV
<i>Limnodromus griséus</i> (Becasina Migratoria)	MN	AV
<i>Numenius phaeopus</i> (Chorlo Real)	MN	EE-AV
<i>Tringa flavipes</i> (Tigüi-tigue Chico)	MN	EE-AV
<i>Tringa melanoleuca</i> (Tigüi-tigue Grande)	MN	EE-AV
Familia: Laridae		
<i>Leucophaeus atricilla</i> (Guanaguanare)	RE	EE
<i>Phaetusa simplex</i> (Guanaguare Fluvial)	MI	EE
<i>Sterna hirundo</i> (Tirra Medio Cuchillo)	MI	AV
<i>Thalasseus maximus</i> (Tirra Canalera)	MI	EE
Familia: Rynchopidae		
<i>Rynchops niger</i> (Pico de Tijera)	MI	EE-AV

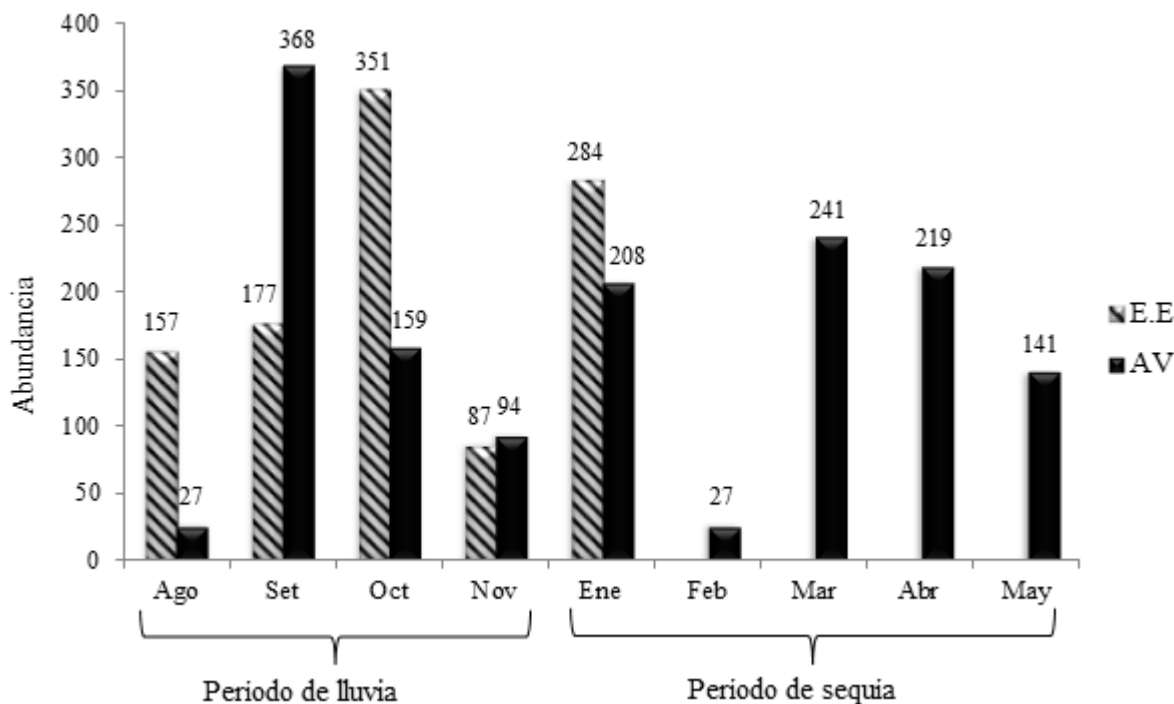


Fig. 3. Abundancia individual mensual en las lagunas suburbanas de EE y AV.

FLAMENCO (*Phoenicopterus ruber*)

Es una especie protegida en áreas circuncaribeñas, estando en Venezuela categorizada como en riesgo menor casi amenazado (RODRÍGUEZ & ROJAS 1999). (Tabla 5) [(Aunque el águila pescadora y el playero pecho rufo no están formalmente protegidos en la última versión del Libro Rojo de la fauna venezolana (RODRÍGUEZ & ROJAS 2008), se consideran amenazadas a nivel hemisférico (BAKER *et al.* 2004; GIBSON 2007)].

TABLA 2. Valores promedio (\pm DE= Desviación Estándar) de Riqueza Específica (# spp.), Diversidad (λ) y Equitabilidad (E_λ), para la Laguna Aeropuerto Viejo

MESES \ INDICES	# spp.	λ	E_λ
Agosto	10	0,79	0,85
Septiembre	15	0,71	0,76
Octubre	15	0,45	0,48
Noviembre	8	0,61	0,69
Enero	10	0,75	0,83
Febrero	10	0,79	0,85
Marzo	13	0,80	0,87
Abril	12	0,60	0,65
Mayo	12	0,55	0,59
Promedio \pm DE	11,66\pm2,26	0,67\pm0,11	0,73\pm0,12

En la tabla 6 se compara la cantidad de especies identificadas en las lagunas EE y AV con respecto a otras lagunas de Venezuela y Latinoamérica, tomando en cuenta la extensión.

DISCUSIÓN

La dinámica comunitaria de las aves acuáticas residentes y migratorias que habitan en humedales está condicionada a factores de naturaleza multifactorial, que pueden operar de manera individual o combinada (PIERSMA & BAKER 2000; WETLANDS INTERNATIONAL 2002; KUIJKEN

TABLA 3. Valores promedio (\pm DE= Desviación Estándar) de Riqueza Específica (# spp.), Diversidad (λ) y Equitabilidad (E_λ), para la Laguna El Estadio.

MESES \ INDICES	# spp.	λ	E_λ
Agosto	16	0,73	0,77
Septiembre	16	0,83	0,88
Octubre	12	0,79	0,86
Noviembre	7	0,13	0,15
Enero	7	0,19	0,22
Promedio \pm DE	11,6\pm4,02	0,53\pm0,30	0,57\pm0,32

TABLA 4. Frecuencia de aparición porcentual (FA) en las lagunas El Estadio (EE) y Aeropuerto Viejo (AV).

Especies (EE)	(%)	Especies (AV)	(%)
<i>Phoenicopterus ruber</i>	100	<i>Ardea alba</i>	100
<i>Ardea alba</i>	80,00	<i>Tringa melanoleuca</i>	88,88
<i>Leucophaeus atricilla</i>	60,00	<i>Charadrius semipalmatus</i>	77,77
<i>Actitis macularia</i>	40,00	<i>Actitis macularia</i>	55,55
		<i>Phoenicopterus ruber</i>	33,33

2006). Los resultados estacionales obtenidos en la comunidad de aves acuáticas asociadas a las lagunetas suburbanas El Estadio (EE) y Aeropuerto Viejo (AV) corroboran tal afirmación.

Se encontró poca diferencia en los valores comunitarios de riqueza, diversidad y equidad en la avifauna asociada a estos dos cuerpos lagunares, debido, en parte, a la cercanía y condiciones abióticas similares entre ambas lagunetas. Por otro lado, se estaría revelando la importancia de los pequeños humedales como sitios habituales de pernocta de especies de aves acuáticas migratorias locales e interhemisféricas, particularmente del flamenco, cuya presencia citadina reciente pudiera estar expresando el éxito de las iniciativas nacionales para su conservación (ESPINOZA *et al.* 2000).

Por regla general, las aves acuáticas coloniales tienden a concentrarse en ecosistemas con recursos alimenticios abundantes (MORRISON & ROSS 1987; SKAGEN & KNOPFF 1993); no obstante, existen factores abióticos relacionados con la densidad de las aves, como las oscilaciones mareales

TABLA 5. Categoría de riesgo en especies de las lagunas suburbanas El Estadio y Aeropuerto viejo según el Libro Rojo de la Fauna Venezolana (RODRÍGUEZ & ROJAS 2008). 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.

ESPECIE	LR	CITES	D-1485
<i>Phoenicopterus ruber</i>	MRca	II	Veda
<i>Eudocimus ruber</i>	MRpm	II	Veda
<i>Ardea alba</i>	-	-	Veda

MRca: Menor riesgo casi amenazado; MRpm: Menor riesgo preocupación menor.

TABLA 6. Número de especies *versus* la extensión territorial de algunas lagunas del nororiente de Venezuela, Brasil y México.

LAGUNA	EXTENSIÓN	N° SPP.
LOS OLIVITOS (Edo. Zulia)*	26 000 ha	98
TACARIGUA (Edo. Miranda)*	7 800 ha	135
CHACOPATA (Edo. Sucre)*	700 ha	96
AGUA DULCE (México)	318 ha	73
RODRIGO DE FREITAS (Brasil)	233 ha	31
LOS PATOS (Edo. Sucre)*	150 ha	104
EL MAGUEY (Edo. Anzoátegui)*	112 ha	53
TRONCONAL (Edo. Anzoátegui)*	33 ha	69
PUNTA ESCARCEO (Edo. Sucre)	27 ha	24
EL ESTADIO+AEROP. VIEJO (Edo. Sucre)	19 ha	31

y los niveles de profundidad del agua, pues condicionan la disponibilidad de hábitat de alimentación y sesteo (WHITFIELD 1978; HAYES & FOX 1991; COLWELL 1993; VELÁSQUEZ & NAVARRO 1993; MERCIER & McNEIL 1994; RIBEIRO *et al.* 2004; MARÍN *et al.* 2010; MARÍN *et al.* 2011; MARÍN *et al.* 2012).

Ciertamente, el aumento estacional de los niveles del agua en estas lagunetas, si bien no influyó en las diferencias significativas de la riqueza de especies durante el período de comparación, sí tiende a afectar la abundancia individual, siendo más evidente en la laguna EE, la cual comenzó a desecarse a partir de febrero, desapareciendo hábitat potenciales, y, en consecuencia, concentrar a los individuos en manchones u obligarlos a moverse hacia otros humedales una vez que la desecación fue total. Efectivamente, al iniciarse el período de sequía, eventualmente se pueden generar subestimaciones o sobreestimaciones en los índices comunitarios que se estén evaluando; una situación similar fue reseñada en humedales de Florida, E.U.A. (DAVID 1994), Chile (GONZÁLEZ *et al.* 2003), México (ALVARADO & HERNÁNDEZ 2004), Brasil (ALVES & PEREIRA, 1998) y Venezuela (MARÍN *et al.* 2011). No obstante, la equitabilidad promedio, la cual revela el grado de uniformidad en la distribución cuantitativa de los individuos de las distintas especies, mostró poca diferencia entre ambas lagunetas.

A excepción de la Garza Blanca Real, hubo una riqueza moderada de especies de aves Ciconiiformes (garzas y corocoros colorados), pero con pocos individuos por especie, al contrario de otras lagunas del litoral nororiental (McNEIL *et al.* 1985; DÍAZ & MENDOZA 1997). Sin embargo, fue en la laguna AV donde se observó la mayor abundancia de garzas, con la Garza Blanca Real mostrando las mayores concentraciones, en algunos meses, en el canal que conecta esta laguneta con la playa San Luis, la cual alimenta con aguas marinas este espejo de agua lagunar.

La curva acumulativa, donde se fusionó la riqueza de ambas lagunetas, mostró un patrón ascendente inicial, el cual se estabilizó al tercer mes de muestreo, aumentando nuevamente en el último mes con la identificación de un individuo de Playero Pecho Rufo.

La heterogeneidad del hábitat –en particular, el tipo de vegetación predominante–, en combinación con la disponibilidad de presas, las fluctuaciones hidroperiódicas y las condiciones físico-químicas, son otros factores que también pueden condicionar parámetros como la abundancia individual para las aves acuáticas, particularmente, las Ciconiiformes (KUSHLAN 1978; WILLARD 1985; MARÍN *et al.* 2003; ALVARADO & HERNÁNDEZ 2004; HOYER *et al.* 2006).

De manera similar, los aspectos comportamentales tienen influencia en este tipo de valoraciones comunitarias, pues las aves Ciconiiformes desarrollan hábitos y estrategias alimentarias características en la búsqueda de su alimento, entre ellas, sus tácticas depredatorias: por ejemplo, su manera de congregarse en la búsqueda de las presas -en solitario o en grupos mono o multiespecíficos (KUSHLAN 1977; KUSHLAN 1978; FREDERICK & BILDSTEIN 1992; BENNETT & SMITHSON 2001)-, sus hábitos -diurnos, crepusculares y/o nocturnos (MCNEIL *et al.* 1993; ROJAS *et al.* 1999b)-, métodos -persecución, acecho, sombreado alar (KUSHLAN 1976). Por otro lado está la zonación alimentaria interespecífica dentro de las aguas someras y la vegetación hidrófila (WILLARD 1977; RODGERS 1983; AGUILERA *et al.* 1985; POWELL 1987; LOMBARDINI *et al.* 2001) y la disponibilidad temporal (referida a la temperie) y estacional de las presas (RODGERS 1983; MERCIER & MCNEIL 1994), entre otros; todo ello puede crear sesgos en los inventarios realizados.

Por el contrario, los Charadriiformes estuvieron presentes en mayor cantidad, ya que, entre otros rasgos, son especialistas en explotar las orillas hiperhumectadas y aguas someras (PIERSMA & BAKER 2000). No obstante, la elevación del nivel de agua tiende a disminuir tanto el número de individuos, especies y hábitat (MARÍN *et al.* 2011; MARÍN *et al.* 2012) así como la disponibilidad de sus presas habituales (MERCIER & MCNEIL 1994).

La alta concentración de playeros pequeños (principalmente, *Calidris pusilla*, *C. mauri* y *C. minutilla*) observada en algunos meses en la laguneta AV, condujo a que obtuvieran una gran dominancia individual y los

mayores valores de relevancia en algunos meses. En playas arenosas de Aracaju, en Brasil, altamente urbanizadas, dos de las especies que se observaron con mayor frecuencia fueron *Calidris alba* y *C. pusilla*, y junto a *Arenaria interpres* y *Charadrius semipalmatus* acapararon el 79,1% de todas las especies observadas (ALMEIDA 2011). En Puerto Rico, en septiembre, el 65% de las aves fueron de las especies *C. pusilla* y *C. mauri*, y el 19% de *C. minutilla* (WUNDERLE *et al.* 1989). En Venezuela, los conteos llevados a cabo por el Censo Neotropical de Aves Acuáticas, realizados en febrero y julio durante el período 2006–2010, revelaron que *Calidris* spp., *Tringa melanoleuca* y *T. flavipes* acumularon el 62% de los individuos contados (GINER 2011). De igual modo, en isla La Tortuga, MARÍN *et al.* (2011) encontraron que *T. flavipes* y *C. mauri* fueron las especies con la mayor dominancia y RE. En la laguna de Punta de Mangle, isla de Margarita, MARÍN *et al.* (2012) identificaron 23 especies de aves playeras, donde las más relevantes fueron *C. pusilla*, *C. mauri*, *Ch. semipalmatus*, *T. flavipes*, *Limnodromus griseus*, *Numenius phaeopus* y *Charadrius wilsonia*, en ese orden.

Al igual que en las aves Ciconiiformes, en aves playeras las diferencias individuales según los hábitos (diurnos y/o nocturnos) y estrategias alimentarias (táctiles y/o visuales) que las diferentes especies utilizan para la obtención de sus presas (ROBERT & MCNEIL 1989; ROMPRÉ & MCNEIL 1994; DODD & COLWELL 1996; ROJAS *et al.* 1999a) son variables relevantes a la hora de desarrollar los censos. En un estudio realizado en laguna de Chacopata, estado Sucre, se encontró que los organismos nadadores como peces, isópodos, anfípodos, camarones (*Penaeus* sp.) y coríxidos fueron tres veces más abundantes de noche que de día, y en organismos que viven en la superficie del sustrato como algunos isópodos, anfípodos y poliquetos fueron diez veces más abundantes (MCNEIL *et al.* 1995). En las aves playeras, las actividades nocturnas de alimentación también pueden llevarse a cabo para evitar la depredación diurna: *e. g.*, por aves rapaces (BURNS & YDENBERG 2002). En conjunto, todos estos factores determinarán, parcial y espacio-temporalmente, la densidad individual, distribución y riqueza de las especies de aves en estos escenarios lagunares.

Estas consideraciones suelen ser determinantes en el tiempo de permanencia de las diferentes especies de aves acuáticas en los humedales, independiente de su

grado de agregación y competitividad habitual, tanto bandadas monoespecíficas como mixtas, e incluye las especies residentes que anidan en los diferentes hábitat que ofrecen estos productivos escenarios. Otro tanto sucede con factores como lluvia, viento, mareas y turbidez del agua los cuales deberían interferir en la tasa de éxito en la captura y, en consecuencia, en el tiempo de actividad depredatoria de las aves.

En los ecosistemas lagunares, la relación existente entre la superficie 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 (AMAT *et al.* 1985; BROWN & DINSMORE 1986; GIBBS 1993; SEMLITSCH & BODIE 1998; MARÍN *et al.* 2006). Es por ello, que las propuestas de actuación conservacionista deben tomar en cuenta tanto los criterios cuantitativos (*e. g.*, densidad específica-área; diversidad) como los cualitativos (*e. g.*, especies amenazadas y/o raras). En tal sentido, cuando la fragmentación de un ecosistema acuático tiene lugar, evidentemente se afectan los movimientos individuales y grupales de las especies, y entonces los pequeños humedales remanentes cobran importancia vital (BROWN & DISHMORE 1986; HAIG *et al.* 1997), pues varias especies de aves acuáticas necesitan utilizar múltiples hábitat para poder satisfacer sus requerimientos vitales (GIBBS 1993; BOETCHER *et al.* 1995; HAIG *et al.* 1997); este tipo de estudios ha sido particularmente escaso en humedales sudamericanos (CAZIANI *et al.* 2001).

Sin embargo, existe consenso en que la variable de mayor peso ecológico en la composición y estructura comunitaria de las aves acuáticas de humedales costeros parece ser la pérdida, reducción y degradación de los hábitat por actividades antrópicas, *e. g.*, desarrollo de infraestructuras urbanas e industriales vecinas o sobre humedales costeros, acumulación de basura, cacería, sobrevuelos civiles, etc. (SMIT *et al.* 1987; NOGALES 2004; BURGER *et al.* 2004; YASUÉ 2006; MARÍN *et al.* 2011), y la cual está alcanzando en las últimas décadas proporciones alarmantes (ZOCKLER *et al.* 2003).

Al respecto, la presencia de un individuo del Playero Pecho Rufo, una especie amenazada a nivel hemisférico (BAKER *et al.* 2004), avistada en mayo en la laguna AV, resalta la importancia ecológica de estos pequeños cuerpos de agua (MARÍN *et al.* 2006). Vale comentar que,

el 48% de las *ca.* 200 poblaciones de aves playeras migrantes neárticas-neotropicales conocidas presentan sustanciales declives y sólo un 16% incrementos importantes (FERNÁNDEZ & LANK 2008; MORRISON 2011); adicionalmente, una recopilación acerca del estatus poblacional de las aves playeras que anidan en la tundra ártica y subártica arrojó que un 80% de las especies tiene tendencias al declive poblacional (MORRISON *et al.* 2001; BAKER *et al.* 2004; THOMAS *et al.* 2006), y este declive ha sido extensivo para Sudamérica (MORRISON *et al.* 2004; FERNÁNDEZ & LANK 2008; OTTEMA & RAMCHARAN 2009; LEVESQUE 2011; MORRISON 2011), y al parecer es una tendencia a nivel global (ZOCKLER *et al.* 2003).

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

En Latinoamérica, la organización IWC (International Waterbirds Census) ha establecido sedes en algunos países de Sudamérica, pero los monitoreos a nivel del Caribe y Sudamérica se vienen practicando a escala reducida (LESTERHUIS & CLAY 2011), y excepcionalmente a una mayor escala (LAGUNA & DE PRACONTAL 2011; MORRISON 2011); tanto es así, que hasta no hace mucho los datos disponibles sobre la proporción de poblaciones de aves playeras en declive para la Región Neotropical eran los más exiguos de todos los sitios Ramsar de las cinco regiones biogeográficas del mundo (WETLANDS INTERNATIONAL 2002).

Finalmente, los programas de conservación de aves acuáticas para las Américas deben ser una iniciativa que incluya entre sus objetivos ineludibles, no sólo estudiar su distribución y abundancia mediante monitoreos periódicos, sino emprender campañas de concienciación, a nivel local, nacional e internacional, que serán de vital importancia en la preservación de las pequeñas lagunas costeras (MARÍN *et al.* 2006).

REFERENCIAS

- AGUILERA, E., C. RAMO, & B. BUSTO. 1985. Food habits of the scarlet and white ibis in the Orinoco plains. *Condor* 95:739-741.
- ALMEIDA, B. 2011. Migratory shorebirds at a stopover site in Northeastern Brazil: habitat use and anthropogenic impacts. IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group. Burnaby, BC, Canada.

- ALVARADO, L. & S. HERNÁNDEZ. 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. & E. PEREIRA. 1998. Richness, abundance and seasonality of bird species in a lagoon of an urban area (Lagoa Rodrigo de Freitas) of Río de Janeiro, Brazil. *Ararajuba* 6: 110-116.
- AMAT, J., P. DÍAZ, M. HERRERA, P. JORDANO, J. OBESO & R. SORIGUER. 1985. Criterios de valoración de zonas húmedas de importancia nacional y regional en función de las aves acuáticas. *Pub. Agra. Pesq. Alim.* 35: 1-45.
- A.O.U. (American Ornithologist's Union). 1983. *Field guide of the birds of North America*. Forst/ed. Washington.
- BAKER, M. & A. BAKER. 1973. Niche relationships among six species of shorebirds on their wintering and breeding ranges. *Ecol. Monog.* 43: 193-212.
- BAKER, A.; P. GONZÁLEZ, T. PIERSMA, L. NILES, I. SERRANO, P. ATKINSON, N. CLARK, C. MINTON, M. PECK & G. AARTS. 2004. Rapid population decline in Red Knots: fitness consequences of decreasing refuelling rates and late arrival in Delaware Bay. *Proc. Real Soc. Lond. B* 271: 875-882.
- BENNET, J. & W. SMITHSON. 2001. Feeding associations between snowy egrets and red-breasted mergansers. *Waterbirds* 24: 125-128.
- BLANCO, D., B. LÓPEZ-LANÚS & R. BAIGÚN. 2007. *Mapping waterbird distribution and migration in South America*. Wetlands International. Buenos Aires.
- BOETTCHER, R., S. HAIG & W. BRIDGES. 1995. Distribution of nonbreeding American Avocets in coastal South Carolina. *Condor* 97: 68-81.
- BROWN, M. & J. DINSMORE. 1986. Implications of marsh size and isolation for marsh bird management. *J. Wildl. Manag.* 50: 392-397.
- BURGER, J., C. JEITNER, K. CLARK & L. NILES. 2004. The effect of human activities on migrant shorebirds: Successful adaptive management. *Environ. Conserv.* 31: 283-288.
- BURNS, J. & R. YDENBERG. 2002. The effects of wing loading and gender on the escape flights of least sandpipers (*Calidris minutilla*) and western sandpipers (*Calidris mauri*). *Behav. Ecol. Sociobiol.* 52: 128-136.
- BURTON, J. & R. MCNEIL. 1975. Les routes de migration automnale de treize espèces d'oiseaux de rivage Nordaméricains. *Revue Géogr. Montreal* 29: 305-334.
- CAZIANI, S., E. DERLINDATI, A. TALAMO, A. SUREDA, C. TRUCCO & G. NICLOSSI. 2001. Waterbird richness on Altiplano wetlands of northwestern Argentina. *Waterbirds* 24: 103-117.
- COLWELL, M. 1993. Shorebird community patterns in a seasonally dynamic estuary. *Condor* 95: 104-114.
- CONSTANZA, R., W. KEMP & W. BOYTON. 1993. Predictability, scale, and biodiversity in coastal and estuarine ecosystems: implications and management. *Ambio* 22: 88-96.
- DAVID, P. 1994. Wading bird use of lake Okeechobee relative to fluctuating waters levels. *Wilson Bull.* 106: 719-732.
- DEL HOYO, J., A. ELLIOT, & J. SARGATAL. 1994. *Handbook of the Birds of the World. Volumen 1. Vultures to Guineafowls*. Lynx Edicions. Barcelona.
- DI GIACOMO, A. & A. PARERA. 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. Buenos Aires.
- DÍAZ, O. & C. MENDOZA. 1997. Estructura de la comunidad de aves en el parque litoral Laguna de Los Patos, Cumaná, Venezuela. *Saber* 9: 36-44.
- DODD, S. & M. COLWELL. 1996. Seasonal variation in diurnal and nocturnal of distributions of nonbreeding

- shorebirds at North Humboldt Bay, California. *Condor* 98: 196-207.
- EHRENFELD, J. 2000. Evaluating wetlands within an urban context. *Ecol. Engine.* 15: 253-265.
- ELLIOTT, J., M. HARRIS, L. WILSON, P. WHITEHEAD & R. NORSTROM. 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: 416-428.
- 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: 213-219.
- ESPIÑOZA, F., L. PARRA, J. ARANGUREN, A. MARTINO, M. QUIJADA, D. PIRELA, R. RIVERO, R. GUTIÉRREZ, N. JIMÉNEZ, S. LEAL, & E. LEÓN. 2000. Numbers and distribution of Caribbean Flamingo in Venezuela. *Waterbirds* 23: 80-86.
- FERNÁNDEZ, G. & D. LANK. 2008. Effects of habitat loss on shorebirds during the non-breeding season: current knowledge and suggestion for action. *Ornitol. Neotrop.* 19: 633-640.
- FOWLER, J. & L. COHEN. 1996. *Statistics for ornithologists*. BTO Guide 22. London.
- FREDERICK, P. & K. BILDSTEIN. 1992. Foraging ecology of seven species of Neotropical ibises (Threskiornithidae) during the dry season in the llanos of Venezuela. *Wilson Bull.* 104:1-21.
- FURNESS, R. & K. CAMPHUYSEN. 1997. Seabirds as monitors of the marine environment. *ICES J. Mar. Sci.* 54: 726-737.
- GIBBS, J. 1993. Importance of small wetlands for the persistence of populations of wetland-associated animals. *Wetlands* 13: 25-35.
- GINER, S. 2011. Las aves playeras de Venezuela: Resultados del Censo Neotropical de Aves Acuáticas período 2006-2010. IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group. Burnaby, BC, Canada.
- GREEN, A. & J. FIGUEROLA. 2003. *Aves acuáticas como bioindicadoras de humedales*. En, *Ecología, manejo y conservación de los humedales*. Ed. PARACUELLOS, M. Instituto de Estudios Almerienses. Almería. pp. 47-60.
- GUADAGNIN, D., A. SCHMITZ, L. CARAVLHO & L. MALTCHIK. 2005. Spatial and temporal patterns assemblages in fragmented wetlands of Southern Brazil. *Waterbirds* 28: 261-404.
- HAIG, S., D. HEHLMAN, & L. ORING. 1997. Avian movements and wetland connectivity in landscape conservation. *Conserv. Biol.* 12: 749-758.
- HAYES, F. & J. FOX. 1991. Seasonality, habitat use, and flock sizes of shorebirds at the Bahía de Asunción, Paraguay. *Wilson Bull.* 103: 637-649.
- HILTY, S. 2003. *Birds of Venezuela*. Princeton University Press. Princeton and Oxford.
- HOLLAMBY, S., J. AFREMA-AZIHUMI, S. WAIGO, K. CAMERON, A. GANDOLF, A. NORRIS & J. SIKARSIE. 2006. Suggested guidelines for use of avian species as biomonitors. *Environ. Monit. Asses.* 118: 1-3
- HOYER, M., S. NOTESTEIN, T. FRAZER & D. CANFIELD. 2006. A comparison between aquatic birds of lake and coastal rivers in Florida. *Hydrobiologia* 567: 5-18.
- KUIJKEN, E. 2006. *A short history of waterbird conservation*. En, *Waterbirds around the world*. Eds. G. BOERE, C. GALBRAITH & D. SROUD. The Stationery Office. Edinburg, UK. pp. 52-59.
- KUSHLAN, J. 1976. Feeding behavior of North American herons. *Auk* 93: 35-36.
- KUSHLAN, J. 1977. The significance of plumage color in the formation of feeding aggregations of ciconiiforms. *Ibis* 119: 361-364.
- KUSHLAN, J. 1978. *Feeding ecology of wading birds*. In, *Wading birds*. Eds. Sprunt, A. IV, J. Ogden & S. Winckler. Natl. Audubon Society. New York, New York. pp. 249-295.

- LAGUNA, M. & N. DE PRACONTAL. 2011. Aerial survey of shorebirds staging and wintering on the French Guiana coast. IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group. Burnaby, BC, Canada.
- LESTERHUIS, A. & R. CLAY. 2011. Status assessment of South American breeding shorebirds. IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group. Burnaby, BC, Canada.
- LEVESQUE, A. 2011. Impact of legal and illegal shorebirds hunting in the Caribbean. IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group. Burnaby, BC, Canada.
- LOMBARDINI, K., R. BENNETS, & C. TOURENQ. 2001. Foraging success and foraging habitat use by cattle egrets and little egrets in the Camargue, France. *Condor* 103: 38-44.
- MARÍN, G., E. GUEVARA & L. BASTIDAS 2003. Algunos componentes de la dieta de aves Ciconiiformes en ecosistemas marino-costeros del estado Sucre, Venezuela. *Saber* 15: 99-155.
- MARÍN, G., L. BLANCO, A. PRIETO, J. MUÑOZ & R. ALZOLA. 2006. Dependencia de pequeñas lagunetas y charcas costeras para la avifauna residente y migratoria: dos casos en Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 45: 149-163.
- MARÍN, G., Y. CARVAJAL & J. MUÑOZ. 2010. Perspectivas conservacionistas de la avifauna de la laguna litoral urbana El Maguey, estado Anzoátegui, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr.* 49: 91-101.
- MARÍN, G., Y. CARVAJAL, J. VOGLAR, D. LÓPEZ & H. PEÑUELA. 2011. Diversidad de aves playeras Charadriiformes asociadas a humedales de la Isla La Tortuga y sus cayos, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr.* 50: 49-57.
- MARÍN, J.; G. MARÍN, & L. GONZÁLEZ. 2012. Variación estacional de la estructura comunitaria en aves playeras Charadriiformes, y perspectivas de conservación de la laguna de Punta de Mangle, isla de Margarita, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr.* 50: 49-57.
- MCNEIL, R., H. OUELLET & J. RODRÍGUEZ. 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: 449-474.
- MCNEIL, R., P. DRAPEAU, & R. PIEROTTI. 1993. *Nocturnality in colonial waterbirds: occurrence, special adaptations, and suspected benefits.* In, *Current Ornithology*, Vol. 10. Ed. POWER, D. Plenum Press. New York, New York. pp. 187-246.
- MCNEIL, R., O. DÍAZ, I. LIÑERO & J.R. RODRIGUEZ. 1995. Day and night-time prey availability for waterbirds in a tropical lagoon. *Can. J. Zool.* 73: 869-878.
- MERCIER, F. & R. MCNEIL. 1994. Seasonal variations in intertidal invertebrate prey density in a tropical lagoon and effects of shorebirds predation. *Can. J. Zool.* 72: 1755-1763.
- MORENO, C. 2002. *Métodos para medir la diversidad.* Manuales y Tesis SEA. Volumen 1. Zaragoza.
- MORRISON, G. 2011. Dramatic shorebirds populations declines along the Northeastern coast of South America. IV Meeting Western Hemisphere Shorebird Group. Burnaby, BC, Canada.
- MORRISON, R. & R. ROSS, 1987. Atlas of nearctic shorebirds on the coast of South America. *Can. Wildl. Ser. Spec. Publ.* 1: 1-128.
- MORRISON, G., Y. AUBRY, R. BUTLER, G. BEYRESBERGEN, G. DONALDSON, C. GRATTO-TREVOR, P. ITICKLIN, V. JOHNSTON & R. ROSS. 2001. Declines in North American shorebird populations. *Wader Study Group Bull.* 94: 34-38.
- MORRISON, G., R. ROSS & L. NILES. 2004. Declines in wintering populations of red knots in southern South America. *Condor* 103: 60-70.
- NOGALES, M., A.; MARTIN, B. TERSHY, C. DONLAN, D. VEITCH, N. PUERTA, B. WOOD & J. ALONSO. 2004. A review of feral cat eradication on islands. *Conserv. Biol.* 18: 310-319.
- OTTEMA, O. & S. RAMCHARAN, 2009. Declining numbers of Lesser Yellowlegs *Tringa flavipes* in Surinam. *Wader Study Group Bull.* 166: 87-88.

- PHELPS, W. & R. MEYER DE SCHAUENSSE. 1979. *Una guía de las aves de Venezuela*. Gráficas Armitano. Caracas.
- PIERSMA, T. & A. BAKER, 2000. *Life history characteristics and the conservation of migratory shorebirds*. En, *Behaviour and conservation*. Eds. MORRIS, L.M. & W.J. SUTHERLAND. Cambridge Univ. Press. Cambridge, UK. pp. 105-124.
- POWELL, G. 1987. Habitat use by wading birds in a subtropical estuary: implications of hydrography. *The Auk* 108: 740-749.
- RIBEIRO, P., O. IRIBARNE, D. NAVARRO & L. JAUREGUY. 2004. Environmental heterogeneity, spatial segregation of prey, and utilization of southwest Atlantic mudflats by migratory shorebirds. *Ibis* 146: 672-682.
- ROBERT, M. & R. MCNEIL. 1989. Comparative day and night feeding strategies of shorebirds species in a tropical environment. *Ibis* 131: 69-79.
- RODGERS JR., J. 1983. Foraging behavior of seven species of herons in Tampa Bay, Florida. *Colonial Waterbirds* 66:11-23.
- ROJAS, L., R. MCNEIL, T. CABANA & P. LACHAPPELLE, 1999a. Diurnal and nocturnal visual capabilities in shorebirds as a function of their feeding strategies. *Brain Behav. Evol.* 53: 29-43.
- ROJAS, L., R. MCNEIL, T. CABANA & P. LACHAPPELLE. 1999b. Behavioral, morphological and physiological correlates of diurnal and nocturnal vision in selected wading birds. *Brain Behav. Evol.* 53: 227-242.
- ROMANO, M., I. BARBERIS, G. PAGANO & J. MAIDAGAN. 2005. Seasonal and interannual variation in waterbird abundance and species composition in the Melincué saline lake, Argentina. *Eur. J. Wildl. Res.* 51: 1-13.
- ROMPRÉ, G. & R. MCNEIL. 1994. Seasonal changes in day and night foraging of willets in Northeastern Venezuela. *Condor* 96: 734-738.
- ROSA, S., J. PALMEIRIM & F. MOREIRA. 2003. Factors affecting waterbird abundance and species richness in an increasingly urbanized area of the Tagus Estuary in Portugal. *Waterbirds* 26: 226-232.
- RUIZ-CAMPOS, G., E. PALACIOS, J. CASTILLO-GUERRERO, S. GONZÁLEZ-GUZMAN & E. BATCHE-GONZÁLEZ. 2005. Composición espacial temporal de la avifauna de humedales pequeños costeros y hábitat adyacentes en el noroeste de Baja California, México. *Ccs. Mar.* 31: 553-576.
- SCHREIBER, E. & D. LEE. 2000. *West Indians seabirds: a disappearing natural resource*. In, *Status and conservation of West Indians seabirds*. Eds. SCHREIBER, E. & D. LEE. Society of Caribbean Ornithology, Spec. Publication # 1. Ruston, LA. USA. pp. 1-10.
- SEMLITSCH, R. & J. BODIE. 1998. Are small, isolated wetlands expendable? *Conserv. Biol.* 12: 1129-1133.
- SMIT, C., R. LAMBECK & W. WOLFF. 1987. Threats to coastal wintering and staging areas of waders. *Wader Stud. Group Bull.* 49: 105-113.
- THOMAS, G., R. LANCTOT & T. SZÉKELY. 2006. Can intrinsic factors explain population declines in North American shorebirds? A comparative analysis. *Ani. Conserv.* 9: 252-258.
- TRAUT, A. & M. HOSTETLER. 2003. Urban lakes and waterbirds: Effects of development on avian behavior. *Waterbirds* 26: 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.
- VELÁSQUEZ, C. & R. NAVARRO. 1993. The influence of water depth and sediment type on the foraging behavior of Whimbrels. *J. Field Ornithol.* 64: 149-157.
- WELLER, M. 1988. Issues and approaches in assessing cumulative impacts on waterbird habitat in wetlands. *Environ. Manage.* 12: 695-701.
- WETLANDS INTERNATIONAL. 2002. *Waterbird population estimates*. Third Edition. Wetlands International Global Series No. 12. Wageningen, The Netherlands.

- WHITFIELD, A. 1978. The importance of the tidal cycle to wading birds on mudflats. *Bokmakierie* 30: 24- 25.
- WIESE, F., W. MONTEVECCHI, G. DAVOREN, F. HUETTMANN, A. DIAMOND & J. LINKE. 2001. Seabirds at risk around offshore oil platforms in the North-west Atlantic. *Mar. Pollut. Bull.* 42: 1285-1290.
- WILLARD, D. 1985. *Comparative feeding ecology of twenty-two tropical piscivores*. In, *Neotropical Ornithology*. Eds. BUCKLEY, P., M. FOSTER, E. MORTON, R. RIDGELY, & F. BUCKLEY. American Ornithologists' Union. Washington, D.C. pp. 788-797.
- WUNDERLE, J. 1994. *Métodos para contar aves terrestres del Caribe*. General Technical Report. SO-100. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. New Orleans.
- WUNDERLE, J., R. WAIDE & J. FERNÁNDEZ. 1989. Seasonal abundance of shorebirds in The Jobos bay estuary in southern Puerto Rico. *J. Field Ornithol.* 60: 329-339.
- YASUÉ, M. 2006. Environmental factors and spatial scale influence shorebirds responses to human disturbance. *Biol. Conserv.* 128: 47-54.
- ZOCKLER, C.; DELANY, S. Y HAGEMEIJER, W. 2003. Wader populations are declining - how will we elucidate the reasons? *Wader Study Group Bull.*, 100: 202-211.

RECIBIDO: Marzo 2015

ACEPTADO: Septiembre 2015